

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta**

**Hodnocení obsahu vody v odumřelých
kmenech smrku ztepilého v NP Šumava**

Diplomová práce

Bc. Tomáš Chromčák

Školitel: Mgr. Václav Pouska, Ph.D.
Konzultant: RNDr. Martin Hais, Ph.D.

České Budějovice 2023

Chromčák, T. 2023: Hodnocení obsahu vody v odumřelých kmenech smrku ztepilého v NP Šumava. [Evaluation of water content in dead trunks of Norway spruce in the Šumava NP. Mgr. thesis, in Czech] – 74 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

This master's thesis focuses on the evaluation of the moisture content of dead Norway spruce (*Picea abies*) trunks in the Šumava National Park. The subject of the study were trunks in the second stage of decomposition in different variants of position (lying trunks, trunks without contact with the ground, standing trunks). Furthermore, the difference between the moisture content of sapwood and heartwood was assessed. The research was carried out in two climatically different areas over two growing seasons. Two different methods were used for data collection. The first method was to collect samples using an increment borer and then weighing and drying them, while the second method was to record moisture content by continuous measurement using dataloggers.

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracoval pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

V Českých Budějovicích, dne 12. dubna 2023

Bc. Tomáš Chromčák

Poděkování

Chtěl bych poděkovat především svému školiteli Mgr. Václavu Pouskovi, Ph.D., stejně tak RNDr. Martinu Haisovi, Ph.D. za veškerou poskytnutou pomoc, odborné vedení a trpělivost, kterou se mnou měli. Dále bych rád poděkoval Ing. Jaroslavu Červenkovi, Ph.D.; Ing. Pavle Čížkové, Ph.D.; doc. RNDr. Petru Šmilauerovi, Ph.D.; Prof. RNDr. Janu Lepšovi CSc. a Mgr. Pavlu Hubenému za pomoc při terénních pracech a za poskytnuté konzultace, které vedly ke zkvalitnění této práce. Velký dík také patří kolegům v laboratořích na Katedře biologie ekosystémů, kde jsem mohl zpracovávat vzorky. V neposlední řadě děkuji Národnímu parku Šumava za umožnění výzkumné části práce.

Obsah

| | |
|---|----|
| Úvod | 1 |
| Rešerše | 2 |
| Lesy v České republice | 2 |
| Disturbance | 3 |
| Biotičtí disturbanční činitelé | 4 |
| Abiotičtí disturbanční činitelé | 6 |
| Význam mrtvého dřeva | 9 |
| Mrtvé dřevo jako podklad pro semenáčky | 10 |
| Mrtvé dřevo a jeho podpora biodiverzity | 10 |
| Zásobárna živin | 11 |
| Stabilizační funkce | 11 |
| Rozklad mrtvého dřeva | 11 |
| Dynamika rozkladu | 13 |
| Vlhkost dřeva | 14 |
| Vázání vody ve dřevě | 15 |
| Metody měření obsahu vody | 15 |
| Způsoby vyjádření vlhkosti | 16 |
| Cíle a hypotézy | 18 |
| Materiál a metodika | 19 |
| Lokalita | 19 |
| Varianty kmenů | 21 |
| Sběr dat | 22 |
| Měření obsahu vody pomocí přírůstového vrtáku | 22 |
| Měření vlhkosti dřeva automatickým záznamníkem | 24 |
| Laboratorní experiment | 28 |
| Zpracování dat | 29 |
| Výsledky | 30 |
| Výsledky z vážených a sušených vzorků | 30 |
| Výsledky z kontinuálního měření vlhkosti dřeva pomocí dataloggerů | 35 |
| Diskuse | 44 |
| Závěr | 49 |
| Zdroje | 50 |
| Přílohy: | 69 |

Úvod

Odumřelé kmeny stromů mají velký ekologický význam pro fungování ekosystému lesa (Bobiec et al., 2005; Harmon et al., 1986; Lonsdale et al., 2008; Stokland et al., 2012). Mají schopnost zadržovat vodu (Fortino et al., 2013; Harmon & Sexton, 1995), jsou zdrojem živin (Green et al., 1993) pro následnou obnovu lesa (Svoboda et al., 2010), mechorosty (Kushnevskaia et al., 2007), lišejníky (Humphrey et al., 2002) a houby (Pouska et al., 2016; Rydin et al., 1997). Ve stojící podobě vytvářejí úkryty pro ptáky (Bütler et al., 2004) i malé obratlovce (Harmon et al., 1986) a pro řadu bezobratlých živočichů (Heliövaara & Väisänen, 1984), kdy mnohým poskytují i potravu. V neposlední řadě ovlivňují mikroklima biotopu (Jonášová & Prach, 2004; Zielonka, 2006b), kde odumřelé kmeny v různých fázích dekompozice představují velmi heterogenní mozaiku osvětlených, a hlavně zastíněných a vlhkých ploch (Zielonka & Piatek, 2004), přičemž také samy stíní.

Jedním z hlavních faktorů, které ovlivňují všechny tyto děje, je vlhkost odumřelého dřeva. Ta hraje důležitou roli v řadě procesů, ať už jeho rozkladu (Harmon et al., 1986), v podpoře biodiverzity (Ferris & Humphrey J.W, 1999; Humphrey et al., 2005) nebo obnově lesa (Lonsdale et al., 2008). Vlhkost v mrtvém dřevě je ovlivněna různými environmentálními faktory (Laiho & Prescott, 2004), jako je sezonalita, teplota, srážky (Fraver et al., 2002), vzdušná vlhkost (Hartley & Hamza, 2016), kondenzace vody vlivem nízkých teplot (Petřík, 1986), stíněním, prouděním vzduchu (Pichler et al., 2012), případně kontaktem se zemí (Bütler et al., 2007; Přívětivý & Šamonil, 2021).

Dosavadní výzkumy popisují spíše dílčí výsledky takových měření, chybí však ucelená studie, která by porovnávala vlhkost tlejícího dřeva za různých environmentálních podmínek, včetně dynamiky změn v průběhu sezóny. Cílem této diplomové práce bylo porovnat vlhkost tlejícího dřeva v konkrétním brzkém stupni rozkladu u kmenů v třech variantách postavení kmenů (ležící kmen, ležící kmen bez kontaktu se zemí, stojící kmen). Porovnat rozdíly vlhkosti v povrchové vrstvě (bělové dřevo), ve středu kmene (jádrové dřevo) a porovnat mezi sebou lokality s odlišnými mikroklimatickými podmínkami.

Rešerše

Lesy v České republice

Les má zákonné vymezení podle lesního zákona č. 289/1995 Sb., dle něj se lesem rozumí lesní porosty s jeho prostředím a pozemky určené ke konání funkci lesa. Na těchto pozemcích nemusí být nutně jen les, ale patří sem i lesní paseky, lesní cesty, malé vodní plochy a mokřady. Veskot et al. (2003) rozlišuje funkce lesů na tři hlavní funkce. Na jedné straně funkci hospodářskou, kdy je hlavním cílem produkce dřevní i nedřevní hmoty. Na druhé straně funkce ekologická. Ta se dá rozdělit na funkce stabilizační, vodohospodářské, půdoochranné, klimaticko – vzduchoochranné. Poslední funkční jednotkou je funkce sociální, tedy rekreační, zdravotní a kulturně – naučná.

Dle zákona č. 289/1995 Sb., se lesy dále dělí do třech kategorií, a to podle jejich převažující funkce na lesy ochranné, zvláštního určení a hospodářské lesy.

Les ochranný plní hlavně funkci mimoprodukční, a to na nepříznivých stanovištích. V těchto lesích není funkce produkční účelná, ale je zde významná funkce ekologická – půdoochranná, hydrická, erozi zabraňující, zadržování vody a zpomalování jejího odtoku. Často se jedná o lesy na nepříznivých stanovištích.

V lesích zvláštního určení převažuje veřejný zájem nad zájmen produkčním. Jedná se o lesy v pásmech hygienické ochrany vodních zdrojů, národních parcích, chráněných krajinných oblastech, přírodních rezervacích a lesy potřebné pro udržení biologické rozmanitosti.

V hospodářských lesích je nejvýznamnější produkce dřevní hmoty a ostatních produktů lesa. Vhodnou skladbou dřevin podle hospodářského plánu je snaha o naplnění co nejvyššího produkčního potenciálu.

Téměř všechny lesy ale plní vícero funkcí současně (Bače & Svoboda, 2016). Dle výzkumů se ukazuje, že lesní porosty s větší diverzitou dřevin plní většinu funkcí lépe (Gamfeldt et al., 2013). V rámci České republiky lesy zaujímají zhruba 37% území (Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2021, 2022), tím tvoří jedny z nejrozsáhlejších ekosystémů u nás a jsou významným nositelem druhové rozmanitosti a představují základ našeho životního prostředí.

V České republice dle vyhlášky č. 45/2018 Sb. existují různé stupně přirozenosti lesa. Prvním typem jsou původní lesy neboli pralesy, to jsou lesy člověkem téměř neovlivněné, kde dřevinná skladba odpovídá potenciální přirozené vegetaci s rozvolněnými stupni vývojových

stádií. Dalším typem jsou lesy přírodní, ty jsou člověkem v minulosti ovlivněné, ale jejich skladba odpovídá stanovištním poměrům. Posledním typem jsou lesy přírodě blízké, kde dřeviny převážně odpovídají stanovištním poměrům, avšak dynamika byla do nedávna usměrňována člověkem. Ve všech případech se jedná o ekologicky významné typy lesů.

Zaměříme-li se na oblast Šumavy, můžeme zde pozorovat jedny z nejrozsáhlejších ploch přirozených a přírodě blízkých smrčín v rámci České republiky. Dají se tu najít takové porosty, které nebyly dosud ovlivněny člověkem téměř vůbec, nebo vůbec (Čada et al., 2016; Svoboda et al., 2010). Jedná se o porosty, kde je dominantní dřevinou smrk ztepilý (*Picea abies*). Ten může být doprovázen dalšími druhy dřevin jako je buk lesní (*Fagus sylvatica*), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*), bříza bělokorá (*Betula pendula*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*), borovice blatka (*Pinus uncinata*) nebo jedle bělokorá (*Abies alba*) (Čížková et al., 2020). Tyto smrčiny jsou převážně vázány na supramontánní stupeň (950–1350 m n. m.), můžeme je ale pozorovat i v nižších polohách, kde se nacházejí na místech se specifickými abiotickými faktory (Slavík & Hejný, 1988), například v údolích s teplotní inverzí.

Disturbance

Narušení jsou hlavní silou, která řídí dynamiku většiny lesních ekosystémů ve světě (Frelich, 2008). Těmto narušením se říká disturbance. Rozumíme jím náhlé narušení systému, v tomto případě lesa, kdy je tato změna nevratná v krátkém čase. Za disturbanci lze obecně považovat fyzikální sílu, proces nebo událost, která způsobí náhlou změnu v chování nebo ve vlastnostech daného systému (Rykiel, 1985). Důležité je rozlišovat mezi příčinou disturbance a jejím následkem (Pickett & White, 1985). Obecně je disturbancí rozuměna příčina a nikoliv následek. Základní rozdělení disturbancí a jejich charakteristiky uvádí Rykiel et al. (1988). V případě lesních porostů definují Waring and Running (1998) disturbanci jako jakýkoliv faktor, který způsobuje významnou redukci indexu listové plochy (LAI – leaf area index) po období delší než jeden rok. Tyto disturbance se v lesích vyskytují pravidelně, a to v důsledku přírodních i antropogenních sil (Seidl et al., 2011; Wohlgemuth et al., 2002). Jedná se o neodmyslitelnou součást lesních ekosystémů (Foster et al., 1998). Disturbance ovlivňují koloběh živin, druhové složení, strukturu a fungování lesních ekosystémů (Bradford et al., 2013; Foster et al., 1998; Oliver & Larson, 1996). Typy, frekvence a intenzita disturbancí se v různých částech světa liší. Jsou také rozdílné dle vývojové fáze, ve které se les nachází (Hilszczański et al., 2005). Při disturbanci lesního porostu se přirozeně změní mikroklimatické podmínky, tedy teplotní a vlhkostní poměry. S odumřením stromového patra se zvýší výkyvy denních teplot a sníží se vlhkost vzduchu (Kopáček et al., 2020). To vše hraje důležitou roli

při udržování biologické rozmanitosti tím, že vytváří nové biotopy pro organismy, které by jinak mohly vymizet (Lindenmayer et al., 2006; Swanson et al., 2011).

Jako klíčové lesní disturbance identifikoval Dale et al. (2000) z celosvětového hlediska požáry, sucho, zavlečené druhy, epidemie hmyzu a jiných patogenů, hurikány, vichřice a ledové bouře. V evropských lesích pak mezi nejvýznamnější abiotické faktory patří vítr, sucho a požáry (Allen et al., 2015; Schelhaas et al., 2003). Tyto abiotické faktory dokážou silně podpořit biotické faktory (Grodzki et al., 2004; Kulakowski & Bebi, 2004; Økland & Bjørnstad, 2006; Wermelinger, 2004), v České republice hlavně výskyt lýkožrouta smrkového (*Ips typographus*). Kombinace biotických a abiotických faktorů může vést k tvorbě velkoplošných disturbancí. V dalších letech se očekává jejich častější frekvence, a to díky změně klimatu (Senf and Seidl, 2020; IPCC, 2022).

Lesní porosty na území Národního parku Šumava byly ovlivňovány přirozenými disturbancemi historicky (Svoboda et al., 2012). Dochází zde k maloplošným i velkoplošným narušením s nimiž jsou spojeny generační výměny lesů. Narušení, kdy na dané ploše odumře alespoň 50 % stromů, se dějí zhruba jednou za 174 let a nejčastěji se projevují na návětrných místech (Čada et al., 2016).

Biotičtí disturbanční činitelé

Mezi hlavní biotické disturbanční činitele v evropských podmínkách patří hlavně býložraví savci, houby a hmyz (Jactel et al., 2009).

Disturbance způsobené býložravými savci jsou dlouhodobé a významné. V našich lesích je pozorováno v průměru 15 % stromů z celkové obnovy, zničených těmito činiteli (Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2021, 2022). Z býložravých savců je významný jelen evropský (*Cervus elaphus*), který působí škody především okusem, ohryzem a loupáním. Z malých savců jde o norníka rudého (*Clethrionomys glareolus*) (Zásady péče o Národní park Šumava, 2022), škody jím způsobené jsou především právě na mladých dřevinách, které hlodavci obecně napadají (Wingfield & Swart, 1994).

Výskyt patogenních hub je poměrně běžný. Nejvýznamnější zástupci dřevokazných hub jsou václavky (*Armillaria*) (Legrand P. et al., 2005), další významný zástupce je kořenovník vrstevnatý (*Heterobasidion annosum*) (Gibbs, 2002). Můžeme také pozorovat houby sypavky rodu *Lophodermium*, rzi (*Puccinia* sp.), padlí dubové (*Microsphaera alphitoides*), kornici borovou (*Cenangium ferruginosum*), kuželík borový (*Sphaeropsis sapinea*), voskovičkou

jasanovou (*Hymenoscyphus fraxineus*) případně lesklokorku ploskou (*Ganoderma applanatum*) (Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2021, 2022).

Hmyz je považován za biologického činitele, který dokáže významně ovlivnit dynamiku lesa (Kulakowski & Bebi, 2004), ohniska jeho výskytu mohou mít významné důsledky v krajinném měřítku (Alfaro et al., 2009). Můžeme rozlišovat listožravý a podkorní hmyz. Listožravý hmyz se v posledních letech na našem území vyskytoval v zanedbatelném množství, především na lokální úrovni. Do listožravého hmyzu, můžeme řadit klikoroha borového (*Hylobius abietis*) (Speight & Wainhouse, 1989), ploskohřbetku smrkovou (*Cephalcia abietis*), bekyni mnišku (*Lymantria monacha*), případně housenky obaleče (*Tortricidae*) a píďalky (*Geometridea*) (Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2021, 2022).

Naproti tomu podkorní hmyz v posledních letech zaznamenal vzestup kalamitních rozsahů (Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2021, 2022).

Kůrovcové disturbance

Kůrovci jsou podčeleď brouků vázaných na lýko. Ve střední Evropě patří k nejvýznamnějším škůdcům lesa (Zahradník, 2004). V České republice můžeme narazit na více než 30 druhů. V případě Šumavy se jedná převážně o lýkožrouta smrkového (*Ips typographus*), který jako živnou rostlinu využívá smrk ztepilý (*Picea abies*). Lýkožrout je na smrk vázaný po celý svůj životní cyklus. Jedna oplodněná samička dokáže naklást až 80 vajíček (Heidger, 1994), z těch se líhnou larvy, které mají tři stádia (instary). Larvy vykusují horizontální chodbičky a procházejí postupnou metamorfózou v dospělce. Na konci vývoje potřebují zdokonalit létací svaly a pohlavně dozrát. Toto období trvá cca 14 dní a je označováno jako tzv. žír. Poté vylétají a zakládají další generaci (Wermelinger, 2004). Obvykle se za sezónu vyvine 1-2 generace, nicméně v posledních letech, hlavně díky zvýšeným teplotám, dochází k vytvoření až 3 generací (Hlásny et al., 2011).

Po napadení kůrovcem se strom brání produkcí pryskyřice, fenoly a terpeny (Raffa et al., 2016), tím se snaží usmrtit samotné brouky. V případě, že je oslaben, nebo nemá dostatek zdrojů, je produkce pryskyřice nízká a strom se nezvládne ubránit. Tyto oslabené stromy kůrovec dokáže vyhledat přednostně (Jansa & Skalka, 2019), při gradaci ale napadá i zdravé stromy (Pfeffer et al., 1952).

Z hlediska České republiky byla zaznamenána 4 rozsáhlá přemnožení lýkožrouta smrkového, která způsobila rozsáhlé kalamity. Proběhly v letech 1886-1878, 1944-1952, 1983-1988, 1993-1996. Od roku 2003 se potýkáme s pátou (Zahradník & Zahradníková, 2019). Kombinací větrného polomu, vysokých jarních teplot (Lausch et al., 2011) a kůrovce bylo v této páté kůrovcové kalamitě evidováno na 16,6 mil. m³ zasaženého dřeva (Zahradník & Zahradníková, 2019). Na některých místech podlehl až 100 % stromového patra (Svoboda et al., 2010).

Nicméně dle některých studií je lýkožrout smrkový považován za klíčový druh pro biodiverzitu a koloběh živin (Beudert et al., 2015; Repel et al., 2020; Veselá et al., 2019; Wermelinger, 2004) a pro přirozené zmlazování lesů (Jonášová & Prach, 2008). Po kůrovcové disturbanci přibude mrtvé dřevo a zůstane stát mnoho odumřelých stromů. Společně s větrnými disturbancemi je lýkožrout považován za přirozenou součást disturbancí horských jehličnatých lesů (Čada et al., 2016; Svoboda et al., 2012) a důležitým hybatelem ve struktuře lesa (Raffa et al., 2008).

Abiotičtí disturbanční činitelé

Větrné disturbance

Vítr je na území Evropy běžnou abiotickou disturbancí (Schelhaas et al., 2003). Jeho význam je především v tvorbě heterogenity ve struktuře lesa, a to jak prostorové, tak časové. Silný vítr může způsobit zlomení kmenů stromů nebo jejich vyvrácení, čímž dochází k rozvolnění korunového patra, narušení půdního povrchu a výraznému zvýšení množství ležícího mrtvého dřeva (Lain et al., 2008). Dávají tak možnost samovolné obnově daného ekosystému, což lze považovat za hlavní sílu přírodní sukcese lesa (Bouget & Duelli, 2004). Vliv, který mají vichřice na vývoj a složení porostu, je různý. Vítr dokáže ovlivnit i regionální biodiverzitu hmyzu (Grodzki & Fronek, 2017), mimo jiné napomáhá k šíření hmyzu na nová stanoviště, dokáže ovlivnit jeho chemickou komunikaci a rozmnožování (Bonsignore & Bellamy, 2007; Byers, 2000; Cardé & Willis, 2008; Chase et al., 2017). Tento vliv je zásadní ve vztahu k větrným polomům a následným gradacím podkorního hmyzu (Grodzki & Fronek, 2017).

Větrné události typu větrných bouří, vichřic či tornád se na našem území vyskytovaly poměrně často, ale jejich frekvence kolísala (Dobrovolný & Brázdil, 2003). V České republice může vítr až za 57% nahodilé těžby způsobené abiotickými faktory (Šrámek & Novotný, 2022). Dle Brázdila (2004) se na území Šumavy vyskytla vichřice, která byla schopna narušit lesní

porosty na rozsáhlých plochách, téměř v každém století. Poslední velké poškození větrem sehnala bouře Kyrill v roce 2007. Díky existující příčinné závislosti mezi populační dynamikou lýkožrouta smrkového a větrnými disturbancemi (Økland & Bjørnstad, 2006), rok po bouři došlo k šíření kůrovce do porostů poškozených větrnou bouří. Tato gradace trvala až do roku 2011. Vznikla tak rozsáhlá poškozená území. Mezi nejvíce zasažené oblasti patří pohraničí mezi Českem a Bavorskem v nadmořské výšce 1050 až 1350 m (Janík & Romportl, 2018).

Disturbance způsobné suchem

Sucho je přirozenou součástí hydrologického cyklu, nicméně jeho nárůst je v Evropě pozorovatelný od poloviny minulého století (Dai et al., 2004). Začíná v důsledku záporné srážkové bilance a je charakterizováno podprůměrným množstvím vody a její špatnou dostupností v různých částech hydrologického cyklu. V Čechách může až za 38 % nahodilé těžby způsobené abiotickými podmínkami (Šrámek & Novotný, 2022). Jedná se o silný stresový faktor, u kterého je často důležitější doba trvání než jeho intenzita (Fay et al., 2000). U velké části epizod chřadnutí vyvolaných suchem není však sucho převažujícím mortalitním stresorem, tím je až následné biotické poškození, nejčastěji kůrovcovitými brouky, kdy se oslabené stromy nejsou schopny bránit (Anderegg et al., 2015). Vyšší teploty vzduchu ve vegetační sezóně a častější suchá období vytvářejí příznivé podmínky pro gradace populací hmyzu, a to zejména vícegeneračních druhů. Obecně je známo, že ze sucha profituje zejména podkorní, dřevokazný a savý hmyz, který lépe prosperuje na suchem oslabených stromech (Jactel et al., 2012; Koricheva et al., 1998).

Požárové disturbance

Požárové disturbance lesních porostů jsou podmíněny klimatickými parametry (teploty a srážky), druhovou skladbou porostu a také množstvím materiálu pro zahoření a dalšího šíření ohně (Keeley, 2009). Vysokým rizikem požárů jsou v celosvětovém měřítku známé zalesněné oblasti s malým množstvím srážek a vysokými teplotami během vegetační sezóny (západní pobřeží USA, oblast mediteránu v Evropě apod.). Z pohledu České republiky můžou za 0,01% nahodilé těžby v roce 2021 (Šrámek & Novotný, 2022). S globálním vzrůstem teplot, mění se distribucí srážek v průběhu roku, ale i s vývojem rozdílů srážkových úhrnů mezi regiony, lze počítat do budoucna i s vyššími riziky lesních požárů (Flannigan et al., 2013; Jolly et al., 2015). Na druhou stranu i samotné podmínky lesa mohou toto riziko měnit. Například monokulturní smrkové porosty mohou být více ohrožené zahořením než přírodě blízké porosty

nebo porosty smíšené (Tanskanen et al., 2005). Obecně platí, že listnaté a smíšené lesy mají nižší riziko požárů než lesy jehličnaté (González et al., 2006). Velkou roli může sehrát i odvodnění porostu hydromelioračními úpravami, kdy zejména v době letních přísušků může riziko požárů významně narůstat (Hart et al., 2019). S tím souvisí i množství suché hrabanky, kdy nejvyšší teploty takového materiálu jsou na pasekách vlivem vyšší sluneční radiace, přičemž i v rozpadlých porostech vlivem lýkožrouta smrkového jsou tyto teploty oproti pasekám nižší (Hais & Kučera, 2008). Nicméně těsně po disturbanci způsobené hmyzem se riziko pro zahoření v porostu zvýší (Meigs et al., 2015), se stoupajícím obsahem vody v mrtvé dřevní hmotě a probíhající dekompozicí dřeva však opět v čase klesá (Harmon & Sexton, 1995). Kmeny s větším průměrem jsou celkově vlhčí a vykazují menší výkyvy vlhkosti (Pouska et al., 2016).

Dnešní metody pro sledování rizika požárů vycházejí z metod dálkového průzkumu Země a terénních měření. Pomocí dálkového průzkumu Země je možné stanovovat riziko zahoření pomocí teplot povrchů (Surface temperatures) s využitím termálních kamer a scannerů na družicích, letadlech a bezpilotních leteckých prostředcích (UAV – např. drony) (Kuenzer & Dech, 2013). Toto měření lze provádět i pozemním způsobem. Další možností dálkového průzkumu je využití spektrálních dat v podobě různých vegetačních indexů, které vypovídají o množství biomasy (např. NDVI – Tucker, 1979), vlhkostních podmínkách či vitalitě porostu (např. NDMI - Jin and Sader, 2005, Wetness - Kauth and Thomas, 1976). Pro účely hodnocení rizika zahoření byl navržen i speciální spektrální index NBR – Normalised Burn Ratio, který je vypočten z pásem blízkého a středního IČ spektra. Nižší hodnoty indexu znamenají vyšší riziko požáru (Key & Benson, 2006).

Požárové disturbance byly v prostředí Šumavy během holocénu přirozenou součástí dynamiky lesních porostů. Jejich frekvence byla v závislosti na klimatických faktorech přibližně 3–4 události na 1000 let, nicméně se vzrůstajícím osídlením od doby bronzové tato frekvence i vlivem lidské činnosti vzrostla až na 6 požárů/1000 let (Kuneš Petr & Suda Tomáš, 2018). Autoři této studie dále dokládají další zvýšení frekvence požárů v posledním tisíciletí, kde vedle antropogenních vlivů sehrála roli změna vegetační skladby úbytkem buku a jedle. Dnešní klimatická změna může frekvenci požárů ještě zvýšit, zejména při změně distribuce srážek během roku. Současné roční úhrny okolo 1500 mm ročně v oblasti centrální Šumavy a relativně vyrovnaný úhrn i jednotlivých měsíců udržují riziko požárů poměrně nízké. Sezónní rozložení srážek se podle některých modelů do budoucna může měnit směrem k vyšším úhrnům v zimním období (Kyselý & Beranová, 2009).

Význam mrtvého dřeva

Mrtvé dřevo, někdy též označováno jako tlející nebo odumřelé dřevo, je často opomíjenou součástí lesů (Harmon et al., 1986). Pod pojmem mrtvé dřevo rozumíme dřevo, které vzniklo odumřením stromu nebo jeho části. Můžeme sem zařadit dřevo stojící, spadlé nebo ležící na lesní půdě (Pyle & Brown, 1999). Za mrtvé dřevo tedy považujeme souše, pahýly souší, pařezy, větve, celé ležící kmeny a jiné fragmenty dřeva (Zhou et al., 2007). Zahrnuje také nadzemní i podzemní dřevní materiál (Harmon & Sexton, 1996). Tento mrtvý materiál může vzniknout přirozeným odumřením, kvůli nedostatku zdrojů, kvůli disturbancím, nebo zásahy lidskou činností (Rondeux & Sanchez, 2009).

Množství mrtvého dřeva v daném ekosystému je závislé na druhové skladbě, klimatických podmínkách, úživnosti stanoviště, disturbancích, stádiu vývoje lesa a na lidské činnosti. Ponechané množství mrtvého dřeva v lesích se v České republice stejně jako v Evropě mírně zvětšuje (MacDicken et al., 2015). Mnohé studie však ukazují velké rozdíly v množství ponechané dřevní hmoty mezi lesy hospodářskými a přírodními (Franklin et al., 1981; Fridman & Walheim, 2000; Jonsson, 2000; Rouvinen et al., 2002). Ve středoevropských listnatých přírodních lesích je odhadován objem odumřelého, resp. tlejícího dřeva v rozpětí 40–200 m³ ha⁻¹ (Albrecht, 1991), to je obvykle mezi 5–30 % z porostní zásoby. V Národním parku Šumava je v průměru tlejícího dřeva 92 m³ ha⁻¹ (Čížková, 2022). Celkové množství mrtvého dřeva ale může stoupnout díky silným disturbancím až na 700 m³ ha⁻¹ (Müller & Bütler, 2010). Podíl odumřelých stromů v přírodních lesích v rámci České republiky je v rozmezí 9-61 % porostní zásoby (Hort & Vrška, 1999). V lesích hospodářských v České republice Kraus (1999) uvádí průměrnou zásobu mrtvého dřeva v rozmezí 10–17 m³ ha⁻¹, tedy okolo 7 % z porostní zásoby. Jedná se však většinou o kusy dřeva malých rozměrů a nízkých hmotností, vyskytující se v mladých porostech, případně na hranici lesů ochranných či zvláštního určení. V hospodářských lesích také pozorujeme rozdílné zastoupení stupňů rozkladu odumřelého dřeva než v lesích přírodních. Současně je zde jiné zastoupení mrtvého dřeva velkých dimenzí, ležících kmenů, či kmenů v podobě stojících souší (Jonsson, 2000), tyto typy mrtvého dřeva často v hospodářských lesích chybí úplně. To je i jedna z hlavních příčin rozdílné cirkulace živin (Franklin et al., 1981).

Dříve bylo mrtvé dřevo vnímáno jako negativní prvek pro nejbližší okolí a přilehlé porosty. Předpokládalo se, že může být potencionální zdroj pro biotické škůdce, a to hlavně pro hmyz (Marage & Lemperiere, 2005). Další předpoklad byl v riziku vzniku abiotických disturbancí, například požárů (Thomas, 2002). V hospodářských lesích je mrtvé dřevo vnímáno jako

překážka pro lesnické činnosti. Význam mrtvého dřeva v ekosystému lesa je ale nezastupitelný. Liší se dle klimatických podmínek, stavu a typu lesního ekosystému, způsobu obhospodařování a lze ho rozdělit do několika funkčních kategorií.

Mrtvé dřevo jako podklad pro semenáčky

Prospěšnost mrtvého dřeva jako podkladu pro uchycení a růst semenáčků byla popsána v mnoha oblastech světa (Lonsdale et al., 2008). Tlející dřevo poskytuje výhodu oproti okolní vegetaci a hraje tak klíčovou roli v dynamice lesa. Semenáček v zapojeném travním drnu často trpí nedostatkem světla, prostoru, vody a živin (Nilsson et al., 2002). Naproti tomu zmlazení uchycené na mrtvém dřevě má často lepší závlahové podmínky, více světla, živin, je chráněno před přerůstáním travami. Dále mu mrtvé dřevo vytváří optimálnější teplotní podmínky (Jonášová & Prach, 2004; Michalová et al., 2017; Zielonka, 2006b). Mrtvé dřevo z určité dřeviny může pomáhat udržet dominantní pozici vlastního druhu ve společenstvu (Bellingham & Richardson, 2006; Lonsdale et al., 2008; Svoboda et al., 2010). Někdy může být závislost obnovy na mrtvém dřevě úplná (Narukawa et al., 2003; Takahashi et al., 2000). Ovšem ne všechny kmeny jsou k uchycení semenáčků vhodné. Důležitou roli hrají kvalitativní parametry tlejícího dřeva (Harmon, 1989). V subalpínském lese se na tlejícím dřevě vyskytuje v mnohých případech více jak 40 % semenáčků z celkového nalezeného počtu, kdy tento substrát zabírá pouze zlomek celkové plochy (Bače et al., 2011; Svoboda et al., 2010; Zielonka, 2006a). V Národním parku Šumava pak dle dlouholetého výzkumu biomonitoringu lesa v bezzásahovém území vychází, že mrtvé dřevo pokrývá v průměru 5 % plochy monitorovaného území a je na něm téměř 9 % veškerého zmlazení (Čížková et al., 2020).

Mrtvé dřevo a jeho podpora biodiverzity

Význam mrtvého dřeva jako důležitého prvku pro biodiverzitu zmiňuje mnoho publikací (Ferris & Humphrey J.W, 1999; Humphrey et al., 2005; Schuck et al., 2005). Dle odhadů Bobiec et al., (2005) je na mrtvé dřevo vázáno 30–50 % lesních živočichů. Je tak vedle půdy nejbohatší nikou lesního ekosystému (Míchal, 1999). Tlející dřevo vytváří nezbytné biotopy pro terestrické organismy a tím pomáhá udržovat jejich biodiverzitu (Davies et al., 2008; Dickson et al., 1983; Franklin et al., 1981; Hansen et al., 1991; Kruys et al., 1999; Maser & Trappe, 1984; Seibold et al., 2016). Představuje biotopy pro bezobratlé (Heliövaara & Väisänen, 1984; Samuelsson et al., 1994; Siitonen, 2001), houby (Heilmann-Clausen & Christensen, 2004; Pouska et al., 2010; Rydin et al., 1997; Sippola & Renvall, 1999), mechorosty (Kushnevskaia et al., 2007; Lesica et al., 1991; Söderström, 1988), lišejníky (Humphrey et al., 2002; Kushnevskaia et al., 2007), obojživelníky (Herbeck & Larsen, 1999;

Raymond & Hardy, 1991) a malé savce (Harmon et al., 1986). Pro řadu živočichů je důležité i stojící mrtvé dřevo (Bouvet et al., 2016; Saab et al., 2014), například pro ptáky (Bütler et al., 2004; Mikusiński & Angelstam, 1997; Remm et al., 2006). Mrtvé dřevo hraje roli i jako pozorovatelný v případě větších savců (Bobiec et al., 2005). Nezastupitelnou úlohu pro biodiverzitu má také ve vodních ekosystémech potoků, řek, jezer a moří (Harmon et al., 1986).

Pro udržení biodiverzity je pak dle mnohých studií důležitá rozmanitost mrtvého dřeva, a to jak kvantitativní (objem, počet), tak kvalitativní (druh stromu, fáze rozkladu) (Fridman & Walheim, 2000; Persiani et al., 2010; Sturtevant et al., 1997).

Zásobárna živin

Odumřelá dřevní hmota je spjata s cyklem živin a tokem energie v daném ekosystému (Green et al., 1993), současně slouží jako rezervoár vody v období sucha (Harmon & Sexton, 1995). Je v něm uloženo až 45 % nadzemního organického materiálu (Harmon et al., 1986). Jeho postupný rozklad pomocí působení mikroorganismů a hub zpřístupňuje živiny, které by jinak nebyly využitelné a má tak jednu z nejdůležitějších rolí v koloběhu živin (Caza, 1993; Holub et al., 2001). Dalo by se nazvat přírodním hnojivem (Svoboda et al., 2010). Nedostatek mrtvé dřevní hmoty může koloběh živin negativně narušit. Při jejím nedostatku může dojít k vymizení mikroorganismů, kteří ji rozkládají jsou na ni závislí, současně tak dojde k negativnímu ovlivnění celého cyklu živin (Saniga & Schütz, 2001). Bakterie žijící na mrtvé dřevní hmotě v půdě fixují až 60 % dusíku, který se v půdě celkově nachází (Harvey et al., 1987), současně je mrtvé dřevo také zásobárnou uhlíku, která odpovídá přibližně 8 % celkové zásoby uhlíku uloženém ve dřevě (Pan et al., 2011).

Stabilizační funkce

Mrtvé dřevo větších dimenzí může ovlivnit geomorfologii lesních půd. Díky zpomalování povrchového odtoku působí jako prevence v erozi půd a to tak, že zabraňuje odtoku organické hmoty na povrchu. Ovlivňuje charakter malých vodních toků. Působí jako stabilizační element půdy, kdy jeho funkce u prudkých svahů ještě narůstá (Stevens, 1997).

Rozklad mrtvého dřeva

Rozkladem dřeva se zabývalo mnoho studií po celém světě (Harmon et al., 1986, 2000; Jonsson, 2000; Krankina et al., 1999; Kruys et al., 2002; Morelli et al., 2007). Rozklad je proces, při kterém se dřevní materiál rozkládá na jednodušší organické látky (Zhou et al., 2007). Jde o přeměnu všech makroživin i mikroživin (Swift, 1977). Zahrnuje mnoho biologických a fyzikálních procesů (Golladay & Webster, 1988; Harmon et al., 1986).

V případě dřeva je rozklad výsledkem respirace, biologické transformace, fragmentace, vyluhování a zvětrávání.

Respirace

Respirace patří mezi jedny z nejdůležitějších procesů při rozkladu dřeva. V první fázi tohoto procesu dochází díky aktivitě mikroorganismů a bezobratlých k ztrátě přibližně poloviny uhlíku, který je uvolněn v podobě CO_2 (Spies et al., 1988). Chambers et al. (2001) odhaduje, že v důsledku respirace dojde, v některých případech v Amazonii ke ztrátě až 76 % uhlíku z dřevní hmoty.

Biologická transformace

Biologická transformace je proces, kde je mrtvé dřevo důležitým zdrojem uhlíku a dalších živin pro řadu organismů v rámci lesního ekosystému (Bunnell & Houde, 2010). Některé živočichové dokáží využívat organickou hmotu z dřevního rozkladu pro svůj vlastní metabolismus (Swift, 1977). Tato saprofytická společenstva jsou tvořena nejen rozkladači, jako jsou houby, bakterie, prvoci a bezobratlí, ale také cévnatými rostlinami, mechorosty a autotrofními řasami včetně lišejníků (Harmon et al., 1986; Stokland et al., 2012).

Fragmentace

Dalším důležitým procesem je fragmentace dřeva, při které se zvětší plocha dřevního materiálu, která je následně vystavena dalším vlivům. Lze rozlišit fragmentaci fyzickou a chemickou (Harmon et al., 1986). Prvotní fragmentace bývá zpravidla během pádu na zem, případně při dopadu dalších kusů dřeva a důležitou roli hrají vlivy počasí, jako mrznutí/tání, bobtnání/vysychání, sníh, vítr a déšť (Zhou et al., 2007). Dalším faktorem fragmentace jsou rozkladné organismy, ty dokáží působit zevnitř materiálu. Jedná se hlavně o dřevokazný hmyz a bezobratlé (Graham, 1925), kteří vyvrtávají v dřevě chodby, které dále mohou osídlit mikroorganismy (Ausmus, 1977). Na mrtvém dřevě se také dokážou uchytit lišejníky, byliny a semenáčky (Vacek, 1982) a fragmentaci tak urychlit.

Vyluhování a zvětrávání

Vyluhování a zvětrávání je řízeno fyzikálními a chemickými činiteli. V případě vyluhování jsou důležitými faktory voda, teplota a gravitace. Vyluhování může být zprostředkovatelem přenosu rozpustných živin do půdy (McMinn & Crossley, 1996). K vyluhování živin obecně více dochází v pozdějších fázích rozkladu (Harmon et al., 1986). Považuje se za méně důležité, obzvláště v oblastech s nízkým úhrnem srážek (Bond-Lamberty & Gower, 2008; Mattson et al., 1987). Proces zvětrávání je hlavně řízen atmosférickými poměry (Jemison, 1937).

Dynamika rozkladu

Dynamika rozkladu hraje důležitou roli pro zachování diverzity (Bader et al., 1995; Kaila et al., 1994; Maser & Trappe, 1984; Renvall, 1995; Söderström, 1988) a záleží na řadě faktorů (Næsset, 1999). Ty lze rozdělit na faktory závislé na kvalitativních vlastnostech dřeva, jako jsou rozměry, druh dřeva a na organismy na něj navázané (Lonsdale et al., 2008; Zhou et al., 2007). Dále pak na faktory prostředí (Radtke et al., 2004). Mezi zásadní faktory prostředí patří vlhkost (Harmon et al., 1986) a teplota (Yin, 1999). Obecně lze říct, že teplota hraje v dynamice rozkladu pozitivní faktor a rychlost rozkladu se zvětšující se teplotou zrychluje. Harmon et al. (2000) nicméně uvádí, že existují i případy, kdy rychlost rozkladu dřeva neroste s teplotou, ale mění se podle dalších vlivů klimatu, zejména podle vlhkosti. Z některých výzkumů vychází, že srážky ovlivňují rychlost rozkladu negativně při nízkých teplotách a pozitivně při vysokých (Seibold et al., 2021). Vysoké srážky v teplejších oblastech mohou způsobit i pokles rozkladu dřeva (Harmon et al., 1986). Svou roli v dynamice rozkladu hraje také kontakt mrtvého dřeva se zemí (Mattson et al., 1987; Næsset, 1999).

Důležitý je i výchozí stav stromu před samotným odumřením a podmínky za kterých k odumření došlo (Krankina & Harmon, 1995). Proces rozkladu probíhá jiným způsobem např. v případě stojících smrkových souší v porovnání s ležícími smrkovými kládami (Storaunet & Rolstad, 2002). Strom, který odumřel v důsledku napadení hmyzem, může zůstat stát jako souše po relativně dlouhou dobu, zatímco strom atakovaný houbovým patogenem se může zlomit či vyvrátit v relativně krátké době po odumření (Storaunet & Rolstad, 2002).

Význam hub v roli rozkladačů je pro rozklad dřeva velký, tvoří nejdůležitější skupinou živočichů. Hub se na mrtvém dřevě vyskytuje tisíce druhů (Stokland et al., 2012). Dokáží produkovat extracelulární enzymy a aktivně přenášet uhlík, kyslík, živiny a vodu, čímž dochází k rozkladu dřeva (Cragg et al., 2015). Jedná se sít složitých vazeb, kde houby obývající dřevo tvoří časově i prostorově měnící se společenstva a jejich druhové složení v pozdějších stádiích rozkladu spočívá na tom, jaké druhy hub dřevo obývaly před začátkem rozkladu (Holmer et al., 1997; Niemelä et al., 1995; Ottosson et al., 2014). Houby ovlivňují fyzikálně-chemické vlastnosti dřeva, což je základem pro kategorizaci hniloby (Fukasawa, 2021; Rypáček, 1957; Schwarze et al., 2000). V případě smrkového dřeva se druhové složení hub značně liší, což má za následek rozdílnou prevalenci bílé nebo hnědé hniloby (Pouska et al., 2011; Renvall, 1995). Druhové složení hub se mění i v závislosti na strukturních charakteristikách lesa a výškovém gradientu (Pouska et al., 2010).

Existuje mnoho stupnic, podle kterých lze dekompozici mrtvého dřeva určovat. Obvykle tyto stupnice rozlišují několik tříd rozkladu (Lee et al., 1997; Næsset, 1999; Sippola & Renvall, 1999; Sollins, 1982). Každá třída rozkladu je obvyčejně doplněna unikátní kombinací rozkladačů (Renvall, 1995).

Hodnocení třídy rozkladu je často založeno na vizuální klasifikaci (Bütler et al., 2007). Některé stupnice se zaobírají stádií hniloby, morfologickými znaky (tvar kmene, struktura dřeva, přilnavost kůry, přítomnost větví a větviček), tvrdostí dřeva, poloze vůči zemi, případně kombinací všech uvedených. Důležitým znakem je hniloba vyskytující se na daném dřevě. Při určování stádia hniloby se hodnotí barva, rozpadavost, drobivost a drtivost dřeva (Harmon & Sexton, 1996). Tvrdost dřeva se určuje dle hloubky, do které lze zabodnout nůž (Pasierbek et al., 2007; Rouvinen et al., 2005; Sippola & Renvall, 1999). Jako indikátor může sloužit i vegetace rostoucí na daném mrtvém dřevě (Holeksa, 2001).

Dle výsledků různých studií (Hofgaard, 1993; Jonsson, 2000; Kruys et al., 2002; Storaunet & Rolstad, 2002) prováděných ve Švédsku a Norsku, se rozklad smrkových klád v přírodních lesích liší. Rozklad na těchto místech trvá od 40 do 100 let. Nicméně Zielonka & Niklasson (2001) dokládají rozklady z Tater trvající i více než 100 let. Roční úbytek 3,4% dřevní hmotnosti smrkové dřeva v Petrohradské oblasti zaznamenali Krankina & Harmon (1995).

Vlhkost dřeva

Díky své sorpční povaze je dřevo hygroskopický materiál (Fortino et al., 2013; Shmulsky & Jones, 2011), je schopno měnit svoji vlhkost podle teploty a vlhkosti okolí (Thybring et al., 2022). Vlhkost přijímá a odevzdává v kapalném i plynném stavu. Za změnu vlhkosti dřeva mohou být zodpovědné různé enviromentální faktory (Laiho & Prescott, 2004). Vlhkost dřeva může být řízena sezonalitou, teplotou, srážkami (Fraver et al., 2002), vzdušnou vlhkostí (Hartley & Hamza, 2016), kondenzací vody vlivem relativně nízkých teplot (Petřík, 1986), stejně jako stíněním, prouděním vzduchu (Pichler et al., 2012), případně kontaktem se zemí (Bütler et al., 2007; Přívětivý & Šamonil, 2021). Důležitou roli také hraje aktuální stupeň dekompozice. Obecně platí, že s rostoucím stupněm dekompozice stoupá i jeho vlhkost (Hoppe et al., 2016; Kubartová et al., 2012; Paletto & Tosi, 2010), to může být způsobeno rozdílným vsakováním vody ve dřevě v průběhu rozkladu (Harmon & Sexton, 1995). Klesající hustota dřeva v průběhu rozkladu umožňuje uchovávat větší podíl vody (Boddy, 1983; Peck, 1959; Sollins et al., 1987). Vlhkost mrtvého dřeva se také mění podle ročních období. Boddy (1983) pozorovala nejvyšší vlhkost zkoumaného dřeva v zimním období, kdy byl nejmenší

odpar a vlhkost byla pravidelně doplňována srážkami. K obdobným výsledkům dospěl Brackebush (1975) ve Skaliských horách, ten pozoroval nejvyšší vlhkost v brzkém létě. Vlhkost dřeva se během léta snižovala i přes občasné deště, a na podzim začala opět stoupat. Vliv na vlhkost daného kusu má i to, zda je dřevo pokryto kůrou (Sollins et al., 1987).

Se změnami vlhkosti dřeva se mění i jeho mechanicko-elastické vlastnosti (Hartley & Hamza, 2016; Horáček, 2008). Dřevo může během vstřebávání nebo odpařování vody bobtnat nebo se smršťovat, což může způsobit mechanické problémy, jako jsou praskliny a trhliny (Allegretti & Raffaelli, 2008). Jimi se následně do dřeva snadno dostane voda z jeho povrchu (Sexton & Harmon, 2009). S vlhkostí se mění také tuhost a pevnost (Gibson, 1965; Hernández et al., 2013). Voda ve dřevě mění i jeho tepelnou kapacitu a vodivost (Brischke et al., 2008; MacLean, 1941).

Vázání vody ve dřevě

Voda se ve dřevě váže různými způsoby. Může být v buňkách nebo v makro-porézní struktuře (Thybring et al., 2022).

První formou je voda vázaná. Ta může být vázaná chemicky nebo hygroskopicky. Chemicky vázaná voda je součástí chemických sloučenin a nelze ji ze dřeva odstranit sušením, ale pouze spálením. Je ve dřevě i při změřené nulové vlhkosti a její množství lze zjistit pouze chemickou analýzou. Má minimální význam pro fyzikální a chemické vlastnosti dřeva. Druhým typem vázané vody je voda hygroskopicky vázaná. Ta se nachází v buněčných stěnách a interaguje s jejími polymery, zejména s celulózou a hemicelulózou za pomoci vodíkových můstků (Lindh et al., 2017). Voda vázaná tak stojí za vlhkostí 0–30 % a ovlivňuje výrazně mechanické a fyzikální vlastnosti dřeva. Způsobuje hlavně objemové změny, kterými jsou bobtnání a sesychání (Allegretti & Raffaelli, 2008).

Dalším typem vazby je voda volná, někdy označovaná jako kapilární nebo transpirační. Tento druh vody se ve dřevě nachází až po nasycení dřeva vodou vázanou a vyplňuje mezibuněčné prostory a buněčný lumen. Povrchovými silami interaguje s dřevem a proudí pórovitými strukturami ve dřevě díky adhezivním silám mezi kapalinou a pevnými povrchy (Thybring et al., 2022). V porovnání s vodou vázanou má volná voda menší význam při charakteristice fyzikálních a mechanických vlastností dřeva.

Metody měření obsahu vody

K určení vlhkosti dřeva lze využít několik metod s různou přesností výsledků. Tyto metody lze rozdělit do dvou kategorií – přímé a nepřímé. Přímé metody určují skutečný obsah vody

ve dřevě. Mezi přímé metody se řadí destilační a gravimetrická (ČSN 49 0103, 1979). Naproti tomu nepřímé metody zjišťují obsah vody na základě měření jiné veličiny (proxy proměnné), která je závislá na obsahu vody. Nepřímé metody zahrnují měření absorpance různých druhů záření, využití rychlosti šíření nebo absorpaci ultrazvuku a zvuku, elektrického odporu, dielektrických a termo-fyzikálních vlastností dřeva.

Přímou metodou hodnocení vlhkosti dřevní hmoty je určení obsahu vody zjištěním váhového rozdílu mezi čerstvým a sušeným vzorkem (Borrega & Kärenlampi, 2008; Harmon & Sexton, 1995; Sexton & Harmon, 2009; Williamson & Wiemann, 2010). Tato metoda se považuje za nejpřesnější (Testing and Materials, 1992) a někdy je označována jako „Oven-dry method“ (Boone & Wengert, 1998). Spočívá v sušení vzorku do konstantní hmotnosti při teplotě $103 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ v odvětrávané sušárně (ČSN 49 0103, 1979). Oproti měření sondami má výhodu, že je možné porovnávat vlhkosti dřeva v různých částech profilu kmene.

Vlhkost dřeva lze měřit pomocí vlhkostních sond, které ve dřevě měří elektrickou vodivost a permitivitu. Jedná se tak o nepřímou metodu měření. Vodivost dřeva závisí na několika faktorech, jako jsou vlhkost, teplota a druh dřeva. S rostoucím obsahem vlhkosti se zvětšuje i jeho vodivost. Permitivita souvisí se schopností materiálu přenášet elektrické pole neboli na polarizační schopnosti. I když je dřevo považováno za izolant při vlhkosti 8 % a nižší, s rostoucím obsahem vody v jeho struktuře se zvyšuje jeho schopnost polarizace pomocí elektromagnetického vlnění (Horáček, 2008; Siau, 1984). Dle funkčního vztahu pak lze vypočítat výslednou vlhkost dřevní hmoty (Brischke et al., 2008; Fredriksson et al., 2013, 2021). Uvedený funkční vztah se liší mezi různými druhy dřevin a stupněm dekompozice, na druhou stranu na něj nemá vliv typ dřeva (jádrové x bělové) (Fredriksson et al., 2013).

V současné době se používají i další in-situ metody měření obsahu vlhkosti dřeva. Příkladem je monitoring rizik požárů v České republice pomocí sond, které jsou trvale instalovány do dřevěné tyče, která reaguje na změny vlhkosti vzduchu a srážky (<https://www.firerisk.cz/>).

Způsoby vyjádření vlhkosti

Existují dva základní způsoby vyjádření vlhkosti ve dřevě.

Gravimetrický způsob

Gravimetrický, někdy označovaný jako mokrá (Přívětivý et al., 2017). V rámci gravimetrického zjišťování vlhkosti lze výsledek interpretovat dvěma způsoby. A to jako vlhkost absolutní nebo relativní. Absolutní vlhkost dřeva vyjadřuje podíl hmotnosti vody

k hmotnosti vysušeného vzorku (Boone & Wengert, 1998). Pro vyjádření absolutní vlhkosti je možné, aby udávalo čísla i nad 100 %, je-li hmotnost vody ve vzorku větší, než hmotnost samotného dřeva (Brischke & Alfredsen, 2020). Relativní vlhkost se vyjadřuje podílem hmotnosti vody obsažené ve vzorku ku hmotnosti stejného vzorku před vysušením (Künzel et al., 2012). Oba způsoby vyjádření lze mezi sebou přepočítávat.

Volumetrický způsob

Objemový obsah vody je druhý způsob vyjádření. Znamená objem vody ve vzorku dělený objemem čerstvého vzorku dřeva. Objem vody je vypočítán ze zjištěné hmotnosti vody ve vzorku a hustoty vody (Přívětivý et al., 2017). Tyto koncentrace se vyjadřují v procentech.

Vlhkostí mrtvého dřeva a jejími změnami se v rámci evropských lesů zabývaly mnohé jiné studie (Bütler et al., 2007; Paletto & Tosi, 2010; Petrillo et al., 2016; Teodosiu & Bouriaud, 2012).

Cíle a hypotézy

Hlavním cílem práce bylo zaznamenat změnu obsahu vody v odumřelých kmenech smrku ztepilého v průběhu vegetačních sezón.

Cíl 1: Zhodnocení vlhkosti odumřelých kmenů ve třech různých variantách (stojící kmeny, ležící kmeny na zemi, ležící kmeny bez kontaktu se zemí).

Cíl 2: Porovnat vlhkosti kmenů na jejich povrchu a středu (bělové vs. jádrové dřevo).

Cíl 3: Testovat funkční vztah mezi vlhkostí dřeva měřenou jako hmotnostní rozdíl čerstvých a sušených vzorků dřeva a hodnotami z kontinuálního měření pomocí vlhkostních dataloggerů a využít tento vztah pro kalibraci vlhkostních sond.

Hypotéza 1: Při porovnání tří variant postavení kmenů budou mít nejvyšší vlhkost ležící kmeny v kontaktu se zemí, dále kmeny stojící a ležící kmeny bez kontaktu se zemí budou nejsušší.

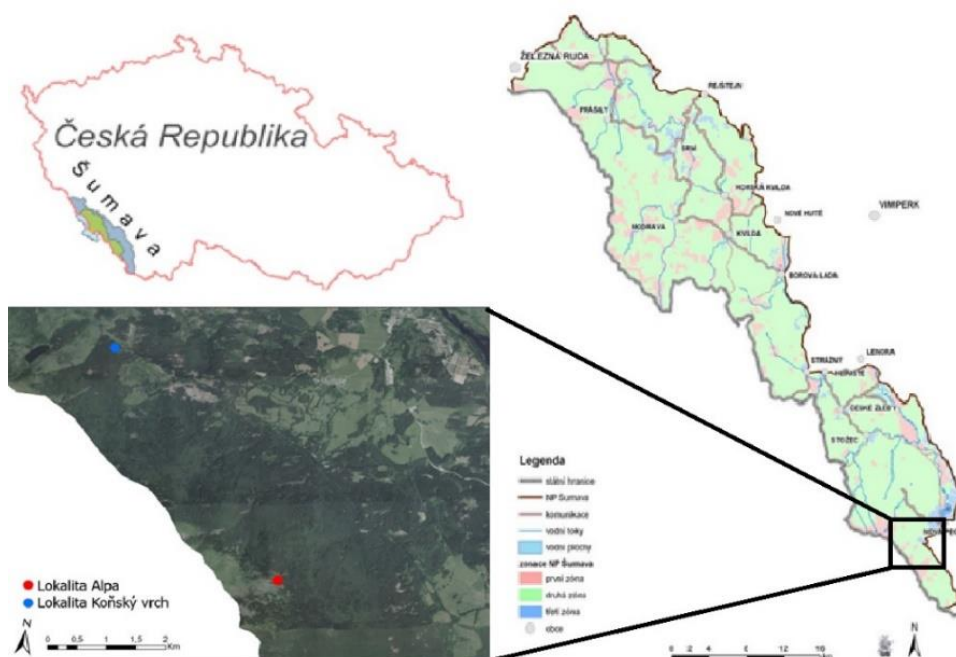
Hypotéza 2: Vlhkost se bude lišit v profilu odumřelého kmene a bude klesat od povrchu do jeho středu. Zároveň vlhkost na povrchu kmene bude vykazovat větší variabilitu v čase v porovnání se středem kmene.

Materiál a metodika

Lokalita

NP Šumava se nachází na jihozápadě České republiky. Hranice parku současně slouží jako hranice státní, a to s Rakouskem a Německem, kde na NP Šumava navazuje NP Bavorský les (Fischer et al., 2013). NP Šumava má horský charakter s průměrnými ročními teplotami, které se dle nadmořské výšky pohybují od 6 °C (750 m n. m.) do 3 °C (1300 m n. m.). Roční úhrny srážek jsou rozdílné v rámci území. Nejméně (800–900 mm) jich spadne na severovýchodě Šumavy. Nejvyšších hodnot pak dosahují při státní hranici, konkrétně na Březníku (1600 mm). Rozdělení srážek je dáno hlavně orografií (Johnson G. & Hanson C., 1995) na bavorské straně a podél státních hranic s výrazným návětrím a na severovýchodních svazích závětrím. Obecně se dá říct, že s nadmořskou výškou srážky rostou. V rámci ročního chodu jsou srážky rozmístěny rovnoměrně s maximem v červnu a červenci. Krátkodobé extrémní srážky mívají bouřkový charakter a dosahují hodnot i přes 100 mm/24 h.

Námi studované území se pak nachází v jižní části NP Šumava (Obr. 1). Nejbližší obcí je Nová Pec, která leží asi 5 km severně od jedné lokality a východně od druhé lokalit. Oblast zájmu se nachází v blízkosti hranic s Rakouskem konkrétněji pak mezi vrcholy Smrčina a Plechý. Lesní společenstva ve studované oblasti patří do biomu klimaxové podmáčené smrčiny a papratkové smrčiny montánních poloh (Neuhäuslová Z., 2001) a spadají do smrkového a klečového lesního vegetačního stupně.



Obr. 1: Umístění zájmového území v rámci České republiky a NP Šumava.

Pro studium byly vybrány dvě lokality, které reprezentují odlišné klimatické podmínky. Obě lokality patří z hlediska ochrany přírody do zóny přírodní a v obou došlo rozpadu smrčín vlivem lýkožrouta smrkového v roce 2019. Proto je i stejná dekompozice kmenů dle stupnice (Sippola & Renvall, 1999). Lokality byly zvoleny tak, aby se zde nacházely odumřelé kmeny ve všech plánovaných variantách (viz níže). Dále lokality musely splňovat relativně dobrou dostupnost, pro opakované odběry v následujících dvou letech.

Výběr pro rok 2021 byl proveden v termínech 10. a 24. 5. 2021 za pomoci Ing. Jaroslava Červenky, Ph.D. a Mgr. Václava Pousky, Ph.D. z Oddělení monitoringu lesa Správy NP Šumava. Dále pak za asistence RNDr. Martina Haise, Ph.D. z Katedry biologie ekosystémů Přírodovědecké fakulty JU. Druhý zkoumaný rok došlo k výběru kmenů na lokalitách v datech 18. -19. 5. 2022 pod dohledem Mgr. Václava Pousky, Ph.D. Přesné souřadnice lokalit dokládá tabulka 1.

Tabulka 1: Přehled lokalit.

| Lokalita | GPS souřadnice | Nadmořská výška |
|--------------------|--------------------------|------------------------|
| 1 – Smrčina (Alpa) | 48.744421N, 013.92821E | 1258 m n.m. |
| 2 - Koňský vrch | 48.7798464N, 13.8874289E | 945 m n.m. |

První zkoumané území bylo vybráno v oblasti pod vrcholem Alpa, který náleží k hlavnímu vrcholu Smrčina (1333 m n. m.). Ten se nachází jižně od obce Nová Pec v nadmořské výšce 1258 m n. m. Zde byl předpoklad vyššího úhrnu srážek doprovázeného nižší průměrnou teplotou kvůli postavení lokality téměř na hřebenu a vlivem relativně vysoké nadmořské výšky. Současně zde bylo méně zapojené korunové patro, které by zabraňovalo dopadu sluneční energie (Petřík, 1986). Svah, na kterém se výzkumná lokalita nachází, má východní orientaci.

Druhým místem odběrů byla lokalita v přírodní zóně Koňský vrch (945 m n. m.). Zde byl naopak předpoklad menšího úhrnu srážek kvůli závětrí, které je tvořeno vrcholem Plechý (1378 m n. m.). Dále jsme očekávali vyšší průměrné teploty, jednak kvůli nižší nadmořské výšce a také kvůli orientaci svahu, která je jihovýchodní. Korunové patro bylo zapojeno více než na první lokalitě.

Varianty kmenů

Na každé výzkumné ploše byly vybrány reprezentativní kmeny s různým postavením (Obr. 2).

1. Stojící kmen – jedná se o dosud stojící nenakloněnou souš, která je v kontaktu se zemí pouze prostřednictvím paty kmene.
2. Ležící kmen ve vzduchu – kmen již spadlý, který se dotýká země částí menší než 10 % z celkové délky kmene – obecně velké množství kmenů v rámci polomů, kdy kmeny leží většinou na ostatních kmenech.
3. Ležící kmen – kmen, který je spadlý a jeho kontakt se zemí přesahuje 90 % z celkové délky kmene.



Obr. 2: Ukázka kmenů v třech šetřených postaveních: stojící kmen, kmen ležící ve vzduchu a kmen ležící.

Dále bylo nutné, aby zkoumané kmeny byly ve stejném stupni dekompozice. Pro určování stupně dekompozice jsme vybrali stupnici dle (Sippola & Renvall, 1999). Tato stupnice rozděluje dekompozici do pěti fází, přičemž nejvyšší prioritu určování stupně dekompozice má tvrdost zkoumaného dřeva. Ta se určuje dle zabodnutí nože do dřevní hmoty.

Rozsah kroků stupnice je následující:

1. Stav dřeva těsně po odumření stromu, zcela v kůře, pozorovatelné živé lýko, nůž lze zabodnout max. 0,5 cm
2. Tvrdé dřevno – většina kůry zachována, bez pozorovatelného živého lýka, nůž lze zabodnout 1-2 cm

3. Dřevo částečně rozložené (zvenku nebo zevnitř), velké kusy kůry uvolněny, až v celé délce bez kůry, nůž lze zabodnout 3-5 cm
4. Většina dřeva měkká – obvykle bez kůry, čepel lze snadno zastrčit celá (cca 15–20 cm)
5. Dřevo velmi měkké – při doteku se rozpadá, kopíruje terén, kmen pokryt mechy a lišejníky

Z pohledu této stupnice byly vybrány kmeny v druhém stupni rozkladu. Dále byly na obou lokalitách vybrány kmeny v replikaci – tzn. na každé lokalitě byly vybrány dvojice kmenů „stojící kmen“, „ležící kmen ve vzduchu“ a „ležící kmen“. Bylo tedy takto vybráno šest zkoumaných kmenů na každé lokalitě. Kmeny kromě stejného stupně rozkladu a kontaktu se zemí musely splňovat co nejvíce podobnou výčetní tloušťku kmene (minimum registrace bylo 30 cm) a orientaci v terénu. Toto kvůli plánovaným odběrům pomocí přírůstového vrtáku a měření pomocí sond, aby vysychání vlivem slunečního záření a proudícího vzduchu probíhalo podobně. Cílem tohoto způsobu výběru bylo minimalizovat rozdílnosti, které by mohly zkreslovat naměřená data.

Sběr dat

Měření obsahu vody pomocí přírůstového vrtáku

První způsob sběru dat byly odběry dřevní hmoty pomocí přírůstového vrtáku Haglöf. Zvolen byl vrták o délce 400 mm a průměru 10 mm (Obr. 3). Vývrty je třeba provádět, pokud možno ze severní strany kmene, kvůli co nejmenšímu slunečnímu osvětlení v průběhu dne a tím menšímu zkreslení výsledků. Dále se vývrty u kmene označených jako „stojící kmen“ prováděly ve výčetní výšce (DBH). U kmenů „ležících ve vzduchu“ a „ležících“ pak rovnoběžně se zemí a kolmo ke kmenu (Obr. 3.), nejméně ale 150 cm od konce kmene. Odběry dřevní hmoty byly prováděny z úseku kratšího než 2 m v rozestupu cca 10 cm od sebe, aby se její vlastnosti lišily co nejméně. Po odebrání vzorku byl vývrt zaslepen pomocí štěpařského vosku. Tím jsme se snažili minimalizovat ovlivnění okolí vývrtů pro následující odběry.



Obr. 3: Odběr pomocí přírůstového vrtáku.

Samotný odběr z každého kmene se prováděl ve dvou fázích:

1. Odběr z kraje kmene: pomocí přírůstového vrtáku byl navrtán kmen a bylo odebráno krajních 60 mm dřeva směrem od povrchu do centra kmene
2. Odběr ze středu kmene: odebralo se 60 mm dřeva ve směru od středu ke kraji kmene

Tím jsme získali pomocí jednoho vývrtu z kmene dva vzorky. Jeden reprezentující krajních 60 mm dřevní hmoty a druhý reprezentující 60 mm dřevní hmoty směřující od středu kmene směrem ke kraji. Chtěli jsme tak odhalit možný rozdíl vlhkosti v rámci profilu kmene, tedy středů a krajů. Odběry přesného množství dřeva byly prováděny pomocí odběrné sady (Obr. 4).



Obr. 4: Ukázka odběrné sady: sada označených vialek, zařezávací nůž a odměrná destička. Extraktor se vzorkem dřeva.

Vzorky je nutné neprodleně po odběru uzavřít do vzduchotěsných vialek, kde nedojde k úniku vody odparem. Dále vzorky v co možná nejkratší době zvážit na laboratorních vahách (váženo s přesností na čtyři desetinná místa), vysušit v sušičce při 105 °C po dobu 24 hodin (Borrega & Kärenlampi, 2008; Williamson & Wiemann, 2010) a znovu zvážit. Při teplotě 105 °C dojde k výparu jak vody volné (kapilární), tak vázané (hygroskopické). Vodu chemicky vázanou nelze z dřeva odstranit sušením, ale pouze spálením. Ovlivnění hmotnosti obsahem vody je v rámci sušiny cca 1 % a dá se tedy zanedbat. Délka doby sušení pro námi zvolenou velikost vzorku byla určena pokusem, kdy byly vzorky váženy v rozestupu 6 h – tedy v intervalech 6 h, 12 h, 18 h a 24 h od začátku sušení a výsledky se porovnávaly. Hmotnost byla ustálena již v intervalu 18 h (jednotlivá měření se nelišila více než v řádu desetitisícin gramu), nicméně kvůli provozu laboratoře byl použit interval 24 h. Odběrné nádoby – vialky, byly před pokusy označeny a zváženy v prázdném stavu (jejich hmotnost se lišila v řádu desetín gramu) tak, aby bylo možné získat v následujících váženích váhu pouze samotného vzorku.

Pro stanovení relativního obsahu vody ve vzorku byl použit vztah:

$$W = (m_1/m_2) * 100$$

Kde:

m_1 – rozdíl hmotnosti vlhkého vzorku a vzorku po vysušení, tj. hmotnost vody v (g),

m_2 – hmotnost vzorku dřeva ve vlhkém stavu v (g),

W – podíl hmotnosti vody ve vzorku v (%)

V roce 2021 bylo tímto způsobem provedeno celkem devět odběrů, a to v období od 24. 5. – 9. 11. 2021. V roce 2022 odběry proběhly mezi daty 19. 5. – 4. 10. 2022 v celkovém počtu osmi odběrů. Odběry jsme se snažili situovat do období klimatických extrémů (suché a mokré periody), případně snímkování provádět v pravidelných intervalech. Odběry nelze provádět za deště, a to z důvodu znehodnocení vzorků při extrakci z kmene a následném přendávání vzorků do vialek. Současně bylo důležité poznamenat čas odběru, pro pozdější zpracování dat a synchronizaci se záznamem z kontinuálního měření.

Měření vlhkosti dřeva automatickým záznamníkem

Pro zachycení obsahu vody v rámci sezóny jsme se rozhodli použít čidla Campbell CS65X, která byla napojena na datalogger MicroLog SDI CS od společnosti EMS Brno (Obr. 5).



Obr. 5: Sada pro měření kontinuální vlhkosti. Čidla CS65X napojena na datalogger MicroLog SDI CS.

Čidla CS65X jsou tzv. „chytrý“ oscilátor, který používá dvou paralelních elektrod. Ty mají průměr 3,2mm a jsou od sebe vzdáleny 32 mm tak, aby tvořily koncem otevřený obvod. Délka těchto elektrod je 120 mm. Elektrody jsou schopny mezi sebou měřit konduktivitu, permitivitu, rozdíl napětí a teplotu (Caldwell et al., 2018) a z těchto veličin vypočítat hodnotu SWC (Soil water content). S jednotkou jsme pracovali jako s bezrozměrnou, kterou je nutné dále kalibrovat hodnotami sušených a vážených vzorků dřeva. Čidla s dataloggery mezi sebou komunikují v protokolu SDI-12.

Celkově byly použity dva dataloggery, na které byla napojena tři čidla CS65X. Byly tedy k dispozici dvě měřící sady – jedna sada se třemi čidly, pro každou lokalitu s možností měřit všechny tři typy kmene. Jako interval záznamu jsme zvolili 30 minut, přičemž každé čidlo odečítalo hodnotu v deseti minutových intervalech a zaznamenával se až průměr ze tří po sobě jdoucích měření.

Pro doplnění informací o sezónním úhrnu srážek jsme na každou lokalitu umístili srážkoměry Pronamic, které byly napojeny na dataloggery Minikin ERI od EMS Brno (Obr. 6).



Obr. 6: Ukázka srážkoměru Pronamic na lokalitě Alpa.

Instalace čidel

Čidla CS65X byla umístěna na obou lokalitách celkově do tří variant kmenů: stojící kmen, ležící kmen ve vzduchu, ležící kmen.

Pro správnou funkci čidel a nezkravené výsledky je potřeba elektrody instalovat do dřeva rovnoběžně a minimalizovat jejich vychýlení při zavádění do kmene. Pro každé čidlo je potřeba vyvrtat dva paralelní otvory. Ty musí být 120 mm hluboké, 3,2 mm široké a jejich rozteč je 32 mm. Pro přesné navrtání byl vyroben plastový unašeč (Obr. 7). Ten se ke kmenu přichytí pomocí dvou vrutů do dřeva. Tím se zaaretuje a lze díky němu přesně navést vrták (rozměry vrtáku byly – 200x3,2 mm) a vyvrtat otvory v požadovaných rozměrech. Do nich se pak zavádí elektrody čidla.



Obr. 7: Ukázka instalace čidla do kmene – plastový unašeč navádějící vrták.

Umístění čidel v rámci kmene bylo směřováno ve směru růstu stromu tak, aby dřevo díky své stavbě kladlo co nejmenší odpor (Horáček, 2008). V „ležících kmenech“ a kmenech „ležících ve vzduchu“ tedy byla čidla umístěna rovnoběžně se zemí (Obr. 8). Ve všech typech kmenů byla čidla umístěna, pokud možno na severní stranu kmene, a to z důvodu minimalizování osvitů čidla a tím zkreslení naměřených hodnot. U kmenů „stojících“ byla výška instalace čidel ve výčetní výšce (DBH) a u zbylých dvou typů vždy minimálně 150 cm od silnějšího konce kmene.



Obr. 8.: Ukázka nainstalovaného čidla. V řadě zvýrazněny odběry pomocí přírůstového vrtáku (vývrtové otvory jsou zaslepeny štěpařským voskem).

Instalace srážkoměrů Pronamic (Obr. 6) na plochy proběhla v prvním roce 24.5.2021. Čidla na měření obsahu vody v kmenech byla instalována se zpožděním 21.7.2021. Tato zpožděná instalace dataloggerů s čidly CS65X byla způsobena opožděnou dodávkou ze strany výrobce. Měření probíhalo v prvním roce do 9.11.2021. V druhém roce výzkumu byly instalovány měřicí přístroje současně 19.5.2022. Měření bylo ukončeno 4.10.2022.

V průběhu zimy byla čidla z lokalit demontována. V teplotách pod nulou a blížících se nule čidla přestávají měřit a dochází k propadu v měřených datech. Dále jsme nechtěli čidla vystavit poškození vlivem zimních podmínek.

Laboratorní experiment

Jelikož byla čidla přes zimní období nevyužita, provedli jsme laboratorní experiment, který měl sloužit k ověření funkčnosti měření a pro možnou kalibraci sond. Pro experiment byly vybrány starší smrkové trámy – celkově v počtu šesti kusů. Čtyři kusy vznikly rozřezáním jednoho většího trámu, další dva pak byly každý z jiného trámu. Trámy byly vyschlé a tento stav byl považován za výchozí. Do trámů byla zavedena čidla (Obr. 9) a ponechána 2 dny pro ustálení měřených hodnot. Poté byl proveden odběr pomocí přírůstového vrtáku. Následně byly trámy zality vodou, voda byla doplňována následujících 15 dní (Obr. 10), až do stavu, kdy dle naměřeného průběhu křivky z dataloggerů došlo k nasycení dřeva (Graf 1), následně byl proveden odběr, který byl považován za maximální nasycení vzorků vodou. Poté se špalky nechaly vysychat na kovovém sítu, pro přístup vzduchu ze všech stran (Obr. 11). V průběhu vysychání, které trvalo dalších šest týdnů, bylo provedeno dalších šest odběrů, které byly použity pro kalibraci sond.



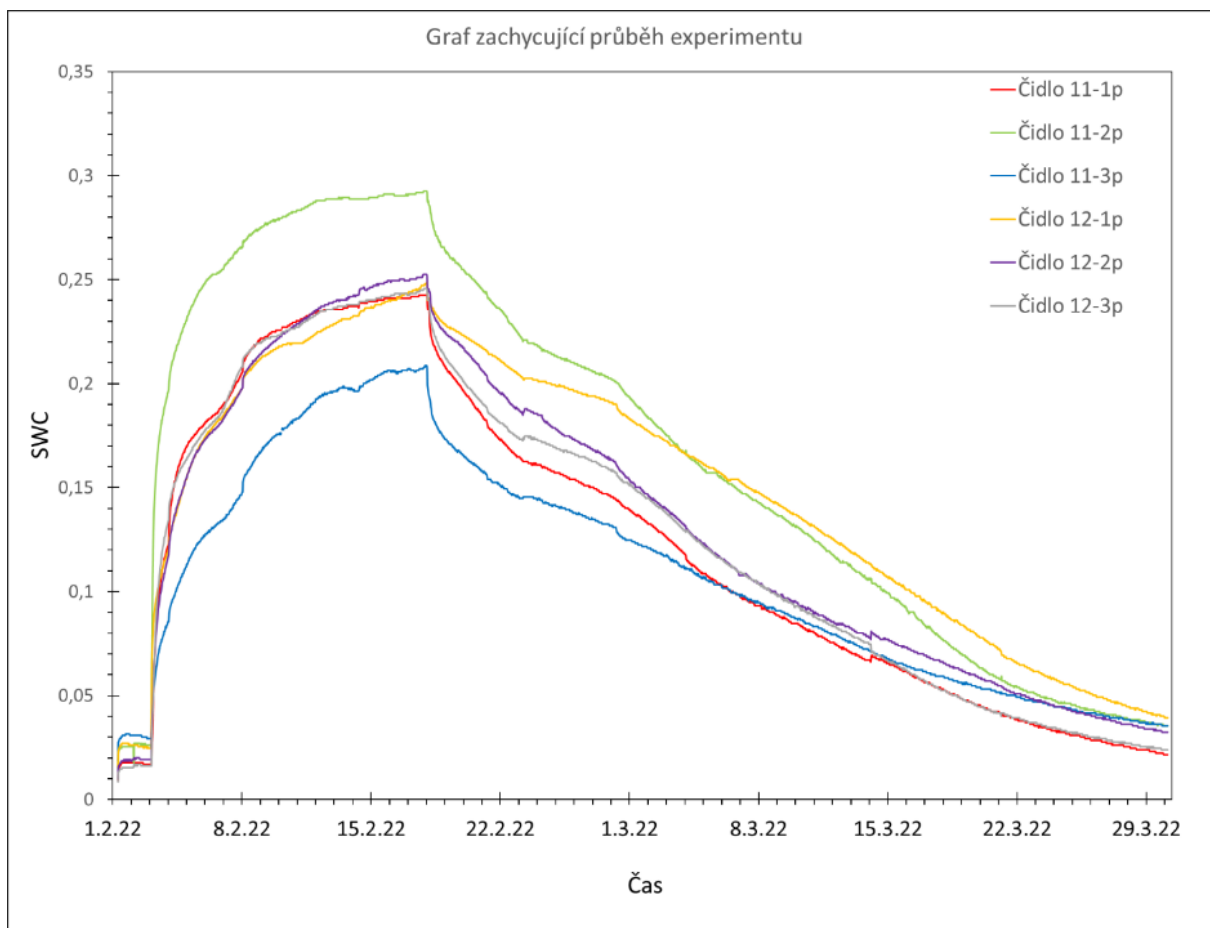
Obr. 9: Trámy v nejsušším stavu zavedenými čidly.



Obr.10:Trámy zalité vodou.



Obr. 11: Vysychání špalků na kovovém sítu pro lepší proudění vzduchu.



Graf 1: Ukázka průběhu křivek naměřených čidly v laboratorním experimentu. Na vodorovné ose je znázorněn čas, svislá osa pak ukazuje naměřenou hodnotu v jednotkách SWC, s kterými jsme pracovali jako s bezrozměrným číslem. V levé části grafu je zachycen výchozí stav špalků po ustálení hodnot. Následující vzestup křivky znázorňuje zalití špalků vodou až do dosažení maximálního stavu nasycení. Postupný pokles znázorňuje pomalé vysychání špalků po dobu šesti týdnů až do téměř výchozího stavu. Rozdíl v hodnotách u dvou křivek je dán pravděpodobně rozdílnou kvalitou dřeva. U zbylých čtyřech trámů, které byly získány rozřezáním jednoho většího kusu, je rozsah hodnot SWC téměř identický. Průběh křivek se nicméně shoduje u všech šesti špalků.

Zpracování dat

Pro analýzu dat ze vzorků dřeva byla použita analýza variance pro opakovaná měření (Repeated measures ANOVA). Pro porovnání vlhkosti vzorků dřeva a hodnot získaných z kontinuálního měření pomocí čidel byla použita lineární regrese, a to jak u dat z terénu, tak u dat z laboratorního experimentu. Analýzy byly provedeny v programu Statistica (Dell Inc. (2016). Dell Statistica (data analysis software system), version 13. software.dell.com.).

Výsledky

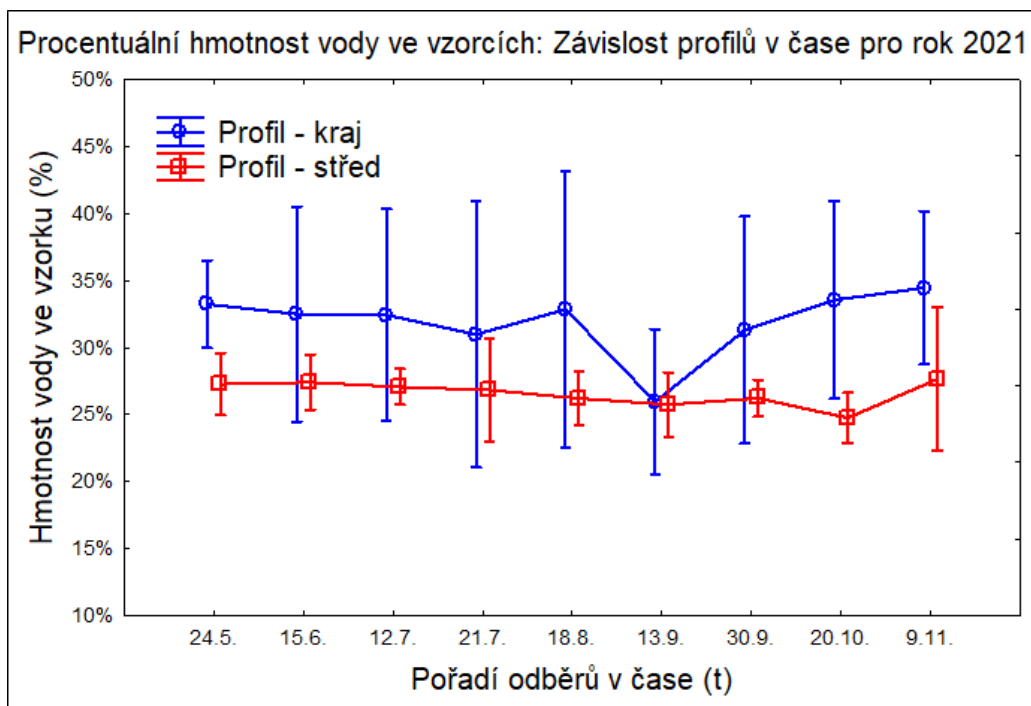
Výsledky z vážených a sušených vzorků

Ve výsledcích vážených a sušených vzorků z roku 2021, kde bylo provedeno devět odběrů, nevychází jako signifikantní faktor žádná z proměnných vliv lokality, variant kmenů (ležící kmen, ležící kmen bez kontaktu se zemí, stojící kmen) a profilu (bělové dřevo x jádrové dřevo). Nejvíce se hladině průkaznosti 0,05 přibližoval profil odběru ($p=0,07$) a čas odběru ($p=0,14$). Celkové výsledky udává tabulka 2.

Tabulka 2.: Výsledky ANOVA pro opakovaná měření – rok 2021.

| Effect | Repeated Measur ANOVA - 2021 | | |
|-------------------------|------------------------------|-------|-------|
| | Degr. of | F | p |
| Profil | 1 | 4,696 | 0,073 |
| Profil*Typ | 2 | 1,130 | 0,383 |
| Profil*Lokalita | 1 | 0,339 | 0,581 |
| Profil*Typ*Lokalita | 2 | 0,931 | 0,444 |
| Error | 6 | | |
| Cas | 8 | 1,606 | 0,148 |
| Cas*Typ | 16 | 0,942 | 0,530 |
| Cas*Lokalita | 8 | 0,619 | 0,758 |
| Cas*Typ*Lokalita | 16 | 0,668 | 0,810 |
| Error | 48 | | |
| Profil*Cas | 8 | 1,222 | 0,307 |
| Profil*Cas*Typ | 16 | 0,734 | 0,746 |
| Profil*Cas*Lokalita | 8 | 1,421 | 0,212 |
| Profil*Cas*Typ*Lokalita | 16 | 0,239 | 0,999 |
| Error | 48 | | |

Obr. 12 ukazuje porovnání jednotlivých profilů pro rok 2021. Jedná se o výsledky, kde jsou data vážených a sušených vzorků spojena bez zohlednění lokality a typu kmene. Z grafu vyplývá, že obecně vlhčí bývají povrchy kmenů a současně je zde pozorována větší variabilita. Oproti tomu středy kmenů si drží konstantní vlhkost v čase. V čase odběru 13.9., kdy byl odběr uskutečněn po dlouhé periodě sucha (za období 29 dní před odběrem na lokalitách v průměru spadlo 14 mm srážek) je zřetelné, že se vlhkost povrchů (bělového dřeva) přiblížila vlhkosti středů (jádrového dřeva). Ty se naproti tomu ukázaly jako nereagující na tuto sušší periodu.

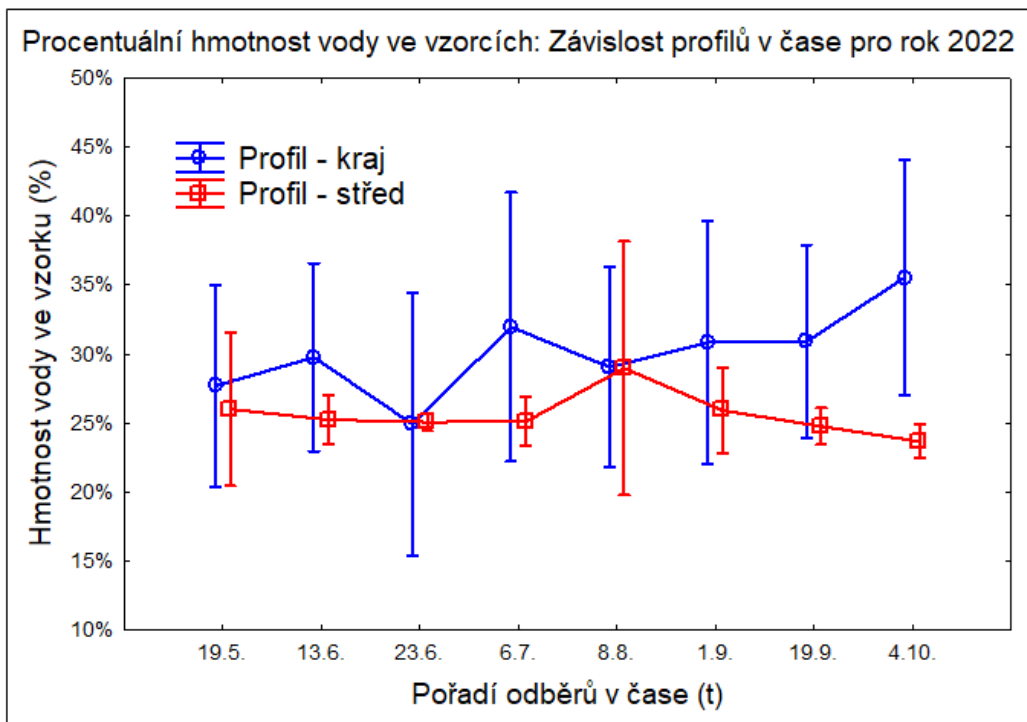


Obr. 12: Procentuální hmotnost vody ve vzorcích – vlhkost dřeva v profilu (bělové a jádrové dřevo) v čase pro rok 2021. Úsečky reprezentují 95% konfidenční interval.

Ve vegetační sezóně 2022 proběhlo osm odběrů. Při stejném postupu zpracování dat vyšel významný rozdíl při porovnání vlhkosti mezi krajem a středem kmenů v průběhu času (interakce Profil*Cas, Tab. 3). Ostatní faktory byly opět neprůkazné, což dokládá tabulka 3. Profil odběru se však opět hladině průkaznosti blížil ($p=0,08$). Porovnání průběhu vlhkosti v profilu a čase pro rok 2022 dokládá Obr. 13.

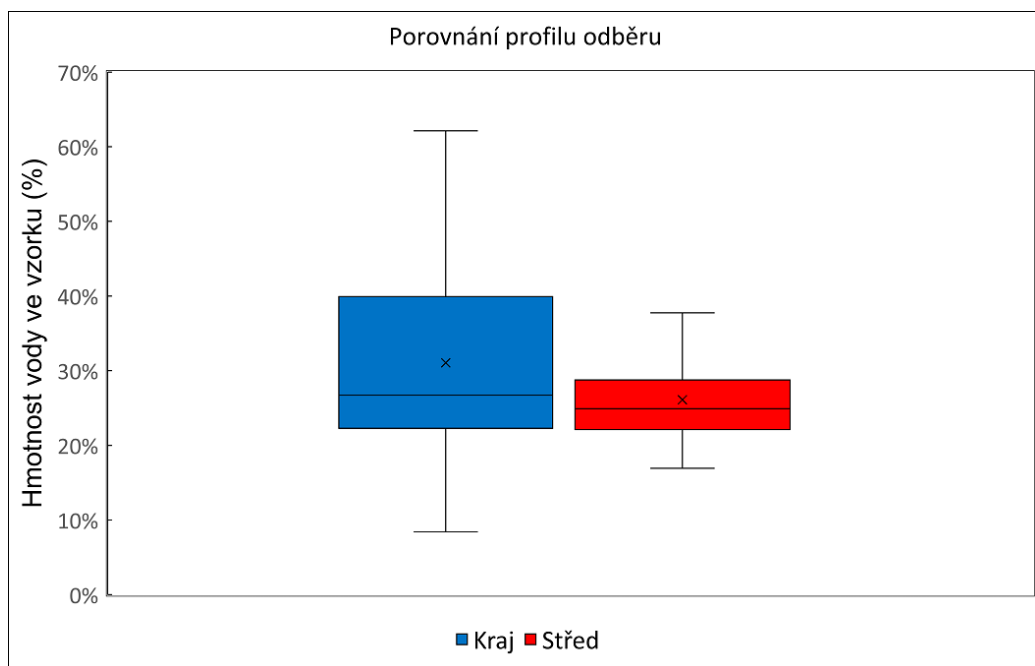
Tabulka 3.: Výsledky ANOVA pro opakovaná měření – rok 2022.

| Effect | Repeated Measur ANOVA - 2022 | | |
|-------------------------|------------------------------|-------|-------|
| | Degr. of | F | p |
| Profil | 1 | 4,264 | 0,084 |
| Profil*Typ | 1 | 0,065 | 0,807 |
| Profil*Lokalita | 2 | 0,072 | 0,931 |
| Profil*Typ*Lokalita | 2 | 0,328 | 0,732 |
| Error | 6 | | |
| Cas | 7 | 1,235 | 0,306 |
| Cas*Typ | 7 | 1,524 | 0,186 |
| Cas*Lokalita | 14 | 1,811 | 0,069 |
| Cas*Typ*Lokalita | 14 | 0,753 | 0,711 |
| Error | 42 | | |
| Profil*Cas | 7 | 3,498 | 0,005 |
| Profil*Cas*Typ | 7 | 0,751 | 0,630 |
| Profil*Cas*Lokalita | 14 | 0,823 | 0,641 |
| Profil*Cas*Typ*Lokalita | 14 | 1,489 | 0,157 |
| Error | 42 | | |



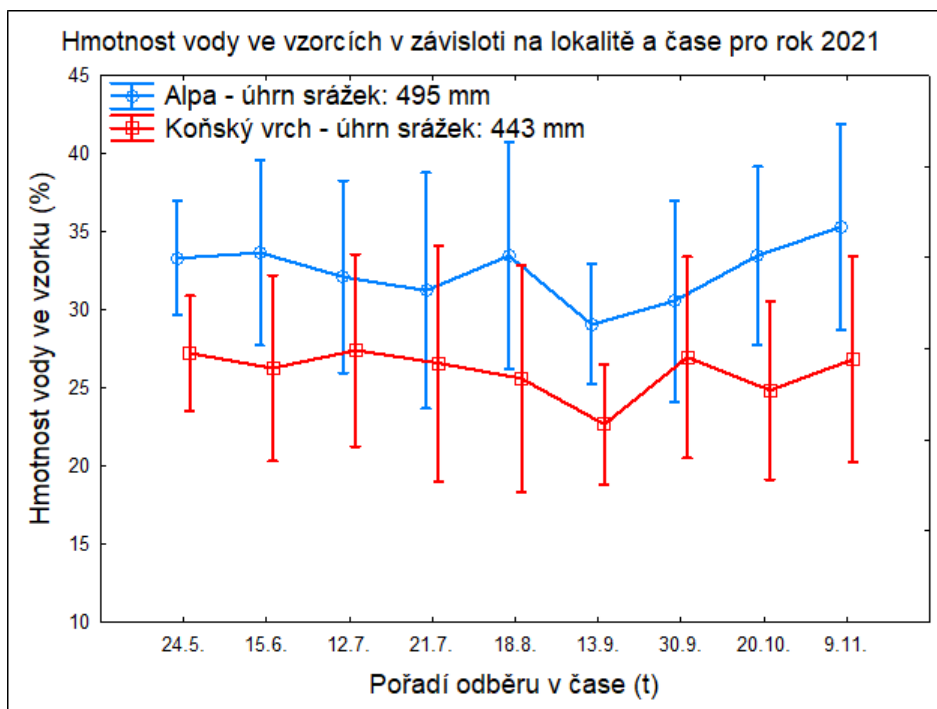
Obr. 13: Procentuální hmotnost vody ve vzorcích – vlhkost dřeva v profilu (bělové a jádrové dřevo) v čase pro rok 2022. Úsečky reprezentují 95% konfidenční interval.

Při porovnání směsného vzorku ze všech lokalit a variantu kmenu (Obr. 14), vychází jako konzervativnější střed (jádrové dřevo), rozsah hodnot má výrazně menší variabilitu, než rozsah hodnot změřených v profilu kraj (bělovém dřevě).

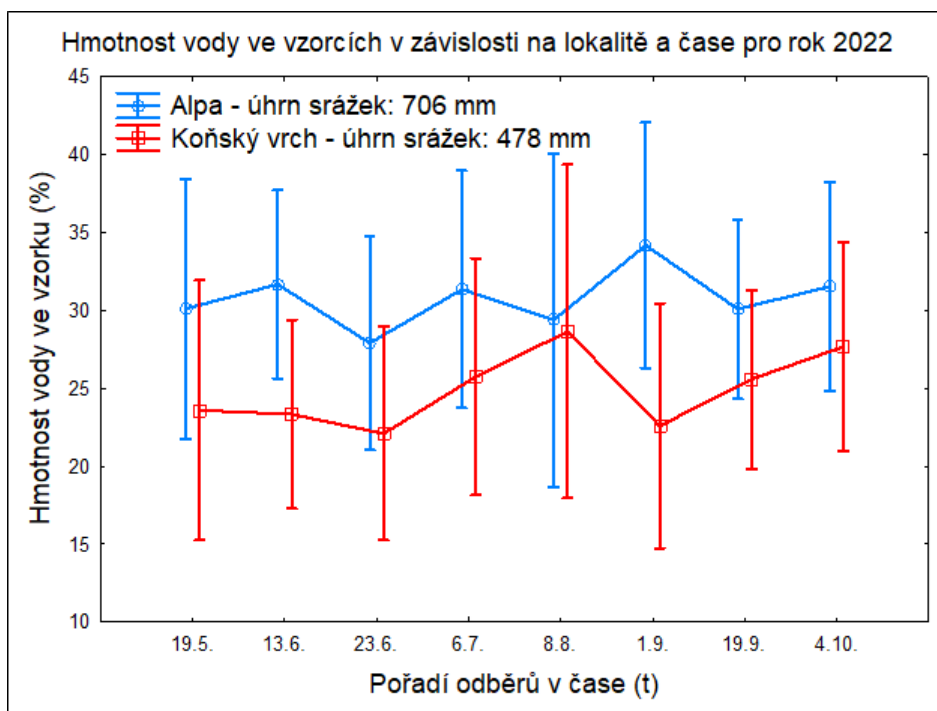


Obr. 14: Rozsah vlhkosti hodnot směsného vzorku dle profilu odběru (bělové a jádrové dřevo).

Pokud porovnáme lokality mezi sebou, v obou měřených letech (Obr. 15 a 16) pozorujeme vyšší hodnoty vlhkosti dřeva na lokalitě Alpa. Současně byl na této lokalitě zaznamenán vyšší úhrn srážek za stejné měřené období než na Koňském vrchu.

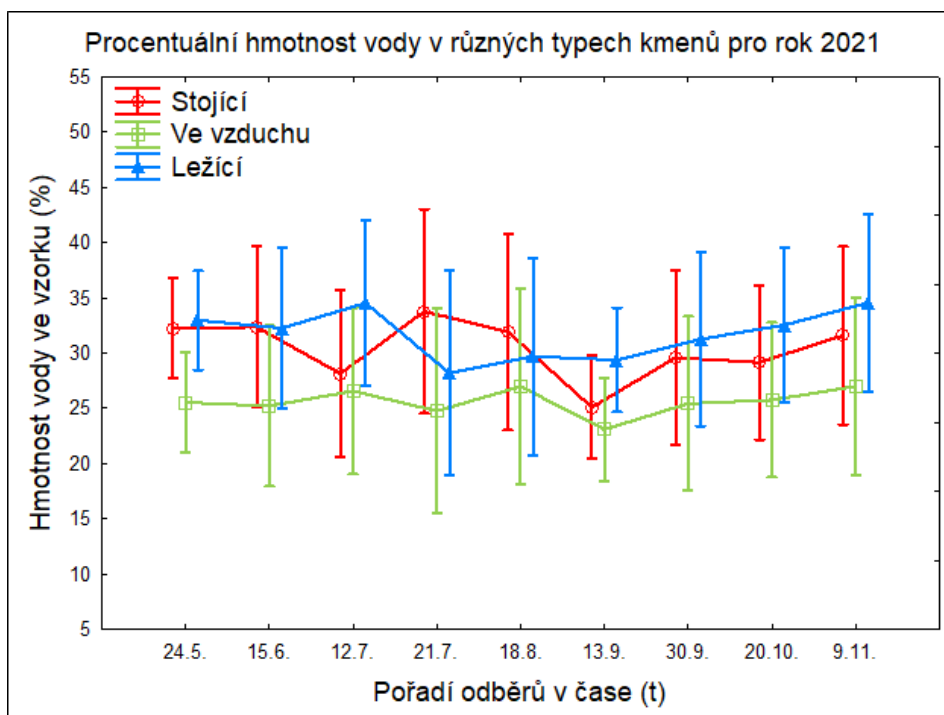


Obr. 15: Porovnání vlhkosti vzorků mezi lokalitou Alpa a Koňský vrch pro rok 2021. Úsečky reprezentují 95% konfidenční interval.

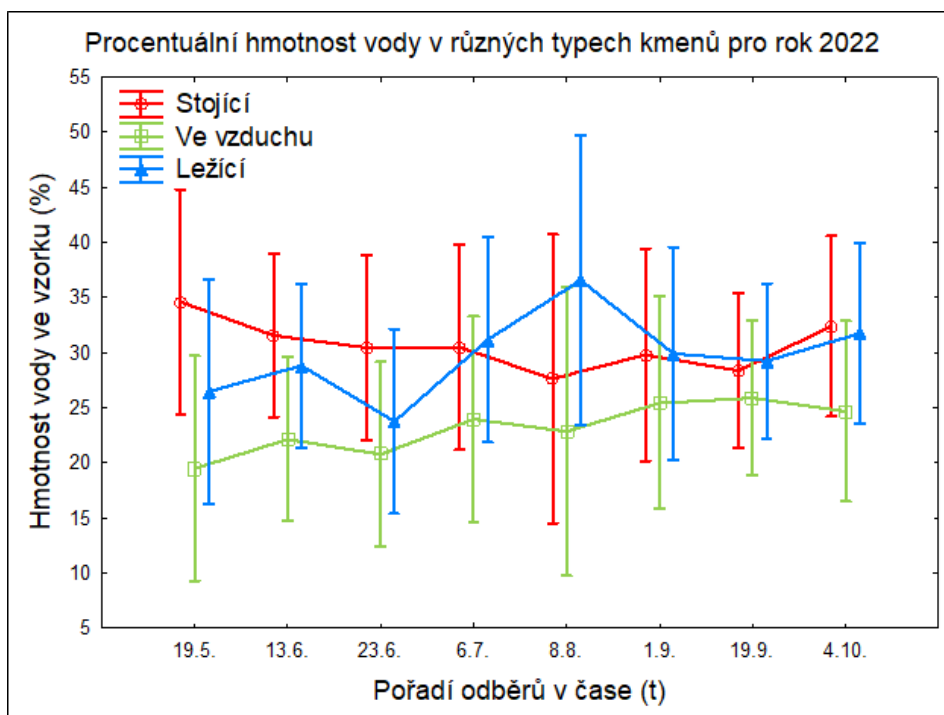


Obr. 16: Porovnání vlhkosti vzorků mezi lokalitou Alpa a Koňský vrch pro rok 2022. Úsečky reprezentují 95% konfidenční interval.

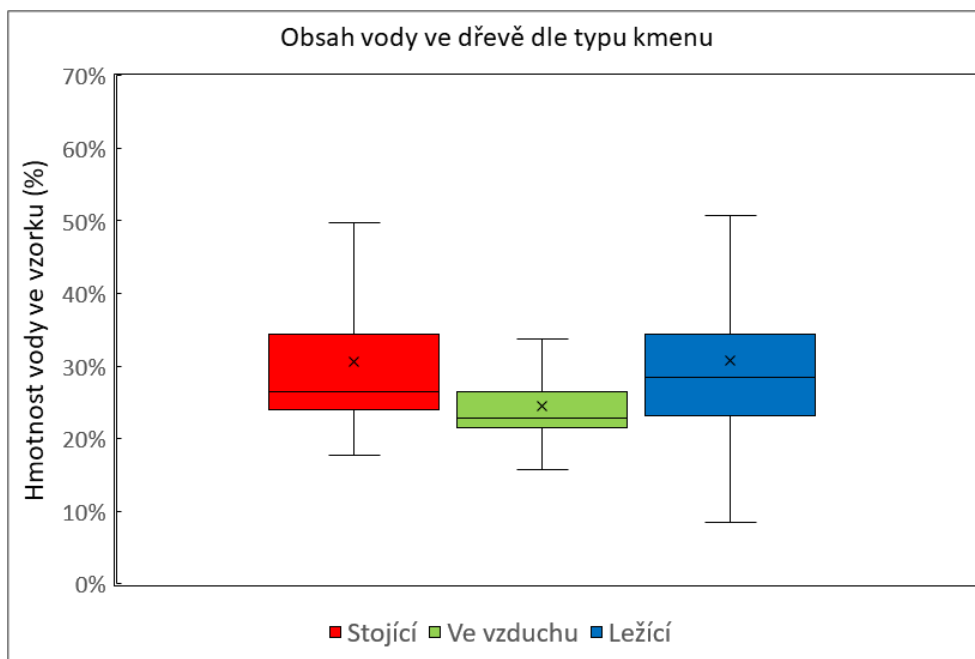
Při srovnání jednotlivých variant kmenů (Obr. 17 a 18) vychází jako stabilně nejsušší „ležící kmeny ve vzduchu“. V obou letech dochází k prolínání hodnot vlhkosti kmenů u variant „stojících“ a „ležících“ kmenů.



Obr. 17: Porovnání vlhkosti jednotlivých typů postavení kmene pro rok 2021. Úsečky reprezentují 95% konfidenční interval.



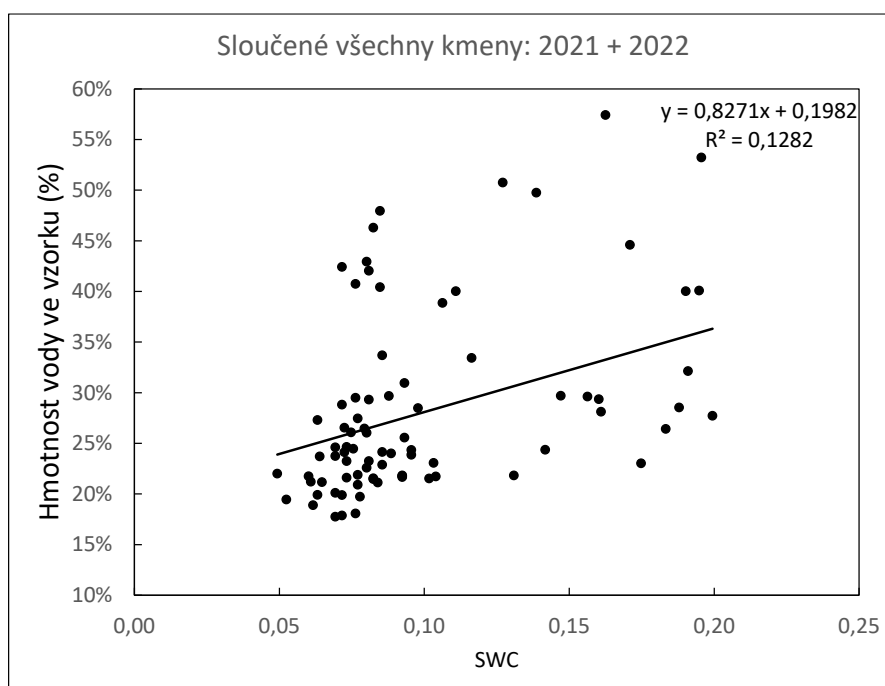
Obr. 18: Porovnání vlhkosti jednotlivých typů postavení kmene pro rok 2022. Úsečky reprezentují 95% konfidenční interval.



Obr. 19: Rozsah vlhkosti hodnot směsného vzorku dle typu postavení kmene.

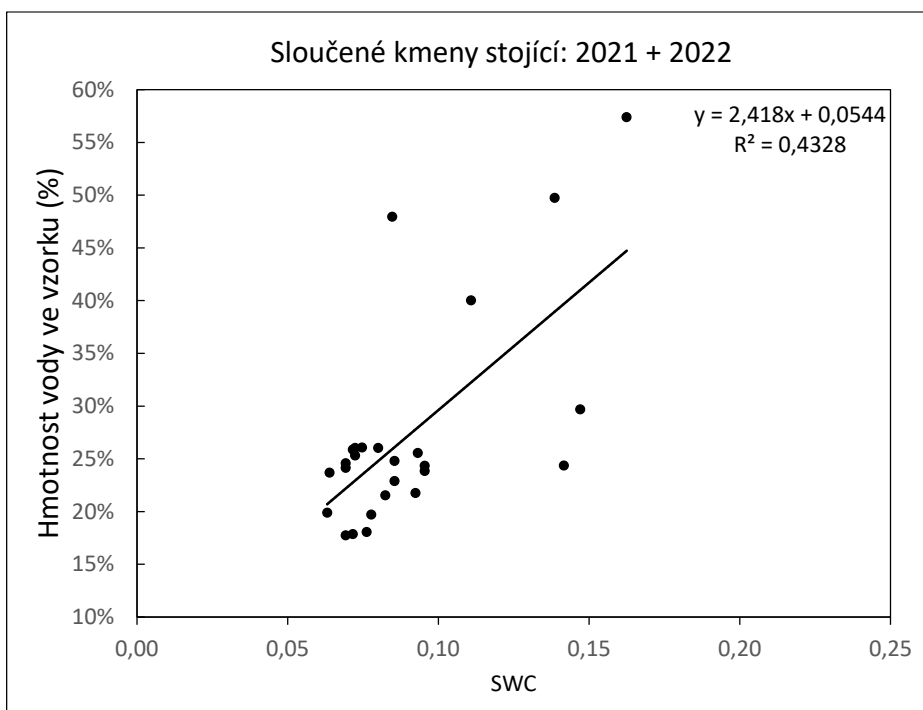
Výsledky z kontinuálního měření vlhkosti dřeva pomocí dataloggerů

Zde jsme zkusili najít funkční vztah pro hodnoty vlhkosti z vážených a sušených vzorků. Pro co největší zobecnění a sílu vztahu jsme používaly vážené a sušené vzorky smíchané v rámci lokalit, typů kmenů a časů odběru, nicméně funkční vztah nebyl zjištěn. Regresní vztah tohoto šetření ukazuje Obr. 20.

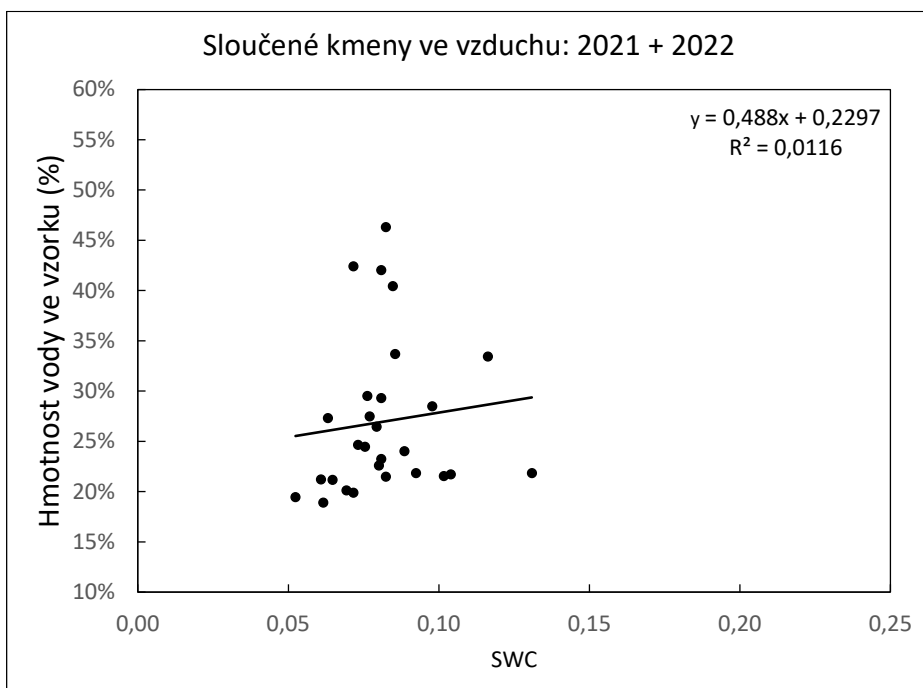


Obr. 20: Regresní vztah vlhkosti všech vzorků dřeva a hodnot naměřených čidly.

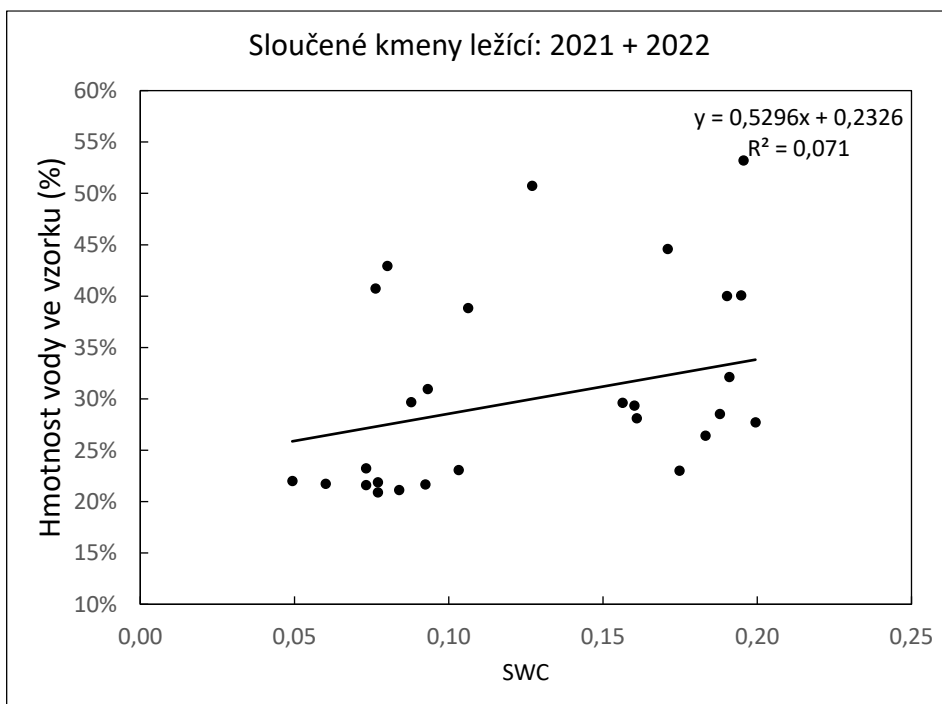
Zkusili jsme funkční vztah dále najít pro jednotlivé typy kmenů, lokality a roky, ale regresní vztahy vykazovaly příliš velkou variabilitu dat. Jednotlivé regresní vztahy mezi různými typy kmenů a hodnotami naměřenými čidly ukazují Obr. 21, 22 a 23.



Obr. 21: Regresní vztah vlhkosti vzorků dřeva a hodnotami naměřenými čidly pro stojící kmeny.

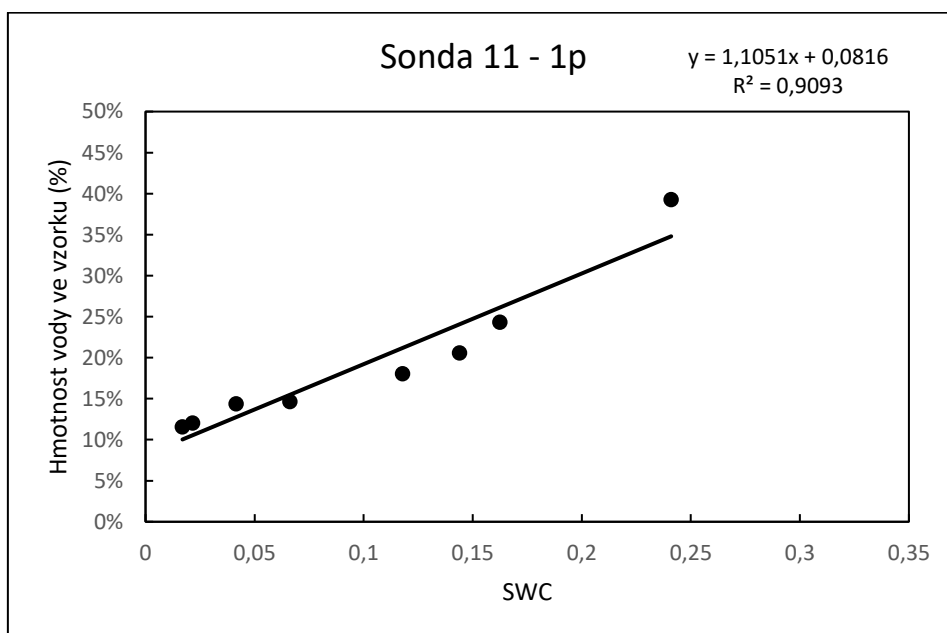


Obr. 22: Regresní vztah mezi vlhkostí vzorků dřeva a hodnotami naměřenými čidly pro kmeny ve vzduchu.

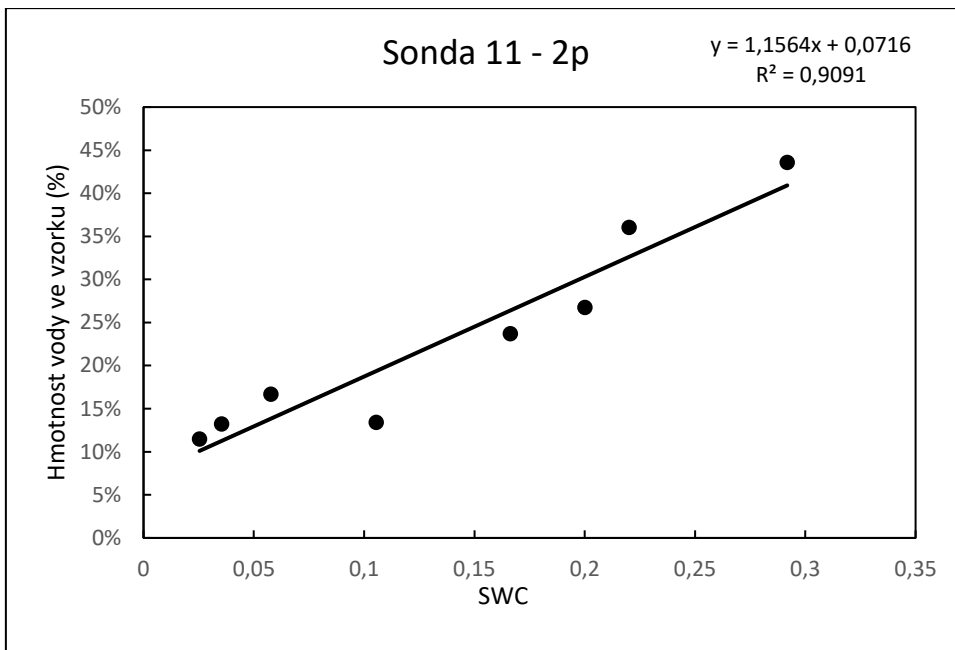


Obr. 23: Regresní vztah mezi vlhkostí vzorků dřeva a hodnotami naměřenými čidly pro kmeny ležící.

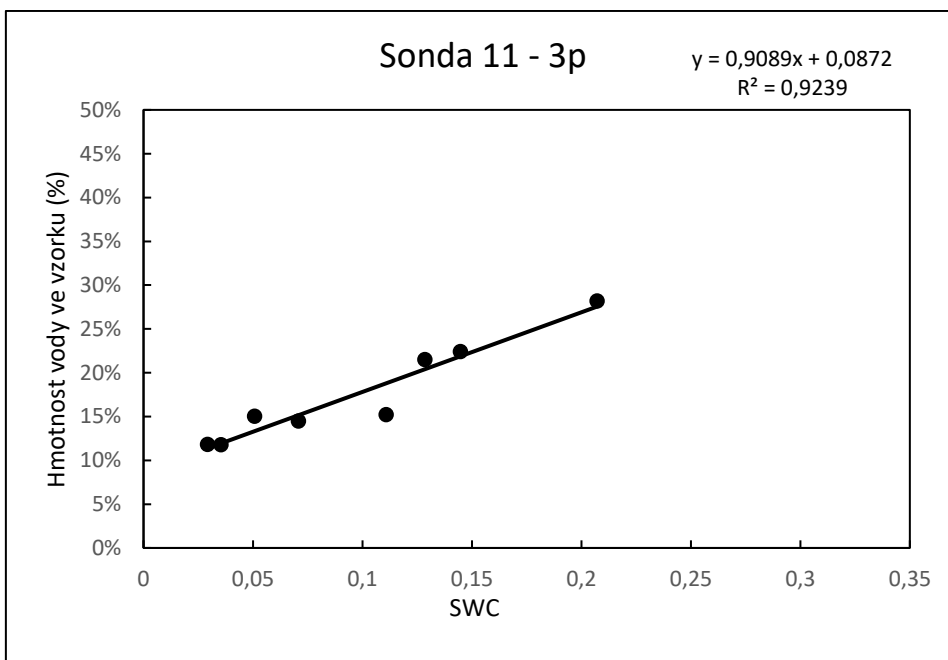
Stejným způsobem jsme srovnali data získaná z kontinuálního měření v laboratorním experimentu se vzorky odebranými ze smrkových špalků. Funkční vztahy pro jednotlivé sondy ukazují obrázky 24-29. Regresní vztah pro SWC ze všech šesti čidel a vlhkostí vzorků je zachycen na obrázku 30.



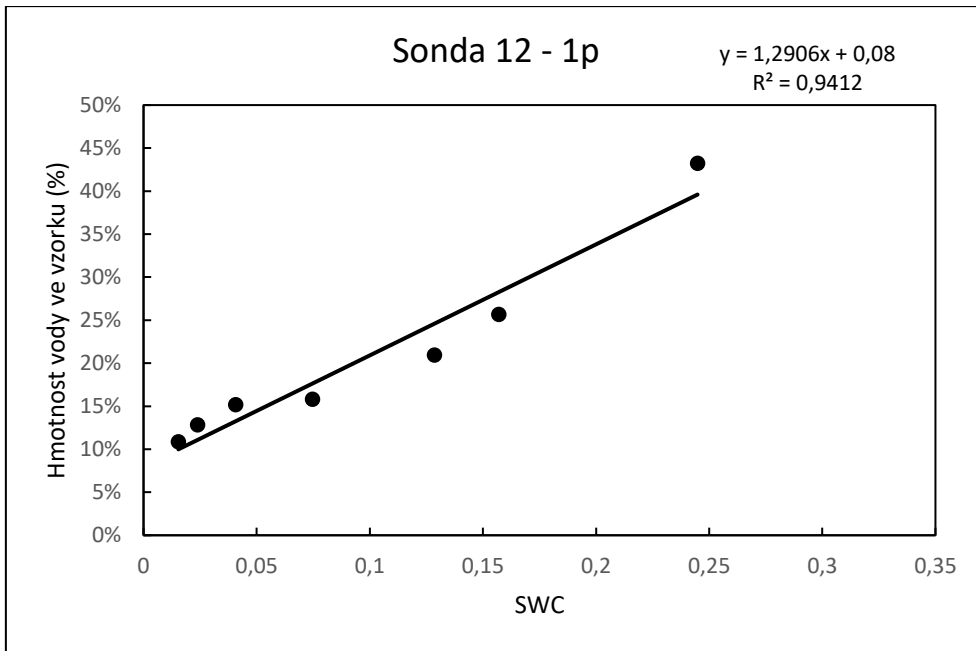
Obr. 24: Regresní vztah mezi daty naměřenými sondou 11-1p a daty z vážených a sušených vzorků příslušného špalku.



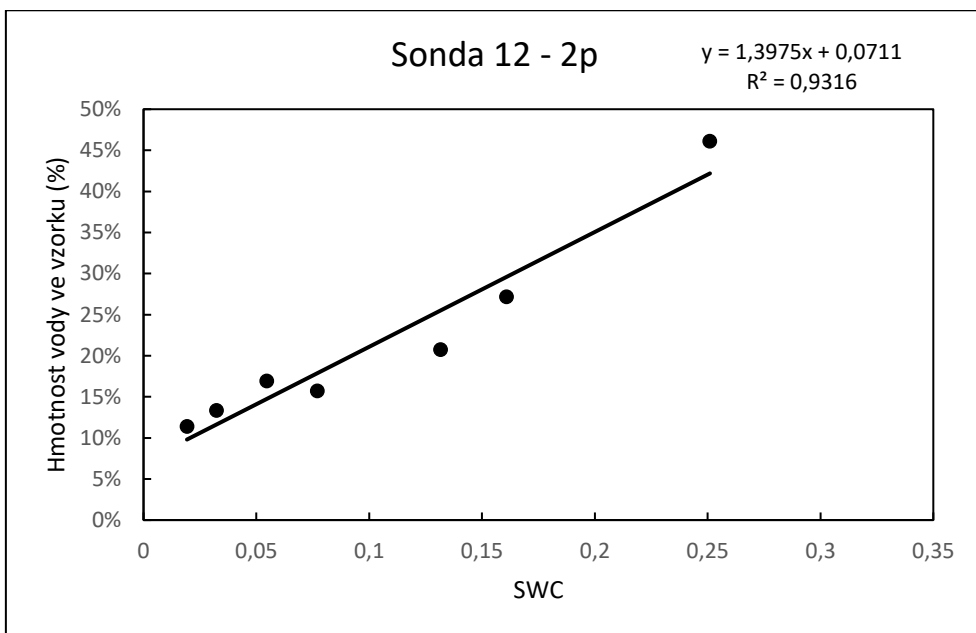
Obr. 25: Regresní vztah mezi daty naměřenými sondou 11-2p a daty vážených a sušených vzorků příslušného špalku.



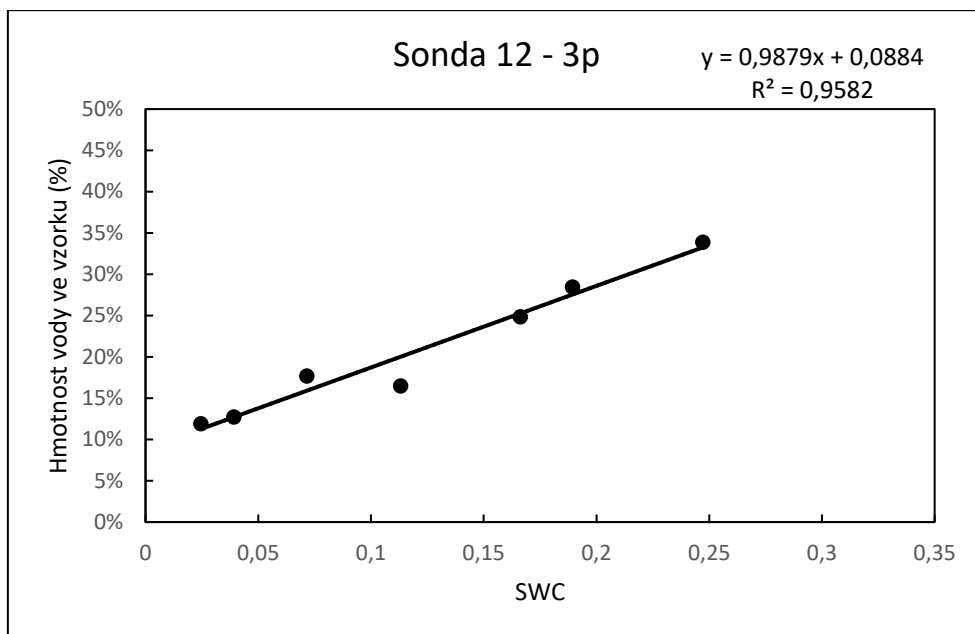
Obr. 26: Regresní vztah mezi daty naměřenými sondou 11-3p a daty vážených a sušených vzorků příslušného špalku.



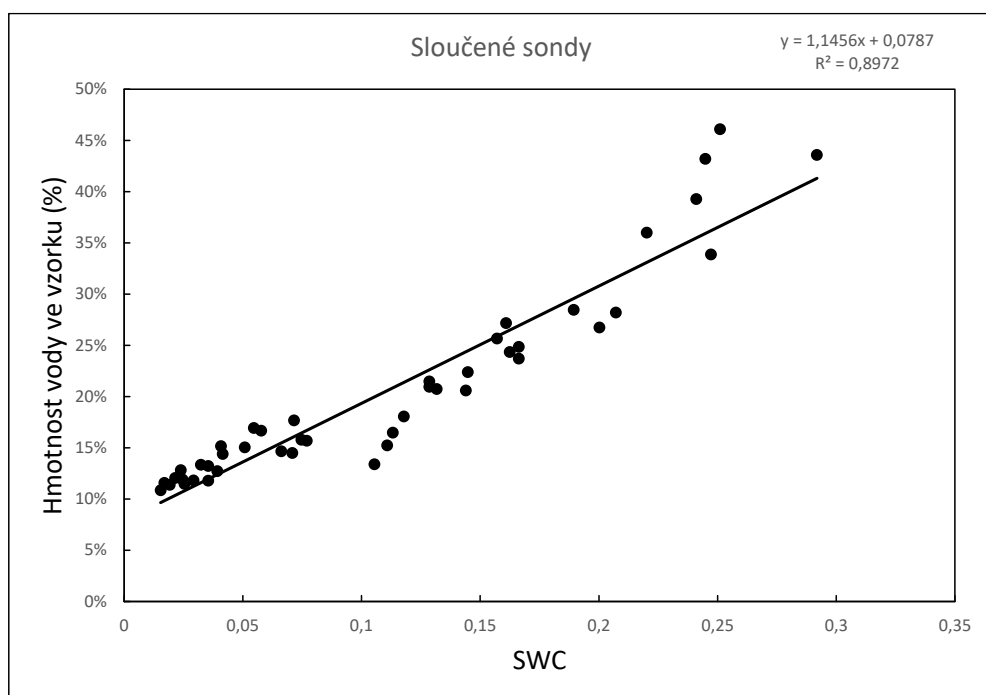
Obr. 27: Regresní vztah mezi daty naměřenými sondou 12-1p a daty vážených a sušených vzorků příslušného špalku.



Obr. 28: Regresní vztah mezi daty naměřenými sondou 12-2p a daty vážených a sušených vzorků příslušného špalku.



Obr. 29: Regresní vztah mezi daty naměřenými sondou 12-3p a daty vážených a sušených vzorků příslušného špalku.



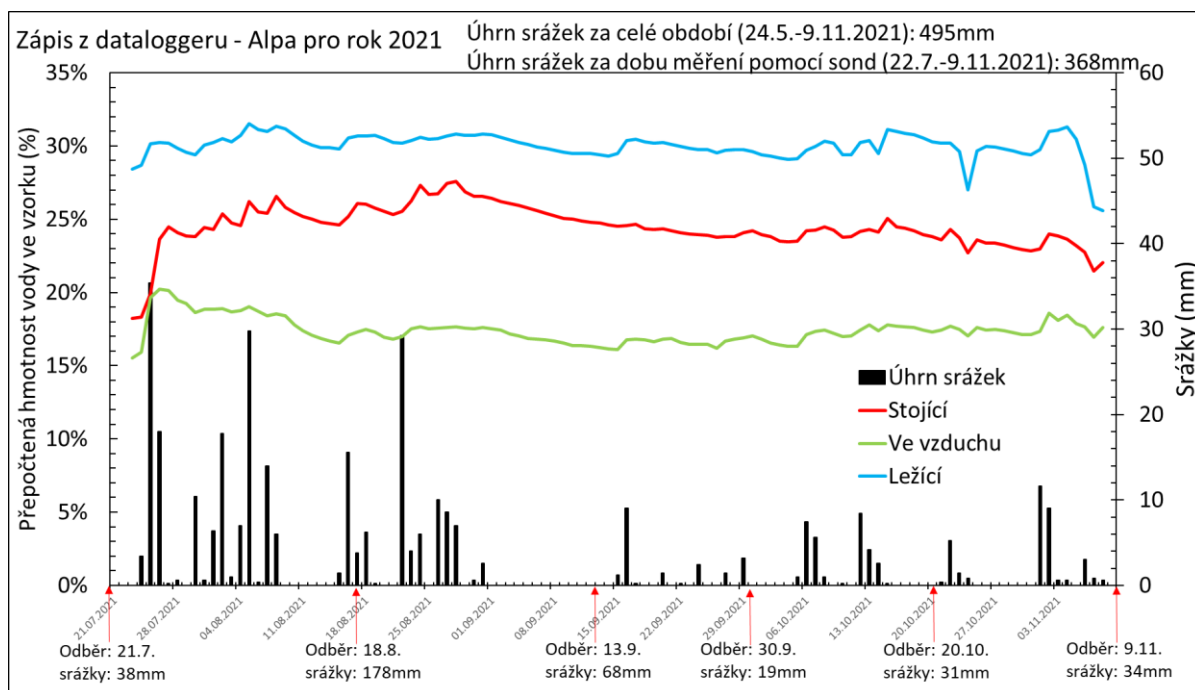
Obr. 30: Regresní vztah mezi daty ze všech sond (11-1p až 12-3p) a vlhkostí vzorků dřeva ze všech špalků.

Díky tomuto vztahu vyšla rovnice regrese:

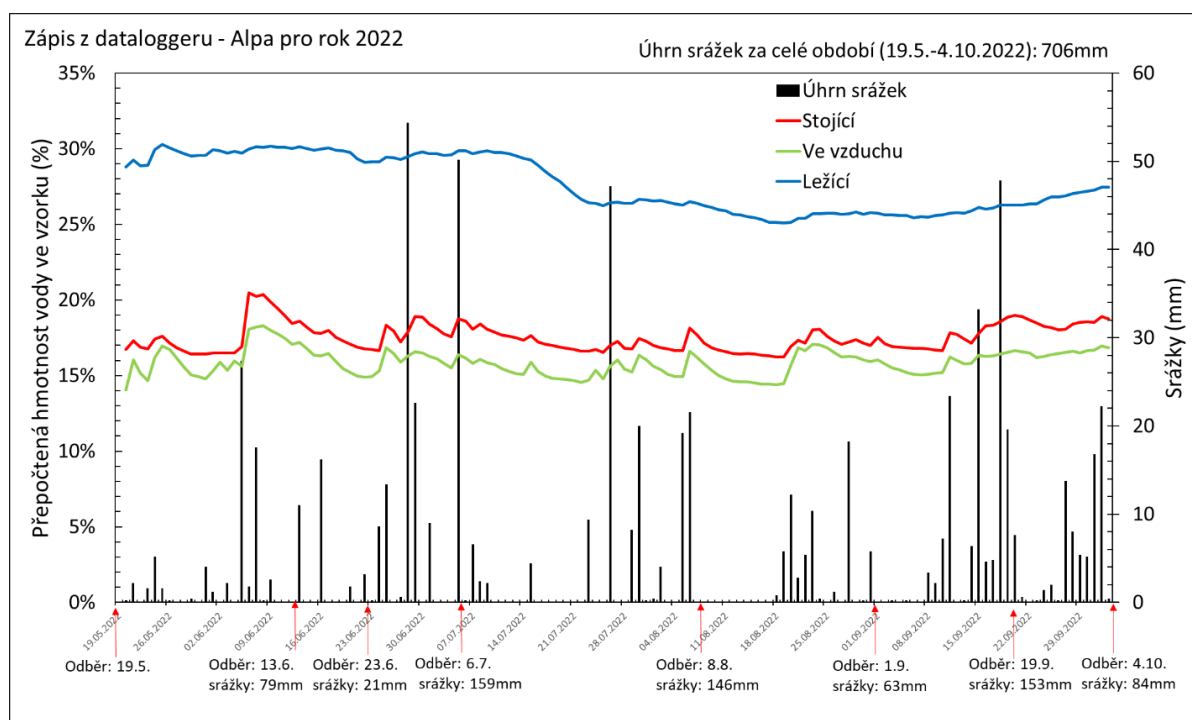
$$y = 1,1456x + 0,0787$$

Tuto regresní rovnici jsme následně použili pro přepočítání hodnot, která čidla měřila po obě sezóny pro přibližné stanovení vlhkosti v jednotlivých kmenech v průběhu vegetačních sezón.

Obrázky 31–34 zachycují vývoj hodnot vlhkostí dřeva v průběhu vegetačních sezón v letech 2021 a 2022 na lokalitách Alpa a Koňský vrch. Grafy jsou doplněny o úhrny srážek.

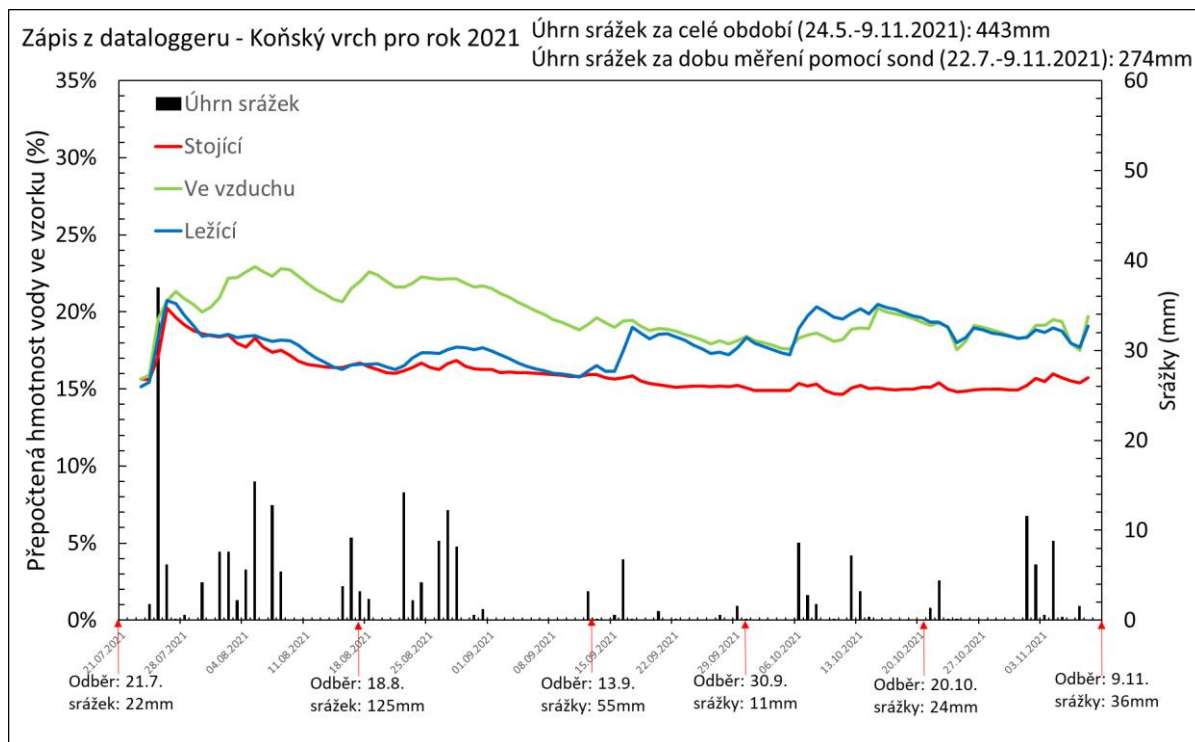


Obr. 31: Zachycení průběhu vlhkosti (hodnoty SWC přepočteny na % hmotnosti dřeva) jednotlivých kmenů na lokalitě Alpa v roce 2021. Červené šipky na ose „x“ ukazují úhrny srážek mezi jednotlivými odběry.

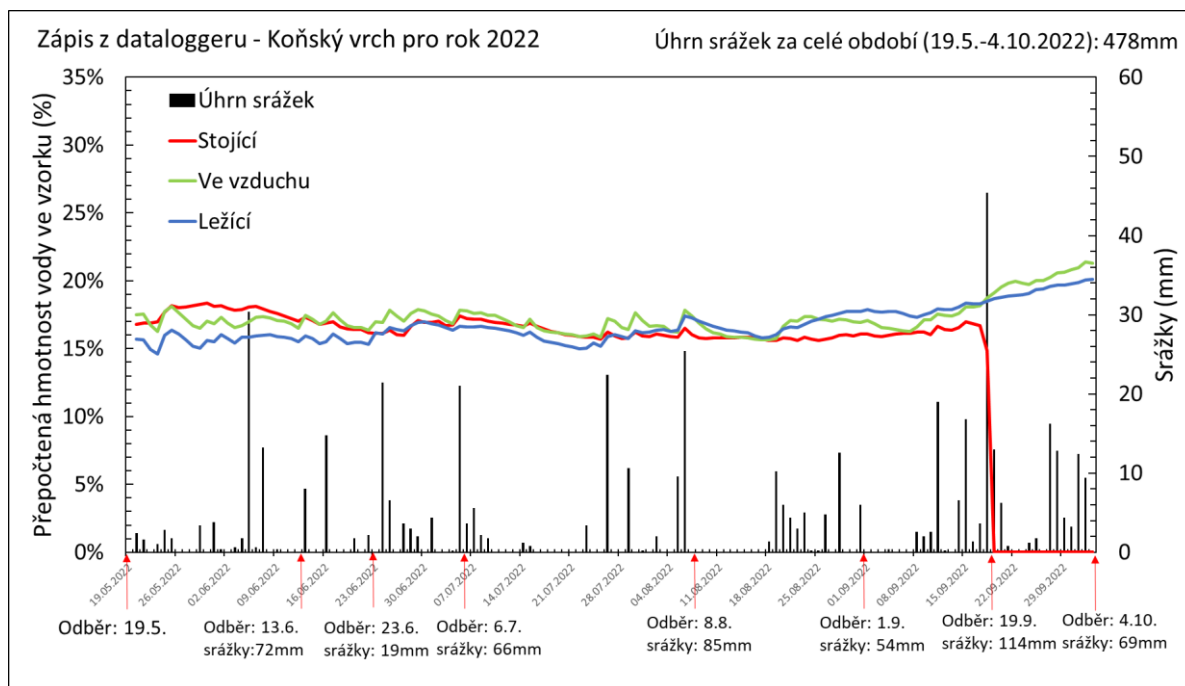


Obr. 30: Zachycení průběhu vlhkosti (hodnoty SWC přepočteny na % hmotnosti dřeva) jednotlivých kmenů na lokalitě Alpa roce 2022. Červené šipky na ose „x“ ukazují úhrny srážek mezi jednotlivými odběry.

U kontinuálního měření vlhkosti byly na lokalitě Alpa nejvyšší hodnoty vlhkosti u ležících kmenů, dále u kmenů stojících a nejsušší byly kmeny bez kontaktu se zemí.



Obr. 31: Zachycení průběhu vlhkosti (hodnoty SWC přepočteny na % hmotnosti dřeva) jednotlivých kmenů na lokalitě Koňský vrch v roce 2021. Červené šipky na ose „x“ ukazují úhrny srážek mezi jednotlivými odběry.



Obr. 32: Zachycení průběhu vlhkosti (hodnoty SWC přepočteny na % hmotnosti dřeva) jednotlivých kmenů na lokalitě Koňský vrch v roce 2022. Červené šipky na ose „x“ ukazují úhrny srážek mezi jednotlivými odběry.

U kontinuálního měření vlhkosti na lokalitě Koňský vrch se vlhkosti u jednotlivých variant kmenů téměř nelišily, nebo jen v části sezóny. Dne 18. 9. 2022 proběhla přes lokalitu bouře a zlomila měřený „stojící kmen“. Současně došlo k vytržení a zničení čidla. Okamžitý pokles měřených hodnot je patrný na obr. 32.

Diskuse

Odumřelé kmeny stromů mají velký ekologický význam pro fungování ekosystému lesa (Bobiec et al., 2005; Harmon et al., 1986; Lonsdale et al., 2008; Stokland et al., 2012). Dokáží zadržovat vodu (Fortino et al., 2013; Harmon & Sexton, 1995), která podporuje další dekompozici (Hoppe et al., 2016; Kubartová et al., 2012; Paletto & Tosi, 2010), obnovu semenáčků (Svoboda et al., 2010), je důležitá pro mechorosty (Kushnevskaia et al., 2007), lišejníky (Humphrey et al., 2002), houby (Pouska et al., 2016; Rydin et al., 1997), ale i obratlovce (Harmon et al., 1986) a bezobratlé živočichů (Heliövaara & Väisänen, 1984). Mrtvé dřevo hraje vůležitou roli v ovlivnění mikroklima biotopu (Jonášová & Prach, 2004; Zielonka, 2006b), kde v různých fázích dekompozice představuje heterogenní mozaiku ploch (Zielonka & Piatek, 2004).

Jelikož neexistuje ustálené vyjadřování vlhkosti, prezentují někteří autoři výsledky v relativních, případně absolutních hodnotách vlhkosti. Níže uvedené výsledky jsou uvedené v jednotkách relativní vlhkosti. Pokud studie zde prezentované byly originálně udány v absolutních hodnotách vlhkosti, byly výsledky přepočítány dle (Künzel et al., 2012) na relativní obsah vlhkosti.

Vlhkost dřeva se v přírodě velmi liší a záleží na mnoha podmínkách. V naší studii se relativní vlhkost dřeva získaná sušením a vážením vzorků pohybovala v rozmezí 8–67 %. Ve výsledcích jsou použity tyto hodnoty, případně jejich průměry dle vhodnosti pro danou interpretaci. Nicméně pokud bychom použili 95 % percentil z naměřených hodnot, byl by relativní obsah vody 18–53 %. Dá se předpokládat, že toto rozložení lépe vystihuje reálný stav. Maximální hodnota vlhkosti byla naměřena ve dřevě, kdy byla navrtána vodní kapsa, která posunula hodnotu výrazně výše. Minimální hodnota byla ojedinělá a dá se předpokládat, že vznikla chybou měření.

K obdobným, avšak k mírně vyšším výsledkům vlhkosti došel i Prívětivý & Šamonil (2021), kteří měřili vlhkost mrtvého smrkového dřeva v Žofínském pralese. Ti zaznamenali rozsah hodnot v rozmezí 9–75 %. Při předchozím měření pozorovali vlhkosti od 36 do 62 % (Prívětivý et al., 2017). Příkladem z východních Karpat může být studie provedená Teodosiu & Bouriaud (2012), kde se vlhkost smrkového dřeva pohybovala v hodnotách 27–72 %. Zastoupení vlhkosti v těchto studiích je podobné našim výsledkům, nicméně autoři předchozích studií pozorovali toto rozpětí v rámci různých stupňů rozkladu, kdy se vlhkost zvyšovala se zvyšujícím se stupněm rozkladu. Toto konstatovali i (Bütler et al., 2007; Forrester

et al., 2012; Hoppe et al., 2016; Kubartová et al., 2012; Paletto & Tosi, 2010). Při srovnání stejného stupně rozkladu, jaký jsme sledovali v naší studii, tedy druhého stupně, změřil Teodosiu & Bouriaud (2012) vlhkost 33 %. Naše studie zahrnuje hodnoty vlhkosti tlejícího dřeva v jednotné, rané fázi dekompozice (2 resp. 3 roky po disturbanci) po dobu dvou vegetačních sezón. Sledovaný stupeň rozkladu odpovídá dle Přívětivého et al. (2017) přibližně vlhkosti kmenů smrku v době jejich odumření (20 %), nicméně autoři studie ukazují zvýšení obsahu vody na dvojnásobek (40 %) již po 12ti letech po disturbanci, přičemž od 30 let po disturbanci dosahují kmeny nejvyšší a stabilní vlhkosti (47 %). Lze tedy předpokládat, že vlhkost v případě našeho měření byla primárně ovlivněna klimatickými podmínkami a postavením kmene, případně houbovým osídlením a do budoucna se bude tato vlhkost pravděpodobně zvyšovat. To lze předpokládat i dle Mai et al. (2015), kteří pro růst pro dřevokazných identifikovali 17 % jako minimální dřevní vlhkost.

Vlhkosti námi zjištěné se pohybují výše, než je běžně udávaná vlhkost dřeva, která je 12 % při 20 °C a 65 % vlhkosti vzduchu (Baronas et al., 2001; Teodorescu et al., 2021). Na 12% vlhkosti se hodnoty naměřené na obou lokalitách nedostaly ani v době letních přísušků při absenci srážek nebo jejich minimu. Nejpravděpodobnějším vysvětlením je velká míra vlhkosti na obou lokalitách i v době bez srážek, a to vlivem relativně nízkých teplot, při kterých dochází ke kondenzaci vody, zejména před východem slunce (Petrík, 1986).

Při porovnání různých variant kmenů (ležící kmeny, ležící kmeny bez kontaktu se zemí, stojící kmeny) se neukázaly statisticky významné rozdíly v jejich vlhkosti. Výsledky jsou nicméně založeny na relativně malém počtu opakování a při větším počtu případů by tyto malé rozdíly mezi variantami vyšly pravděpodobně významně. K obdobnému výsledku došel i Přívětivý & Šamonil (2021), ti u měřeného mrtvého dřeva smrku nezaznamenali statisticky významný rozdíl mezi kládami v kontaktu se zemí a bez kontaktu se zemí. Nicméně i při průkaznosti by nadále platilo, že varianty se příliš neliší. V našem měření stojící a ležící kmeny vykazovaly podobnost vlhkosti v průběhu roku a často se jejich hodnoty vlhkosti prolínaly. Nicméně je důležité zmínit, že u stojících kmenů byly hodnoty vždy měřeny ve výčetní výšce a nebyly porovnávány ve vertikálním gradientu, kde je možné předpokládat pokles vlhkosti s výškou nad zemí. Obecně nejsušší se ukázaly být kmeny bez kontaktu se zemí. Ač tento výsledek nevyšel statisticky průkazně, je v souladu s hypotézou č.1, která předpokládala právě tento typ postavení jako nejméně vlhký. Je to dáno pravděpodobně tím, že kmen v tomto postavení je od země izolovaný a získává vlhkost pouze absorpcí vzdušné vlhkosti, kondenzací, případně spadem v podobě srážek. Ty jsou pro vlhkost kmene důležité, dle výzkumu Sexton & Harmon

(2009) provedeným na severozápadě Ameriky vychází, že 47-70 % srážek, které dopadly na zkoumané kmeny se vypařilo, 18-35 % prosáklo skrz kmen a vylouhovalo se, 3–29 % steklo po povrchu kmene a absorpce dřevem tvořila 3-11 % ze spadlých srážek. Absorpcí a odpařováním dohromady prošlo 60 % srážek dopadajících na kmen.

I přes to, že se obě námi sledované lokality lišily srážkovými úhrny, rozdíly vlhkosti dřeva na obou lokalitách nevyšly průkazně. Jedním z možných vysvětlení může být malý počet opakování. Je možné, že v případě většího počtu vzorků a pozorování by rozdíly vyšly jako statisticky průkazné. I přes to lze považovat lokalitu Alpa jako celkově vlhčí, a to jak vyšším úhrnem srážek, tak změřenou vlhkostí dřeva, kdy dřevo v obou sledovaných letech a všech zkoumaných variantách vycházelo jako vlhčí. To i přes méně zapojené korunové patro, kde je předpoklad vyššího odparu a celkové nižší vlhkosti (Forrester et al., 2012) oproti více zapojenému korunovému patru na lokalitě Koňský vrch.

Přestože mezi jednotlivými měřeními povrchové vrstvy bělového dřeva (6 cm) a vrstvou jádrového dřeva 6 cm od středu kmene vycházely průkazné rozdíly jen pro rok 2022, vyšší hodnoty byly naměřeny v bělovém dřevě, a to i v období beze srážek (s výjimkou několika případů téměř stejných hodnot). To koresponduje s publikovanými výsledky pro smrk ztepilý, kde experimentální měření ukázalo, že jádrové dřevo je celkově sušší a během pětiletého sledování má větší odolnost vůči dekompozici (Sandberg, 2009). Při dlouhém období sucha v roce 2021, které trvalo 29 dní a spadlo v něm pouze 14 mm srážek lze pozorovat, že bělové dřevo vyschlo téměř na hladinu hodnot jádrového dřeva. Nicméně při následující vlhčí periodě jeho vlhkost opět vzrostla na předchozí hodnoty, kdežto jádrové dřevo si drželo i v tomto období sucha stejnou vlhkost a sestupný trend zde není pozorován. Vyplývá tak, že jádrové dřevo je relativně stabilní a jeho vlhkost se mění méně než vlhkosti dřeva bělového. Obdobnou stabilitu vlhkosti v jádrovém dřevě pozoroval i Harmon & Sexton (1995). Tato stabilita je dána pravděpodobně tím, že bělové dřevo je více vystaveno vnějším klimatickým vlivům, případně mikroorganismům, které rozklad, potažmo vlhkost zvyšují. Zjištění o bělovém a jádrovém dřevě potvrzují hypotézu č. 2, která předpokládala vyšší celkovou vlhkost a variabilitu právě v bělovém dřevě.

Obecně lze námi naměřené vlhkosti považovat za relativně vysoké, obzvláště vezmeme-li v úvahu, že se jednalo o dřevo v rané fázi rozkladu, kdy lze předpokládat, že se jeho vlhkost bude s postupujícím rozkladem zvyšovat. Naměřené hodnoty byly relativně stabilní v průběhu roku, a to i v období beze srážek. To je v rozporu se zjištěním Brackebush (1975),

který pozoroval nejvyšší vlhkost dřeva v brzkém létě s následným poklesem vlhkosti, a to i přes občasné srážky až do období listopadu, kdy vlhkost začala opět stoupat. Současně lze námi změřené zastoupení vlhkosti považovat za vysoké i v porovnání s čerstvě poraženým dřevem smrku, které má relativní vlhkost v rozmezí 23–71 % (Baronas et al., 2001; Teodorescu et al., 2021).

Při kontinuálním měření vlhkosti pomocí sond zavedených po dobu dvou vegetačních sezón do různých typů kmenů na dvou různých lokalitách se ukázalo, že tyto sondy citlivě a rychle reagují na srážkové události. Nicméně pro jejich nutnou kalibraci jsme nenašli použitelný regresní vztah mezi hodnotami naměřenými sondami a daty z vážených a sušených vzorků dřeva z terénu. Zkoušeli jsme najít funkční regresní vztah mezi daty získanými odběry z různých variant postavení kmenů, hloubky odběru, lokalit, případně směsného vzorku a k nim naměřených hodnot SWC z příslušných čidel. Takto sestavená rovnice vysvětlovala pouhých 13 % variability a nebyla použitelná pro kalibraci sond. Jako vztah dobře korelující s daty, která změřila čidla se ukázal až vztah z laboratorního experimentu. V něm jsme pomocí lineární regrese získali rovnici, která vysvětlovala 90 % variability. Tento silnější vztah může být zapříčiněn tím, že jsme díky řízenému experimentu mohli simulovat nejsušší stav dřeva, jeho maximální nasycení vodou a také postupné vysychání až do stavu výchozího a postupně odebírat vzorky. Získali jsem extrémny a rovnoměrný průběh vysychání, kdy jsme mohli odebírat vzorky, které rovnici zpřesnily. Takto získaný vztah lineární regrese byl následně použit pro přepočtení hodnot změřených čidly pro přibližné stanovení vlhkosti v jednotlivých kmenech v průběhu sezón.

Hodnoty takto přepočítané byly obecně nižší než hodnoty získané pomocí odběrového vrtáku na příslušných lokalitách a šetřeních. Možným vysvětlením může být to, že elektrody zavedené do dřeva při delším měřeném časovém úseku nedokážou udržet přímou adhezi k měřenému materiálu a měří tak nižší hodnoty, na to poukazuje i Brischke et al. (2008). Ten zmiňuje jako negativní vliv při dlouhodobém měření bobtnání a sesychání dřeva, kdy díky tomuto ději mohou vznikat mezi dřevem a elektrodami mezery, které následně negativně ovlivňují měření. Dalším vysvětlením mohou být dle našeho názoru nehomogenity dřeva, jejichž důsledkem jsou odchylky naměřené vlhkosti. Takové nehomogenity mohou být způsobeny prasklinami ve dřevě či v heterogenitě dekompozičních procesů.

Při kontinuálním měření v průběhu sezón vyšla, stejně jako u sušených a vážených vzorků, obecně vlhčí lokalita Alpa, kde se v obou sezónách jako nejvíce vlhký ukázal kmen ležící na

zemí, následován stojícím kmenem a jako nejsušší byl kmen bez kontaktu se zemí. Toto je ve shodě i s daty získanými fyzickými odběry, kde výsledky byly obdobné. Na druhé lokalitě se vlhkosti, dle měření pomocí čidel, téměř nelišily a v obou sezónách docházelo k jejich prolínání, kdy první polovinu sezóny roku 2021 byl změřen jako nejvlhčí kmen bez kontaktu se zemí, což je v rozporu s daty získanými z vážených a sušených vzorků dřeva.

Obě použité metody měření vlhkosti tlejícího dřeva lze považovat za vhodné pro taková měření, mají však také své limity. Vrtané a vážené vzorky lze odebrat spolehlivě jen do určitého stupně dekompozice, u čtvrtého a pátého stupně již nelze odebrat definovatelný objem vývrtu (vzorek se rozpadá a musel by být použit jiný destruktivnější přístup). Nicméně takto získaná data se dají považovat za maximálně přesná (Testing and Materials, 1992), avšak jejich získávání je časově i fyzicky náročné. Naproti tomu u kontinuálního měření sondami lze pořizovat záznam pravděpodobně i u vyšších stupňů dekompozice (byť kalibrace může být problematická), získávání dat je méně pracné a je možné takto sledovat diurnální i sezónní dynamiku vývoje hodnot vlhkosti.

Závěr

Naše studie ukázala, že vlhkost tlejícího dřeva 2 resp. 3 roky po disturbanci je relativně stabilní v čase a pohybuje se v intervalu 18–53 % v závislosti na profilu odběru, postavení kmene, teplotách a srážkách. Tento stabilní obsah vody v odumřelých kmenech i v době beze srážek znamená, že v oblasti Šumavy během letních přísušků nevzniká výrazné riziko zahoření kmenů. Vyšší vlhkost vykazovalo bělové dřevno než dřevno jádrové, i když průkazně vyšel rozdíl jen u měření z roku 2022. Mezi variantami kmenů (ležící kmen, ležící kmen bez kontaktu se zemí, stojící kmen) a lokalitami Alpa a Koňský vrch se ve vlhkosti neukázaly průkazné rozdíly. To znamená, že ani stojící souše či ležící kmeny bez kontaktu se zemí nezvyšují riziko zahoření.

Za vhodnou metodu měření vlhkosti dřeva považujeme kontinuální měření sondami na základě elektrického odporu dřeva, nutná je však jejich kalibrace laboratorním experimentem. Vrtané a vážené vzorky mohou odrážet nehomogenity dřeva vznikající v průběhu jeho dekompozice. Protože se příliš nelišily hodnoty vlhkosti tlejícího dřeva z obou lokalit a variant, lze považovat měření i z relativně malého počtu opakování za reprezentativní pro klimaticky podobné porosty horských smrčín. Lze tedy shrnout, že vlhkost dřeva je relativně stabilní parametr, který ani v periodách beze srážek neklesá na hodnotu sušeného dřeva, na které nepůsobí srážky (12 %). Tato stabilita vlhkosti je důležitá pro růst semenáčků na mrtvém dřevě, je též důležitá pro dekompozici procesy dřeva, protože umožňuje trvalé působení hub a mikroorganismů.

Zdroje

- Albrecht, L. (1991). Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. *Forstw. Cbl*, 110(2), 106–113.
- Alfaro, R., Campbell, E., & Hawkes, B. (2009). Historical Frequency, Intensity and Extent of Mountain Pine Beetle Disturbance in British Columbia. *Mountain Pine Beetle Initiative. Natural Resources Canada*.
- Allegretti, O., & Raffaelli, F. (2008). Barrier Effect to Water Vapour of Early European Painting Materials on Wood Panels. *Studies in Conservation*, 53(3), 187–197. <http://www.jstor.org/stable/27867037>
- Allen, C. D., Breshears, D. D., & McDowell, N. G. (2015). On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere*, 6(8), art129. <https://doi.org/10.1890/ES15-00203.1>
- Anderegg, W. R. L., Hicke, J. A., Fisher, R. A., Allen, C. D., Aukema, J., Bentz, B., Hood, S., Lichstein, J. W., Macalady, A. K., McDowell, N., Pan, Y., Raffa, K., Sala, A., Shaw, J. D., Stephenson, N. L., Tague, C., & Zeppel, M. (2015). Tree mortality from drought, insects, and their interactions in a changing climate. *New Phytologist*, 208(3), 674–683. <https://doi.org/10.1111/nph.13477>
- Ausmus, B. S. (1977). Regulation of Wood Decomposition Rates by Arthropod and Annelid Populations. *Ecological Bulletins*, 25, 180–192. <http://www.jstor.org/stable/20112579>
- Bače, R., Svoboda, M., & Janda, P. (2011). Density and height structure of seedlings in subalpine spruce forests of Central Europe: logs vs. stumps as a favourable substrate. *Silva Fennica*, 45(5). <https://doi.org/10.14214/sf.87>
- Bače, Radek., & Svoboda, M. (2016). *Management mrtvého dřeva v hospodářských lesích: certifikovaná metodika*. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti.
- Bader, P., Jansson, S., & Jonsson, B. G. (1995). Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. *Biological Conservation*, 72(3), 355–362. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00029-P](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00029-P)
- Baronas, R., Ivanauskas, F., Juodeikienė, I., & Kajalavičius, A. (2001). Modelling of Moisture Movement in Wood during Outdoor Storage *. In *Nonlinear Analysis: Modelling and Control* (Vol. 6, Issue 2).
- Bellingham, P. J., & Richardson, S. J. (2006). Tree seedling growth and survival over 6 years across different microsites in a temperate rain forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(4), 910–918. <https://doi.org/10.1139/x05-308>
- Beudert, B., Bäessler, C., Thorn, S., Noss, R., Schröder, B., Dieffenbach-Fries, H., Foullois, N., & Müller, J. (2015). Bark Beetles Increase Biodiversity While Maintaining Drinking Water Quality. *Conservation Letters*, 8(4), 272–281. <https://doi.org/10.1111/conl.12153>
- Bobiec, A., Jaroszewicz, B., Kuczynski, A., Szymura, A., & Zub, K. (2005). *Afterlife of a tree*. WWF Poland.

- Boddy, L. (1983). Microclimate and moisture dynamics of wood decomposing in terrestrial ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 15(2), 149–157. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(83\)90096-2](https://doi.org/10.1016/0038-0717(83)90096-2)
- Bond-Lamberty, B., & Gower, S. T. (2008). Decomposition and Fragmentation of Coarse Woody Debris: Re-visiting a Boreal Black Spruce Chronosequence. *Ecosystems*, 11(6), 831–840. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9163-y>
- Bonsignore, C. P., & Bellamy, C. (2007). Daily activity and flight behaviour of adults of *Capnodis tenebrionis* (Coleoptera: Buprestidae). *European Journal of Entomology*, 104(3), 425–431. <https://doi.org/10.14411/eje.2007.062>
- Boone, R. S., & Wengert, E. M. (1998). *Guide for using the oven-dry method for determining the moisture content of wood*. 89(6), 1–4.
- Borrega, M., & Kärenlampi, P. P. (2008). Mechanisches Verhalten von Wärmebehandeltem Fichtenholz (*Picea abies*) bei Konstanter Holz – und Luftfeuchte. *Holz Als Roh – Und Werkstoff*, 66(1), 63–69. <https://doi.org/10.1007/s00107-007-0207-3>
- Bouget, C., & Duelli, P. (2004). The effects of windthrow on forest insect communities: a literature review. *Biological Conservation*, 118(3), 281–299. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.09.009>
- Bouvet, A., Paillet, Y., Archaux, F., Tillon, L., Denis, P., Gilg, O., & Gosselin, F. (2016). Effects of forest structure, management and landscape on bird and bat communities. *Environmental Conservation*, 43(2), 148–160. <https://doi.org/10.1017/S0376892915000363>
- Brackebush, A. (1975). Gain and loss of moisture in large forest fuels. *Forest Service Research, Ogden*, 50.
- Bradford, J. B., Jensen, N. R., Domke, G. M., & D’Amato, A. W. (2013). Potential increases in natural disturbance rates could offset forest management impacts on ecosystem carbon stocks. *Forest Ecology and Management*, 308, 178–187. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.042>
- Brázdil, R. (2004). *History of weather and climate in the Czech Lands VI* (1.st). Masaryk University.
- Brischke, C., & Alfredsen, G. (2020). Wood-water relationships and their role for wood susceptibility to fungal decay. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 104(9), 3781–3795. <https://doi.org/10.1007/s00253-020-10479-1>
- Brischke, C., Rapp, A. O., & Bayerbach, R. (2008). Measurement system for long-term recording of wood moisture content with internal conductively glued electrodes. *Building and Environment*, 43(10), 1566–1574. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2007.10.002>
- Bunnell, F. L., & Houde, I. (2010). Down wood and biodiversity — implications to forest practices. *Environmental Reviews*, 18(NA), 397–421. <https://doi.org/10.1139/A10-019>

- Bütler, R., Angelstam, P., Ekelund, P., & Schlaepfer, R. (2004). Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. *Biological Conservation*, 119(3), 305–318. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.11.014>
- Bütler, R., Patty, L., Le Bayon, R.-C., Guenat, C., & Schlaepfer, R. (2007). Log decay of *Picea abies* in the Swiss Jura Mountains of central Europe. *Forest Ecology and Management*, 242(2–3), 791–799. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.02.017>
- Byers, J. A. (2000). Wind-aided dispersal of simulated bark beetles flying through forests. *Ecological Modelling*, 125(2–3), 231–243. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(99\)00187-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(99)00187-8)
- Čada, V., Morrissey, R. C., Michalová, Z., Bače, R., Janda, P., & Svoboda, M. (2016). Frequent severe natural disturbances and non-equilibrium landscape dynamics shaped the mountain spruce forest in central Europe. *Forest Ecology and Management*, 363, 169–178. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.12.023>
- Caldwell, T. G., Bongiovanni, T., Cosh, M. H., Halley, C., & Young, M. H. (2018). Field and Laboratory Evaluation of the CS655 Soil Water Content Sensor. *Vadose Zone Journal*, 17(1), 170214. <https://doi.org/10.2136/vzj2017.12.0214>
- Cardé, R. T., & Willis, M. A. (2008). Navigational Strategies Used by Insects to Find Distant, Wind-Borne Sources of Odor. *Journal of Chemical Ecology*, 34(7), 854–866. <https://doi.org/10.1007/s10886-008-9484-5>
- Caza, C. L. (1993). *Woody Debris in the Forests of British Columbia: A Review of the Literature and Current Research*. Ministry of Forests, Research Branch.
- Chambers, J. Q., Schimel, J. P., & Nobre, A. D. (2001). Respiration from coarse wood litter in central Amazon forests. *Biogeochemistry*, 52(2), 115–131. <https://doi.org/10.1023/A:1006473530673>
- CHASE, K. D., KELLY, D., LIEBHOLD, A. M., BADER, M. K.-F., & BROCKERHOFF, E. G. (2017). Long-distance dispersal of non-native pine bark beetles from host resources. *Ecological Entomology*, 42(2), 173–183. <https://doi.org/10.1111/een.12371>
- Čížková, P. (2022). Biomonitoring lesních ekosystémů NP Šumava. In *Výroční zpráva 2021*. Správa Národního parku Šumava.
- Čížková, P., Červenka, J., & Hubený, P. (2020). Monitoring zmlazení dřevin v bezzásahovém území Národního parku Šumava. *Silva Gabreta*.
- Cragg, S. M., Beckham, G. T., Bruce, N. C., Bugg, T. D., Distel, D. L., Dupree, P., Etxabe, A. G., Goodell, B. S., Jellison, J., McGeehan, J. E., McQueen-Mason, S. J., Schnorr, K., Walton, P. H., Watts, J. E., & Zimmer, M. (2015). Lignocellulose degradation mechanisms across the Tree of Life. *Current Opinion in Chemical Biology*, 29, 108–119. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2015.10.018>
- ČSN 49 0103. (1979). *Zisťovanie vlhkosti pri fyzikálnych a mechanických skúškach*. Vydavateľství Úradu pro normalizaci a měření, Praha.

- Dai, A., Trenberth, K. E., & Qian, T. (2004). A Global Dataset of Palmer Drought Severity Index for 1870–2002: Relationship with Soil Moisture and Effects of Surface Warming. *Journal of Hydrometeorology*, 5(6), 1117–1130. <https://doi.org/10.1175/JHM-386.1>
- Dale, V. H., Joyce, L. A., McNulty, S., & Neilson, R. P. (2000). The interplay between climate change, forests, and disturbances in review. While economic. *The Science of the Total Environment*, 262, 201–204.
- Davies, Z. G., Tyler, C., Stewart, G. B., & Pullin, A. S. (2008). Are current management recommendations for saproxylic invertebrates effective? A systematic review. *Biodiversity and Conservation*, 17(1), 209–234. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9242-y>
- Dickson, J. G., Conner, R. N., & Williamson, J. H. (1983). Snag Retention Increases Bird Use of a Clear-Cut. In *Source: The Journal of Wildlife Management* (Vol. 47, Issue 3).
- Dobrovolný, P., & Brázdil, R. (2003). Documentary evidence on strong winds related to convective storms in the Czech Republic since AD 1500. *Atmospheric Research*, 67–68, 95–116. [https://doi.org/10.1016/S0169-8095\(03\)00046-2](https://doi.org/10.1016/S0169-8095(03)00046-2)
- Fay, P. A., Carlisle, J. D., Knapp, A. K., Blair, J. M., & Collins, S. L. (2000). Altering Rainfall Timing and Quantity in a Mesic Grassland Ecosystem: Design and Performance of Rainfall Manipulation Shelters. *Ecosystems*, 3(3), 308–319. <https://doi.org/10.1007/s100210000028>
- Ferris, R., & Humphrey J.W. (1999). A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. *Forestry – Oxford*, 72(4), 313–328.
- Fischer, H. S., Winter, S., Lohberger, E., Jehl, H., & Fischer, A. (2013). Improving Transboundary Maps of Potential Natural Vegetation Using Statistical Modeling Based on Environmental Predictors. *Folia Geobotanica*, 48(2), 115–135. <https://doi.org/10.1007/s12224-012-9150-0>
- Flannigan, M., Cantin, A. S., de Groot, W. J., Wotton, M., Newbery, A., & Gowman, L. M. (2013). Global wildland fire season severity in the 21st century. *Forest Ecology and Management*, 294, 54–61. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.022>
- Forrester, J. A., Mladenoff, D. J., Gower, S. T., & Stoffel, J. L. (2012). Interactions of temperature and moisture with respiration from coarse woody debris in experimental forest canopy gaps. *Forest Ecology and Management*, 265, 124–132. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.038>
- Fortino, S., Genoese, A., Genoese, A., & Rautkari, L. (2013). FEM simulation of the hygro-thermal behaviour of wood under surface densification at high temperature. *Journal of Materials Science*, 48(21), 7603–7612. <https://doi.org/10.1007/s10853-013-7577-1>
- Foster, D. R., Knight, D. H., & Franklin, J. F. (1998). Landscape patterns and legacies resulting from large, infrequent forest disturbances. *Ecosystems*, 1(6), 497–510.
- Franklin, J. F., Cromack, K., Denison, W. C., McKee, W. A., Maser, C., Sedell, J. R., Swanson, F. J., & Juday, G. (1981). *Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service.

- Fraver, S., Wagner, R. G., & Day, M. (2002). Dynamics of coarse woody debris following gap harvesting in the Acadian forest of central Maine, U.S.A. *Canadian Journal of Forest Research*, 32(12), 2094–2105. <https://doi.org/10.1139/x02-131>
- Fredriksson, M., Thybring, E. E., & Zelinka, S. L. (2021). Artifacts in electrical measurements on wood caused by non-uniform moisture distributions. *Holzforschung*, 75(6), 517–525. <https://doi.org/10.1515/hf-2020-0138>
- Fredriksson, M., Wadsö, L., & Johansson, P. (2013). Small resistive wood moisture sensors: A method for moisture content determination in wood structures. *European Journal of Wood and Wood Products*, 71(4), 515–524. <https://doi.org/10.1007/s00107-013-0709-0>
- Frelich, L. (2008). *Forest Dynamics and Disturbance Regimes. Studies from temperate evergreen-deciduous forests*. Cambridge University Press.
- Fridman, J., & Walheim, M. (2000). Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 23–36.
- Fukasawa, Y. (2021). Ecological impacts of fungal wood decay types: A review of current knowledge and future research directions. *Ecological Research*, 36(6), 910–931. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12260>
- Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., Ruiz-Jaen, M. C., Fröberg, M., Stendahl, J., Philipson, C. D., Mikusiński, G., Andersson, E., Westerlund, B., Andrén, H., Moberg, F., Moen, J., & Bengtsson, J. (2013). Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications*, 4. <https://doi.org/10.1038/ncomms2328>
- Gibbs, J. N. (2002). Fomes root rot in Thetford Forest, East Anglia: past, present and future. *Forestry*, 75(2), 191–202. <https://doi.org/10.1093/forestry/75.2.191>
- Gibson, E. J. (1965). Creep of Wood: Role of Water and Effect of a Changing Moisture Content. *Nature*, 206(4980), 213–215. <https://doi.org/10.1038/206213a0>
- Golladay, S. W., & Webster, J. R. (1988). Effects of Clear-cut Logging on Wood Breakdown in Appalachian Mountain Streams. *American Midland Naturalist*, 119(1), 143. <https://doi.org/10.2307/2426063>
- González, J. R., Palahí, M., Trasobares, A., & Pukkala, T. (2006). A fire probability model for forest stands in Catalonia (north-east Spain). *Annals of Forest Science*, 63(2), 169–176. <https://doi.org/10.1051/forest:2005109>
- Graham, S. A. (1925). The Felled Tree Trunk as an Ecological Unit. *Ecology*, 6(4), 397–411. <https://doi.org/10.2307/1929106>
- Green, R. N., Trowbridge, R. L., & Klinka, K. (1993). Towards a Taxonomic Classification of Humus Forms. *Forest Science*, 39(suppl_1), a0001-z0002. <https://doi.org/10.1093/forestscience/39.s1.a0001>
- Grodzki, W., & Fronek, W. G. (2017). Occurrence of *Ips typographus* (L.) after wind damage in the Kościeliska Valley of the Tatra National Park. *Forest Research Papers*, 78(2), 113–119. <https://doi.org/10.1515/frp-2017-0012>

- Grodzki, W., McManus, M., Knížek, M., Meshkova, V., Mihalciuc, V., Novotny, J., Turčani, M., & Slobodyan, Y. (2004). Occurrence of spruce bark beetles in forest stands at different levels of air pollution stress. *Environmental Pollution*, *130*(1), 73–83. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.10.022>
- Hais, M., & Kučera, T. (2008). Surface temperature change of spruce forest as a result of bark beetle attack: Remote sensing and GIS approach. *European Journal of Forest Research*, *127*(4), 327–336. <https://doi.org/10.1007/s10342-008-0208-8>
- Hansen, A. J., Spies, T. A., Swanson, F. J., & Ohmann, J. L. (1991). Conserving Biodiversity in Managed Forests. *Bioscience*, *41*(6), 382–392.
- Harmon, M. E. (1989). Effects of Bark Fragmentation on Plant Succession on Conifer Logs in the Picea-Tsuga Forests of Olympic National Park, Washington. *American Midland Naturalist*, *121*(1), 112–124. <https://doi.org/10.2307/2425662>
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J. S. P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack, K., & Cummins, K. W. (1986). *Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems* (Vol. 15). Advances in Ecological Research.
- Harmon, M. E., Krankina, O. N., & Sexton, J. (2000). Decomposition vectors: a new approach to estimating woody detritus decomposition dynamics. *Canadian Journal of Forest Research*, *30*(1), 76–84. <https://doi.org/10.1139/x99-187>
- Harmon, M. E., & Sexton, J. (1995). Water balance of conifer logs in early stages of decomposition. *Plant and Soil*, *172*(1), 141–152.
- Harmon, M. E., & Sexton, J. (1996). *Guidelines for Measurements of Woody Detritus in Forest Guidelines for Measurements of Woody Detritus in Forest Ecosystems Ecosystems*. University of Washington, U.S.LTER Network Office. https://digitalrepository.unm.edu/lter_reports
- Hart, S. J., Henkelman, J., McLoughlin, P. D., Nielsen, S. E., Truchon-Savard, A., & Johnstone, J. F. (2019). Examining forest resilience to changing fire frequency in a fire-prone region of boreal forest. *Global Change Biology*, *25*(3), 869–884. <https://doi.org/10.1111/gcb.14550>
- Hartley, I., & Hamza, M. F. (2016). Wood: Moisture Content, Hygroscopicity, and Sorption. In *Reference Module in Materials Science and Materials Engineering*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803581-8.02219-0>
- Harvey, A. E., Jurgensen, M. F., Larsen, M. J., & Graham, R. T. (1987). *Decaying organic materials and soil quality in the Inland Northwest: A management opportunity*. <https://doi.org/10.2737/INT-GTR-225>
- Heidger, C. M. (1994). *Die Ökologie und Bionomie der Borkenkäfer-Antagonisten Thanasimus formicarius L. (Cleridae) und Scoloposcelis pulchella Zett. (Anthocoridae): Daten zur Beurteilung ihrer prädatorischen Kapazität und der Effekte beim Fang in Pheromonfallen. Dissertation*. Dissertation Fachbereich Biologie, PhilippsUniversität.

- Heilmann-Clausen, J., & Christensen, M. (2004). Does size matter? *Forest Ecology and Management*, 201(1), 105–117. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.010>
- Heliövaara, K., & Väisänen, R. (1984). Effects of modern forestry on Northwestern European forest invertebrates: a synthesis. *Acta Forestalia Fennica*, 0(189). <https://doi.org/10.14214/aff.7636>
- Herbeck, L. A., & Larsen, D. R. (1999). Plethodontid Salamander Response to Silvicultural Practices in Missouri Ozark Forests. *Conservation Biology*, 13(3), 623–632. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98097.x>
- Hernández, R., Passarini, L., & Koubaa, A. (2013, August 1). Effects of temperature and moisture content on wood mechanical properties associated to the chipping process. *21st International Wood Machining Seminar (IWMS-21)*.
- Hilszczański, J., Gibb, H., Hjältén, J., Atlegrim, O., Johansson, T., Pettersson, R. B., Ball, J. P., & Danell, K. (2005). Parasitoids (Hymenoptera, Ichneumonoidea) of Saproxylic beetles are affected by forest successional stage and dead wood characteristics in boreal spruce forest. *Biological Conservation*, 126(4), 456–464. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2005.06.026>
- Hlásny, T., Zajíčková, L., Turcani, M., Holusa, J., & Sitková, Z. (2011). Geographical variability of spruce bark beetle development under climate change in the Czech Republic. *Journal of Forest Science*, 57, 242–249. <https://doi.org/10.17221/104/2010-JFS>
- Hofgaard, A. (1993). 50 years of change in a Swedish boreal old-growth *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science*, 4(6), 773–782. <https://doi.org/10.2307/3235614>
- Holeksa, J. (2001). Coarse woody debris in a Carpathian subalpine spruce forest. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 120(1–6), 256–270. <https://doi.org/10.1007/BF02796097>
- Holmer, L., Renvall, P., & Stenlid, J. (1997). Selective replacement between species of wood-rotting basidiomycetes, a laboratory study. *Mycological Research*, 101(6), 714–720. <https://doi.org/10.1017/S0953756296003243>
- Holub, S. M., Spears, J. D. H., & Lajtha, K. (2001). A reanalysis of nutrient dynamics in coniferous coarse woody debris. *Canadian Journal of Forest Research*, 31(11), 1894–1902. <https://doi.org/10.1139/cjfr-31-11-1894>
- Hoppe, B., Purahong, W., Wubet, T., Kahl, T., Bauhus, J., Arnstadt, T., Hofrichter, M., Buscot, F., & Krüger, D. (2016). Linking molecular deadwood-inhabiting fungal diversity and community dynamics to ecosystem functions and processes in Central European forests. *Fungal Diversity*, 77(1), 367–379. <https://doi.org/10.1007/s13225-015-0341-x>
- Horáček, P. (2008). *Fyzikální a mechanické vlastnosti dřeva I.* (Vol. 2). Mendelova zemědělská a lesnická univerzita.

- Hort, L., & Vrška, T. (1999). Podíl odumřelého dřeva v pralesovitých rezervacích ČR. In *Význam a funkce odumřelého dřeva v lesních porostech*. (pp. 75–86). Sborník referátů NP Podyjí.
- Humphrey, J. W., Davey, S., Peace, A. J., Ferris, R., & Harding, K. (2002). Lichens and bryophyte communities of planted and semi-natural forests in Britain: the influence of site type, stand structure and deadwood. *Biological Conservation*, *107*(2), 165–180. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00057-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00057-5)
- Humphrey, J. W., Sippola, A. L., Lemperiere, G., Dodelin, B., Alexander, K. N. A., & Butler, J. E. (2005). Deadwood as an indicator of biodiversity in European forests: from theory to operational guidance. In *Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe: from ideas to operationality* (Vol. 51, pp. 193–206). European Forest Institute.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2022). *The Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157964>
- Jactel, H., Nicoll, B. C., Branco, M., Gonzalez-Olabarria, J. R., Grodzki, W., Långström, B., Moreira, F., Netherer, S., Orazio, C., Piou, D., Santos, H., Schelhaas, M. J., Tojic, K., & Vodde, F. (2009). The influences of forest stand management on biotic and abiotic risks of damage. *Annals of Forest Science*, *66*(7), 701–701. <https://doi.org/10.1051/forest/2009054>
- Jactel, H., Petit, J., Desprez-Loustau, M.-L., Delzon, S., Piou, D., Battisti, A., & Koricheva, J. (2012). Drought effects on damage by forest insects and pathogens: a meta-analysis. *Global Change Biology*, *18*(1), 267–276. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02512.x>
- Janík, T., & Romportl, D. (2018). Recent land cover change after the Kyrill windstorm in the Šumava NP. *Applied Geography*, *97*, 196–211. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.06.006>
- Jansa, M., & Skalka, M. (2019). S kůrovcem na rozcestí. In *Sborník k semináři Lesník 21. století*. https://www.infodatasys.cz/lesnik21-2019/lesnik2019_Jansa.pdf
- Jemison, G. M. (1937). Loss of Weight of Wood Due to Weathering. *Journal of Forestry*, *35*(5), 460–462.
- Jin, S., & Sader, S. A. (2005). Comparison of time series tasseled cap wetness and the normalized difference moisture index in detecting forest disturbances. *Remote Sensing of Environment*, *94*(3), 364–372. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.10.012>
- Johnson G., & Hanson C. (1995). Topographic and Atmospheric Influences on Precipitation Variability over a Mountainous Watershed., *34*(1), 68–87. doi:10.1175/1520-0450-34.1.68. *Journal of Applied Meteorology*, *34*, 68–87.
- Jolly, W. M., Cochrane, M. A., Freeborn, P. H., Holden, Z. A., Brown, T. J., Williamson, G. J., & Bowman, D. M. J. S. (2015). Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. *Nature Communications*, *6*. <https://doi.org/10.1038/ncomms8537>

- Jonášová, M., & Prach, K. (2004). Central-European mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests: regeneration of tree species after a bark beetle outbreak. *Ecological Engineering*, 23(1), 15–27. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.06.010>
- Jonášová, M., & Prach, K. (2008). The influence of bark beetles outbreak vs. salvage logging on ground layer vegetation in Central European mountain spruce forests. *Biological Conservation*, 141(6), 1525–1535. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.03.013>
- Jonsson, B. G. (2000). Availability of coarse woody debris in a boreal old-growth *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science*, 11(1), 51–56. <https://doi.org/10.2307/3236775>
- Kaila, L., Punttila, P., & Yakovlev. (1994). Saproxyllic beetles (Coleoptera) on dead birch trunks decayed by different polypore species. *Annales Zoologici Fennici*, 31, 97–107.
- Kauth, R. J., & Thomas, G. S. (1976). *The Tasselled Cap-A Graphic Description of the Spectral-Temporal Development of Agricultural Crops as Seen by LANDSAT*. http://docs.lib.purdue.edu/lars_symphttp://docs.lib.purdue.edu/lars_symp/159
- Keeley, J. E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18(1), 116–126. <https://doi.org/10.1071/WF07049>
- Key, C., & Benson, N. (2006). *Landscape Assessment: Ground measure of severity, the Composite Burn Index; and Remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio*. <https://www.researchgate.net/publication/241687027>
- Kopáček, J., Bače, R., Hejzlar, J., Kaňa, J., Kučera, T., Matějka, K., Porcal, P., & Turek, J. (2020). Changes in microclimate and hydrology in an unmanaged mountain forest catchment after insect-induced tree dieback. *Science of The Total Environment*, 720, 137518. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137518>
- Koricheva, J., Larsson, S., & Haukioja, E. (1998). Insect Performance on Experimentally Stressed Woody Plants: A Meta-Analysis. *Annual Review of Entomology*, 43(1), 195–216. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.43.1.195>
- Krankina, O. N., & Harmon, M. E. (1995). Dynamics of the dead wood carbon pool in northwestern Russian boreal forests. *Water, Air, & Soil Pollution*, 82(1–2), 227–238. <https://doi.org/10.1007/BF01182836>
- Krankina, O. N., Harmon, M. E., & Griazkin, A. V. (1999). Nutrient stores and dynamics of woody detritus in a boreal forest: modeling potential implications at the stand level. *Canadian Journal of Forest Research*, 29(1), 20–32. <https://doi.org/10.1139/x98-162>
- Kraus, L. (1999). *Šetření objemu nezpracovaného dřeva v lesích na území ČR*. Vrška ed. Význam a funkce odumřelého dřeva v lesních porostech. Sborník referátů NP Podjíví.
- Kruys, N., Fries, C., Jonsson, B. G., Lämås, T., & Ståhl, G. (1999). Wood-inhabiting cryptogams on dead Norway spruce (*Picea abies*) trees in managed Swedish boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 29(2), 178–186. <https://doi.org/10.1139/cjfr-29-2-178>

- Kruys, N., Jonsson, B., & Ståhl, G. (2002). A STAGE-BASED MATRIX MODEL FOR DECAY-CLASS DYNAMICS OF WOODY DEBRIS. *Ecological Applications*, 12, 773–781. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0773:ASBMMF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0773:ASBMMF]2.0.CO;2)
- Kubartová, A., Ottosson, E., Dahlberg, A., & Stenlid, J. (2012). Patterns of fungal communities among and within decaying logs, revealed by 454 sequencing. *Molecular Ecology*, 21(18), 4514–4532. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2012.05723.x>
- Kuenzer, C., & Dech, S. (2013). Theoretical Background of Thermal Infrared Remote Sensing. In *Remote Sensing and Digital Image Processing* (Vol. 17, pp. 1–26). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6639-6_1
- Kulakowski, D., & Bebi, P. (2004). Range of Variability of unmanaged subalpine forests. *Forum Für Wissen*, 2004.
- Kuneš Petr, & Suda Tomáš. (2018). Vegetační vývoj lokality Soos a jejího okolí pohledem kvartérní paleoekologie. In Brabec Jiří & Velebil Jiří (Eds.), *Květena Soosu a okolí* (pp. 24–36). a 4. základní organizace Českého svazu ochránců přírody a Muzeum Cheb.
- Künzel, G., Linda, M., & Lukáš, J. (2012). *Měření vlhkosti vzorků dřeva*.
- Kushnevskaia, H., Mirin, D., & Shorohova, E. (2007). Patterns of epixylic vegetation on spruce logs in late-successional boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 250(1–2), 25–33. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.006>
- Kyselý, J., & Beranová, R. (2009). Climate-change effects on extreme precipitation in central Europe: Uncertainties of scenarios based on regional climate models. *Theoretical and Applied Climatology*, 95(3–4), 361–374. <https://doi.org/10.1007/s00704-008-0014-8>
- Laiho, R., & Prescott, C. E. (2004). Decay and nutrient dynamics of coarse woody debris in northern coniferous forests: a synthesis. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(4), 763–777. <https://doi.org/10.1139/x03-241>
- Lain, E. J., Haney, A., Burris, J. M., & Burton, J. (2008). Response of vegetation and birds to severe wind disturbance and salvage logging in a southern boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 256(5), 863–871. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.018>
- Lausch, A., Fahse, L., & Heurich, M. (2011). Factors affecting the spatio-temporal dispersion of *Ips typographus* (L.) in Bavarian Forest National Park: A long-term quantitative landscape-level analysis. *Forest Ecology and Management*, 261(2), 233–245. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.10.012>
- Lee, P. C., Crites, S., Nietfeld, M., Nguyen, H. Van, & Stelfox, J. B. (1997). Characteristics and Origins of Deadwood Material in Aspen-Dominated Boreal Forests. *Ecological Applications*, 7(2), 691. <https://doi.org/10.2307/2269531>
- Legrand P., Lung-Escarmant B., & Guillaumi J.J. (2005). Lutte contre l'armillaire en forêts: méthodes sylvicoles et culturelles. In *L'armillaire et le pourridié-agaric des végétaux ligneux* (pp. 349–346).
- Lesica, P., McCune, B., Cooper, S. V., & Hong, W. S. (1991). Differences in lichen and bryophyte communities between old-growth and managed second-growth forests in the

- Swan Valley, Montana. *Canadian Journal of Botany*, 69(8), 1745–1755.
<https://doi.org/10.1139/b91-222>
- Lindenmayer, D. B., Franklin, J. F., & Fischer, J. (2006). General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 131(3), 433–445. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2006.02.019>
- Lindh, E. L., Terenzi, C., Salmén, L., & Furó, I. (2017). Water in cellulose: evidence and identification of immobile and mobile adsorbed phases by 2H MAS NMR. *Physical Chemistry Chemical Physics*, 19(6), 4360–4369. <https://doi.org/10.1039/C6CP08219J>
- Lonsdale, D., Pautasso, M., & Holdenrieder, O. (2008). Wood-decaying fungi in the forest: conservation needs and management options. *European Journal of Forest Research*, 127(1), 1–22. <https://doi.org/10.1007/s10342-007-0182-6>
- MacDicken, K. G., Sola, P., Hall, J. E., Sabogal, C., Tadoum, M., & de Wasseige, C. (2015). Global progress toward sustainable forest management. *Forest Ecology and Management*, 352, 47–56. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.005>
- MacLean, J. D. (1941). Thermal Conductivity of Wood. *Heating, Piping & Air Conditioning*, 13, 380–391.
- Mai, T. C., Razafindratsima, S., Sbartai, Z. M., Demontoux, F., & Bos, F. (2015). Non-destructive evaluation of moisture content of wood material at GPR frequency. *Construction and Building Materials*, 77, 213–217.
<https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2014.12.030>
- Marage, D., & Lemperiere, G. (2005). The management of snags: A comparison in managed and unmanaged ancient forests of the Southern French Alps. *Annals of Forest Science*, 62(2), 135–142. <https://doi.org/10.1051/forest:2005005>
- Maser, C., & Trappe, J. M. (1984). *The seen and unseen world of the fallen tree*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service.
- Mattson, K. G., Swank, W. T., & Waide, J. B. (1987). Decomposition of woody debris in a regenerating, clear-cut forest in the Southern Appalachians. *Canadian Journal of Forest Research*, 17(7), 712–721. <https://doi.org/10.1139/x87-114>
- McMinn, J. W., & Crossley, D. (1996). Biodiversity and Coarse Woody Debris in Southern Forests: proceedings of the Workshop on Coarse Woody Debris in Southern Forests: Effects on Biodiversity. *NASA, 19980111050*.
- Meigs, G. W., Campbell, J. L., Zald, H. S. J., Bailey, J. D., Shaw, D. C., & Kennedy, R. E. (2015). Does wildfire likelihood increase following insect outbreaks in conifer forests? *Ecosphere*, 6(7). <https://doi.org/10.1890/ES15-00037.1>
- Míchal, I. (1999). Ponechávání odumřelého dřeva z hlediska péče o biologickou rozmanitost. In *Význam a funkce odumřelého dřeva v lesních porostech*. Správa Národního parku Podyjí.
- Michalová, Z., Morrissey, R., Wohlgemuth, T., Bače, R., Fleischer, P., & Svoboda, M. (2017). Salvage-Logging after Windstorm Leads to Structural and Functional

- Homogenization of Understory Layer and Delayed Spruce Tree Recovery in Tatra Mts., Slovakia. *Forests*, 8(3), 88. <https://doi.org/10.3390/f8030088>
- Mikusiński, G., & Angelstam, P. (1997). European woodpeckers and anthropogenic habitat change: A review. *Die Vogelwelt*, 118, 277–283.
- Morelli, S., Paletto, A., & Tosi, V. (2007). Deadwood in forest stands: assessment of wood basic density in some tree species, Trentino, Italy. *Forest@ - Rivista Di Selvicoltura Ed Ecologia Forestale*, 4(4), 395–406. <https://doi.org/10.3832/efor0492-0040395>
- Müller, J., & Bütler, R. (2010). A review of habitat thresholds for dead wood: A baseline for management recommendations in European forests. In *European Journal of Forest Research* (Vol. 129, Issue 6, pp. 981–992). <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0400-5>
- Næsset, E. (1999). Relationship Between Relative Wood Density of *Picea abies* Logs and Simple Classification Systems of Decayed Coarse Woody Debris. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 14(5), 454–461. <https://doi.org/10.1080/02827589950154159>
- Narukawa, Y., Iida, S., Tanouchi, H., Abe, S., & Yamamoto, S.-I. (2003). State of fallen logs and the occurrence of conifer seedlings and saplings in boreal and subalpine old-growth forests in Japan. *Ecological Research*, 18(3), 267–277. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1703.2003.00553.x>
- Neuhäuslová Z. (2001). Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky. In *Academia. Academia*.
- Niemelä, T., Renvall, P., & Penttilä, R. (1995). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board Interactions of fungi at late stages of wood decomposition. In *Annales Botanici Fennici* (Vol. 32, Issue 3).
- Nilsson, U., Gemmel, P., Johansson, U., Karlsson, M., & Welander, T. (2002). Natural regeneration of Norway spruce, Scots pine and birch under Norway spruce shelterwoods of varying densities on a mesic-dry site in southern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 161(1–3), 133–145. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00497-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00497-2)
- Økland, B., & Bjørnstad, O. N. (2006). A RESOURCE-DEPLETION MODEL OF FOREST INSECT OUTBREAKS. *Ecology*, 87(2), 283–290. <https://doi.org/10.1890/05-0135>
- Oliver, C., & Larson, B. (1996). *Forest Stand Dynamics*. In *Wiley*. John Wiley & Sons, New York.
- Ottosson, E., Nordén, J., Dahlberg, A., Edman, M., Jönsson, M., Larsson, K.-H., Olsson, J., Penttilä, R., Stenlid, J., & Ovaskainen, O. (2014). Species associations during the succession of wood-inhabiting fungal communities. *Fungal Ecology*, 11, 17–28. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2014.03.003>
- Paletto, A., & Tosi, V. (2010). Deadwood density variation with decay class in seven tree species of the Italian Alps. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 25(2), 164–173. <https://doi.org/10.1080/02827581003730773>

- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., & Hayes, D. (2011). A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*, 333(6045), 984–988. <https://doi.org/10.1126/science.1204588>
- Pasierbek, T., Holeksa, J., Wilczek, Z., & Żywiec, M. (2007). Why the amount of dead wood in Polish forest reserves is so small? *Nature Conservation*, 64, 65–71.
- Peck, E. C. (1959). *The sap or moisture in wood*. Forest research laboratory.
- Persiani, A. M., Audisio, P., Lunghini, D., Maggi, O., Granito, V. M., Biscaccianti, A. B., Chiavetta, U., & Marchetti, M. (2010). Linking taxonomical and functional biodiversity of saproxylic fungi and beetles in broad-leaved forests in southern Italy with varying management histories. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology*, 144(1), 250–261. <https://doi.org/10.1080/11263500903561114>
- Petrík, M., H. V., U. I. (1986). *Lesnícka bioklimatológia* (1st ed.). Príroda.
- Petrillo, M., Cherubini, P., Sartori, G., Abiven, S., Ascher, J., Bertoldi, D., Camin, F., Barbero, A., Larcher, R., & Egli, M. (2016). Decomposition of Norway spruce and European larch coarse woody debris (CWD) in relation to different elevation and exposure in an Alpine setting. *IForest – Biogeosciences and Forestry*, 9(1), 154–164. <https://doi.org/10.3832/ifor1591-008>
- Pfeffer, A., Pivetz, B., Kalandra, A., Půlpán, J., & Charvát, A. K. (1952). *Kůrovec-lykožrout smrkový a boj proti němu*. Brázda.
- Pichler, V., Homolák, M., Skierucha, W., Pichlerová, M., Ramírez, D., Gregor, J., & Jaloviar, P. (2012). Variability of moisture in coarse woody debris from several ecologically important tree species of the Temperate Zone of Europe. *Ecohydrology*, 5(4), 424–434. <https://doi.org/10.1002/eco.235>
- Pickett, S. T. A., & White, P. S. (1985). *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/C2009-0-02952-3>
- Pouska, V., Lepš, J., Svoboda, M., & Lepšová, A. (2011). How do log characteristics influence the occurrence of wood fungi in a mountain spruce forest? *Fungal Ecology*, 4(3), 201–209. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2010.11.004>
- Pouska, V., Macek, P., & Zíbarová, L. (2016). The relation of fungal communities to wood microclimate in a mountain spruce forest. *Fungal Ecology*, 21, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2016.01.006>
- Pouska, V., Svoboda, M., & Lepšová, A. (2010). The diversity of wood-decaying fungi in relation to changing site conditions in an old-growth mountain spruce forest, Central Europe. *European Journal of Forest Research*, 129(2), 219–231. <https://doi.org/10.1007/s10342-009-0324-0>
- Přívětivý, T., Baldrian, P., Šamonil, P., & Vrška, T. (2017). *Deadwood Density and Moisture Variation in a Natural Temperate Spruce-Fir-Beech Forest*. <https://doi.org/10.20944/preprints201705.0215.v1>

- Prívětivý, T., & Šamonil, P. (2021). Variation in Downed Deadwood Density, Biomass, and Moisture during Decomposition in a Natural Temperate Forest. *Forests*, 12(10), 1352. <https://doi.org/10.3390/f12101352>
- Pyle, C., & Brown, M. M. (1999). Heterogeneity of wood decay classes within hardwood logs. *Forest Ecology and Management*, 114(2–3), 253–259.
- Radtke, P. J., Prisley, S. P., Amateis, R. L., Copenheaver, C. A., & Burkhart, H. E. (2004). A Proposed Model for Deadwood C Production and Decay in Loblolly Pine Plantations. *Environmental Management*, 33(S1). <https://doi.org/10.1007/s00267-003-9117-2>
- Raffa, K. F., Andersson, M. N., & Schlyter, F. (2016). *Host Selection by Bark Beetles* (pp. 1–74). <https://doi.org/10.1016/bs.aiip.2016.02.001>
- Raffa, K. F., Aukema, B. H., Bentz, B. J., Carroll, A. L., Hicke, J. A., Turner, M. G., & Romme, W. H. (2008). Cross-scale Drivers of Natural Disturbances Prone to Anthropogenic Amplification: The Dynamics of Bark Beetle Eruptions. *BioScience*, 58(6), 501–517. <https://doi.org/10.1641/B580607>
- Raymond, L. R., & Hardy, L. M. (1991). Effects of a Clearcut on a Population of the Mole Salamander, *Ambystoma talpoideum*, in an Adjacent Unaltered Forest. *Journal of Herpetology*, 25(4), 509. <https://doi.org/10.2307/1564784>
- Remm, J., Lõhmus, A., & Remm, K. (2006). Tree cavities in riverine forests: What determines their occurrence and use by hole-nesting passerines? *Forest Ecology and Management*, 221(1–3), 267–277. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.015>
- Renvall, P. (1995). Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. *Karstenia*, 35(1), 1–51. <https://doi.org/10.29203/ka.1995.309>
- Repel, M., Zámečník, M., & Jarčuška, B. (2020). Temporal changes in bird communities of wind-affected coniferous mountain forest in differently disturbed stands (High Tatras Mts., Slovakia). *Biologia*, 75(11), 1931–1943. <https://doi.org/10.2478/s11756-020-00455-5>
- Rondeux, J., & Sanchez, C. (2009). Review of indicators and field methods for monitoring biodiversity within national forest inventories. Core variable: Deadwood. In *Environmental Monitoring and Assessment* (Vol. 164, Issues 1–4, pp. 617–630). <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0917-6>
- Rouvinen, S., Kuuluvainen, T., & Karjalainen, L. (2002). Coarse woody debris in old *Pinus sylvestris* dominated forests along a geographic and human impact gradient in boreal Fennoscandia. *Canadian Journal of Forest Research*, 32(12), 2184–2200. <https://doi.org/10.1139/x02-144>
- Rouvinen, S., Rautiainen, A., & Kouki, J. (2005). A relation between historical forest use and current dead woody material in a boreal protected old-growth forest in Finland. *Silva Fennica*, 39(1). <https://doi.org/10.14214/sf.393>
- Rydin, H., Diekmann, M., & Hallingback, T. (1997). Biological Characteristics, Habitat Associations, and Distribution of Macrofungi in Sweden. *Caracteristicas Biologicas*,

- Asociaciones de Habitat y Distribucion de Macrohongos en Suecia. *Conservation Biology*, 11(3), 628–640. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96437.x>
- Rykiel, E. J. (1985). Towards a definition of ecological disturbance. *Austral Ecology*, 10(3), 361–365. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1985.tb00897.x>
- Rykiel, E. J., Coulson, R. N., Sharpe, P. J. H., Allen, T. F. H., & Flamm, R. O. (1988). Disturbance propagation by bark beetles as an episodic landscape phenomenon. *Landscape Ecology*, 1(3), 129–139. <https://doi.org/10.1007/BF00162739>
- Rypáček, V. (1957). *Biologie dřevokazných hub*. Nakladatelství Československé akademie.
- Saab, V. A., Latif, Q. S., Rowland, M. M., Johnson, T. N., Chalfoun, A. D., Buskirk, S. W., Heyward, J. E., & Dresser, M. A. (2014). Ecological Consequences of Mountain Pine Beetle Outbreaks for Wildlife in Western North American Forests. *Forest Science*, 60(3), 539–559. <https://doi.org/10.5849/forsci.13-022>
- Samuelsson, J., Gustafsson, L., & Ingelsoeg, T. (1994). *Dying and dead trees. A review of their importance for biodiversity*. Swedish Threatened Species Unit, Uppsala.
- Sandberg, Karin. (2009). *Norway spruce heartwood: properties related to outdoor use*. Division of Wood Science and Technology, Luleå University of Technology, Skellefteå.
- Saniga, M., & Schütz, J.-P. (2001). Dynamic of changes in dead wood share in selected beech virgin forests in Slovakia within their development cycle. *Journal of Forest Science*, 47, 557–565.
- 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, 1620–1633. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00684.x>
- Schuck, A., Meyer, P., Menke, N., Lier, M., & Linder, M. (2005). Forest biodiversity indicator: dead wood – a proposed approach towards operationalising the MCPFE indicator. In *Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe: from ideas to operationality* (Vol. 51, pp. 49–78). European Forest Institute.
- Schwarze, F. W. M. R., Engels, J., & Mattheck, C. (2000). *Fungal Strategies of Wood Decay in Trees*. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-57302-6>
- Seibold, S., Bässler, C., Brandl, R., Büche, B., Szallies, A., Thorn, S., Ulyshen, M. D., & Müller, J. (2016). Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. *Journal of Applied Ecology*, 53(3), 934–943. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12607>
- Seibold, S., Rammer, W., Hothorn, T., Seidl, R., Ulyshen, M. D., Lorz, J., Cadotte, M. W., Lindenmayer, D. B., Adhikari, Y. P., Aragón, R., Bae, S., Baldrian, P., Barimani Varandi, H., Barlow, J., Bässler, C., Beauchêne, J., Berenguer, E., Bergamin, R. S., Birkemoe, T., ... Müller, J. (2021). The contribution of insects to global forest deadwood decomposition. *Nature*, 597(7874), 77–81. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03740-8>

- Seidl, R., Schelhaas, M. J., & Lexer, M. J. (2011). Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Global Change Biology*, 17(9), 2842–2852. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02452.x>
- Senf, C., & Seidl, R. (2020). Mapping the forest disturbance regimes of Europe. *Nature Sustainability*, 4(1), 63–70. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-00609-y>
- Sexton, J. M., & Harmon, M. E. (2009). Water dynamics in conifer logs in early stages of decay in the Pacific Northwest, U.S.A. *Northwest Science*, 83(2), 131–139. <https://doi.org/10.3955/046.083.0204>
- Shmulsky, R., & Jones, P. D. (2011). *Forest Products and Wood Science An Introduction*. Wiley. <https://doi.org/10.1002/9780470960035>
- Siau, J. F. (1984). *Transport Processes in Wood*. Springer Berlin, Heidelberg.
- Siitonen, J. H. (2001). Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins*, 49, 11–42.
- Sippola, A.-L., & Renvall, P. (1999). Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: A 40 -year perspective. *Forest Ecology and Management*, 115(2–3), 183–201. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00398-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00398-3)
- Slavík, B., & Hejný, S. (1988). *Květena České socialistické republiky*. (1st ed.). Academia.
- Söderström, L. (1988). The occurrence of epixylic bryophyte and lichen species in an old natural and a managed forest stand in Northeast Sweden. *Biological Conservation*, 45(3), 169–178. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(88\)90137-1](https://doi.org/10.1016/0006-3207(88)90137-1)
- Sollins, P. (1982). Input and decay of coarse woody debris in coniferous stands in western Oregon and Washington. *Canadian Journal of Forest Research*, 12(1), 18–28. <https://doi.org/10.1139/x82-003>
- Sollins, P., Cline, S. P., Verhoeven, T., Sachs, D., & Spycher, G. (1987). Patterns of log decay in old-growth Douglas-fir forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 17(12), 1585–1595. <https://doi.org/10.1139/x87-243>
- Speight, M. R., & Wainhouse, D. (1989). *Ecology and management of forest insects*. Clarendon Press.
- Spies, T. A., Franklin, J. F., & Thomas, T. B. (1988). Coarse Woody Debris in Douglas-Fir Forests of Western Oregon and Washington. *Ecology*, 69(6), 1689–1702. <https://doi.org/10.2307/1941147>
- Šrámek, V., & Novotný, R. (2022). Povětrnostní podmínky a abiotická poškození v roce 2021. In *Zpravodaj ochrany lesa, Škodliví činitelé v lesích Česka 2021/2022* (Vol. 25, pp. 11–16). Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti. <http://www.vulhm.cz/los>
- Stevens, V. (1997). *The Ecological Role of Coarse Woody Debris An Overview of the Ecological Importance of CWD in BC Forests*. B.C. Ministry of Forests.
- Stokland, J. N., Siitonen, Juha., & Jonsson, B. Gunnar. (2012). *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge University Press.

- Storaunet, K. O., & Rolstad, J. (2002). Time since death and fall of Norway spruce logs in old-growth and selectively cut boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 32(10), 1801–1812. <https://doi.org/10.1139/x02-105>
- Sturtevant, B. R., Bissonette, J. A., Long, J. N., & Roberts, D. W. (1997). Coarse Woody Debris as a Function of Age, Stand Structure, and Disturbance in Boreal Newfoundland. *Ecological Applications*, 7(2), 702. <https://doi.org/10.2307/2269532>
- Svoboda, M., Fraver, S., Janda, P., Bače, R., & Zenáhlíková, J. (2010). Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest. *Forest Ecology and Management*, 260(5), 707–714. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.05.027>
- Svoboda, M., Janda, P., Nagel, T. A., Fraver, S., Rejzek, J., & Bače, R. (2012). Disturbance history of an old-growth sub-alpine *Picea abies* stand in the Bohemian Forest, Czech Republic. *Journal of Vegetation Science*, 23(1), 86–97. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01329.x>
- Swanson, M. E., Franklin, J. F., Beschta, R. L., Crisafulli, C. M., DellaSala, D. A., Hutto, R. L., Lindenmayer, D. B., & Swanson, F. J. (2011). The forgotten stage of forest succession: Early-successional ecosystems on forest sites. In *Frontiers in Ecology and the Environment* (Vol. 9, Issue 2, pp. 117–125). <https://doi.org/10.1890/090157>
- Swift, M. J. (1977). The ecology of wood decomposition. *Science Progress*, 64(254), 175–199.
- Takahashi, M., Sakai, Y., Ootomo, R., & Shiozaki, M. (2000). Establishment of tree seedlings and water-soluble nutrients in coarse woody debris in an old-growth *Picea-Abies* forest in Hokkaido, northern Japan. *Canadian Journal of Forest Research*, 30(7), 1148–1155. <https://doi.org/10.1139/x00-042>
- Tanskanen, H., Venäläinen, A., Puttonen, P., & Granström, A. (2005). Impact of stand structure on surface fire ignition potential in *Picea abies* and *Pinus sylvestris* forests in southern Finland. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(2), 410–420. <https://doi.org/10.1139/x04-188>
- Teodorescu, I., Erbasu, R., Branco, J. M., & Tapusi, D. (2021). Study in the changes of the moisture content in wood. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 664(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/664/1/012017>
- Teodosiu, M., & Bouriaud, O. B. (2012). Deadwood specific density and its influential factors: A case study from a pure Norway spruce old-growth forest in the Eastern Carpathians. *Forest Ecology and Management*, 283, 77–85. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.050>
- Testing and Materials. (1992). *Standard Test Methods for Direct Moisture Content Measurement of Wood and Wood-Base Materials 1*. ASTM International.
- Thomas, J. W. (2002). Dead Wood: From Forester's Bane to Environmental Boon 1. *Environmental Science*.

- Thybring, E. E., Fredriksson, M., Zelinka, S. L., & Glass, S. V. (2022). Water in Wood: A Review of Current Understanding and Knowledge Gaps. *Forests*, *13*(12), 2051. <https://doi.org/10.3390/f13122051>
- Tucker, C. J. (1979). Red and Photographic Infrared Linear Combinations for Monitoring Vegetation. In *REMOTE SENSING OF ENVIRONMENT* (Vol. 8).
- Vacek, S. (1982). Ekologické aspekty dekompozice biomasy v autochtonních ochranných smrčínách. *Zprávy Lesnického Výzkumu*, *27*, 5–11.
- Veselá, P., Vašutová, M., Edwards-Jonášová, M., & Cudlín, P. (2019). Soil Fungal Community in Norway Spruce Forests under Bark Beetle Attack. *Forests*, *10*(2), 109. <https://doi.org/10.3390/f10020109>
- Veskot, I., Kapounek, L., Krešl, J., Kupec, P., Macků, J., Rožnovský, J., Schneider, J., Smítka, D., Špaček, F., & Volný, S. (2003). *Kvantifikace a hodnocení funkcí lesů České republiky Ministerstvo životního prostředí*. 131 MARGARET.
- Waring, R. H., & Running, S. W. (1998). *Forest Ecosystems: Analysis at Multiple Scales*. Academic Press.
- Wermelinger, B. (2004). Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus*—a review of recent research. *Forest Ecology and Management*, *202*(1–3), 67–82. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.018>
- Williamson, G. B., & Wiemann, M. C. (2010). Measuring wood specific gravity...correctly. *American Journal of Botany*, *97*(3), 519–524. <https://doi.org/10.3732/ajb.0900243>
- Wingfield, M. J., & Swart, W. J. (1994). Integrated management of forest tree diseases in South Africa. *Forest Ecology and Management*, *65*(1), 11–16. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(94\)90253-4](https://doi.org/10.1016/0378-1127(94)90253-4)
- Wohlgemuth, T., Bürgi, M., Scheidegger, C., & Schütz, M. (2002). Dominance reduction of species through disturbance—a proposed management principle for central European forests. *Forest Ecology and Management*, *166*, 1–15.
- Yin, X. (1999). The decay of forest woody debris: numerical modeling and implications based on some 300 data cases from North America. *Oecologia*, *121*(1), 81–98. <https://doi.org/10.1007/s004420050909>
- Zahradník, P. (2004). *Ochrana smrčín proti kůrovcům*. Lesnická práce.
- Zahradník, P., & Zahradníková, M. (2019). *Bark beetle calamity from historical perspective and possibilities of solution*. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti.
- Zákon č. 289/1995 Sb., o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon). (1995). In *Sbírka zákonů České republiky* (pp. 3946–3966).
- Zásady péče o Národní park Šumava, Vimperk*. (2022).
- Zhou, L., Dai, L., Gu, H., & Zhong, L. (2007). Review on the decomposition and influence factors of coarse woody debris in forest ecosystem. *Journal of Forestry Research*, *18*(1), 48–54. <https://doi.org/10.1007/s11676-007-0009-9>

- Zielonka, T. (2006a). Quantity and decay stages of coarse woody debris in old-growth subalpine spruce forests of the western Carpathians, Poland. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(10), 2614–2622. <https://doi.org/10.1139/x06-149>
- Zielonka, T. (2006b). When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement? *Journal of Vegetation Science*, 17(6), 739–746. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02497.x>
- Zielonka, T., & Niklasson, M. (2001). Dynamics of Dead Wood and Regeneration Pattern in Natural Spruce Forest in the Tatra Mountains, Poland. *Ecological Bulletins*, 49, 159–163. <https://doi.org/10.2307/20113273>
- Zielonka, T., & Piatek, G. (2004). The herb and dwarf shrubs colonization of decaying logs in subalpine forest in the Polish Tatra Mountains. *Plant Ecology*, 63–72.
- Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2021. (2022). Ministerstvo zemědělství. https://eagri.cz/public/web/file/715438/Zprava_o_stavu_lesa_2021_web.pdf

Přílohy:

Příloha 1: Průběh vegetačních sezón na lokalitě Alpa v letech 2021 a 2022.

Rok 2021



Obr. 1: 15.6.2021



Obr. 2: 12.7.2021



Obr. 3: 21.7.2021



Obr. 4: 18.8.2021



Obr. 5: 13.9.2021



Obr. 6: 30.9.2021



Obr. 9: 20.10.2021



Obr. 7: 9.11.2021

Rok 2022



Obr. 8: 19.5.2022



Obr. 9: 13.6.2022



Obr. 10: 23.6.2022



Obr. 11: 6.7.2022



Obr. 12: 8.8.2022



Obr. 13: 1.9.2022



Obr. 14: 19.9.2022



Obr. 15: 4.10.2022

Příloha 2: Průběh vegetačních sezón na lokalitě Koňský vrch v letech 2021 a 2022.

Rok 2021



Obr. 16: 15.6.2021



Obr. 17: 12.7.2021



Obr. 18: 21.7.2021



Obr. 19: 18.8.2021



Obr. 20: 13.9.2021



Obr. 21: 30.9.2021



Obr. 22: 20.10.2021



Obr. 23: 9.11.2021

Rok 2022



Obr. 24: 19.5.2022



Obr. 25: 13.6.2022



Obr. 26: 23.6.2022



Obr. 27: 6.7.2022



Obr. 28: 8.8.2022



Obr. 29: 1.9.2022



Obr. 30: 19.9.2022



Obr. 30: 4.10.2022