

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



Bc. Aneta Martinovská

Vliv vlastností stromů a jejich interakce s půdní faunou na hořlavost vrstvy nadložního humusu

The effect of tree traits and its interactions with soil fauna on forest floor flammability

Diplomová práce

Vedoucí práce/Školitel: prof. Mgr. Ing. Jan Frouz, CSc.

Praha, 2024

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne 26.4.2024

Bc. Aneta Martinovská

Poděkování

Nejprve bych ráda poděkovala mému školiteli prof. Mgr. Ing. Janovi Frouzovi, CSc. za veškerou pomoc při plánování i psaní této práce. Velké díky patří zejména panu doc. Ing. Pohořelému, Ph.D. a Ing. Fartákovi, Ph.D. za navržení metody a zhotovení aparatury pro stanovení teploty bodů vzplanutí a hoření vrstev nadložního humusu a za cenné rady a vřelá slova v průběhu celého měření. Za vstřícnost a poskytnutí zázemí k měření bych také ráda poděkovala celému pracovnímu týmu z Ústavu energetiky VŠCHT. Současně bych chtěla poděkovat kolegům z katedry hydromeliorací a krajinného inženýrství na ČVUT, kteří mi pomohli se stanovením polní vodní kapacity a objemové hmotnosti a také Mgr. Kateřině Čáповé, která byla mým druhým párem rukou při zapalování krabiček v rámci experimentu. V neposlední řadě patří poděkování mé rodině a snoubenci za morální podporu, trpělivost a zázemí, které mi při psaní této práce poskytli.

ABSTRAKT

Požáry jsou významným disturbančním faktorem, hrajícím klíčovou roli ve formování a fungování ekosystémů. V posledních desetiletích pozorujeme nárůst nebezpečné požárové aktivity. Očekává se, že s postupující klimatickou změnou bude frekvence a závažnost požárů narůstat. Je tedy klíčové se této problematice detailně věnovat.

Množství a hořlavost opadu jsou jedny z hlavních faktorů určujících vznik a chování požárů. Vlastnosti opadu ovlivňují rychlost jeho dekompozice a tím i jeho akumulaci na půdním povrchu. Zároveň ovlivňují půdní faunu, která může bioturbací výrazně přispět k redukci opadu z povrchu půdy. Tyto vlivy závisí na druhu stromů a navíc jsou ovlivněny předchozím vývojem daného ekosystému.

Tato práce zkoumá vliv druhu stromů, půdní fauny, stádia vývoje půdy a jejich vzájemných interakcí na hořlavost nadložních vrstev humusu pomocí laboratorního experimentu a studia fyzikálních veličin, které určují hořlavost. V rámci experimentu byly simulovány půdní profily porostů čtyř druhů stromů (listnatých: *Alnus glutinosa* a *Quercus robur*; a dvou jehličnatých: *Picea omorica* and *Pinus nigr*) s půdami ve dvou stádiích vývoje: iniciální půda, kde opad ležel přímo na povrchu půdotvorného substrátu a půda vyvinutá (40 let stará), kde byl opad přidán na vrstvu půdních horizontů vyvinutých pod jednotlivými druhy stromů. Do poloviny simulovaných profilů byly přidány žížaly. Po uplynutí 4,5 měsíce byly simulované půdní profily zapalovány a měřeny parametry hoření.

Výsledky měření fyzikálních veličin prokazují, že vrstva nadložního humusu jehličnatých stromů je více hořlavá a může tedy významně přispívat ke vzniku a šíření požárů. Vliv druhů stromů byl prokázán také u všech naměřených parametrů hoření. V rámci laboratorního experimentu byl také signifikantní vliv stádia vývoje půdy na rozdíl teplot, dobu doutnání, výšku plamene a délku dráhy. U iniciální půdy žížaly signifikantně snižovaly dobu hoření. Na rozdíl od půdy vyvinuté, kde tento efekt již průkazný nebyl. Nicméně z předchozího výzkumu odběrové lokality vyplývá, že se žížaly do značné míry spolupodílejí na formování vrstvy nadložního humusu. Žížaly tedy významně ovlivňují hoření vrstvy nadložního humusu u iniciálních půd v důsledku změn jeho struktury. V případě vyvinutých půd se více projevuje efekt druhů stromů rostoucích v prostředí s již utvořenou charakteristickou vrstvou nadložního humusu, na jejímž formování se žížaly značně podílely.

Klíčová slova: požáry, hořlavost, palivo, opad, vrstva nadložního humusu, půdní fauna, vývoj půdy

ABSTRACT

Wildfires are a major disturbant factor, playing a key role in the formation and functioning of ecosystems. We have seen an increase in dangerous fire activity in recent decades. As climate change progresses, the frequency and severity of fires are expected to increase. It is therefore crucial to address this issue in detail.

The quantity and flammability of plant litter is one of the main factors determining ignition and fire behaviour. The properties of litter affect the rate of its decomposition and thus its accumulation on the soil surface. At the same time, they affect soil fauna, which can greatly contribute to litter reduction from the soil surface through bioturbation. These influences depend on the species of trees and, moreover, are influenced by the previous evolution of the ecosystem.

This work examines the influence of the tree species, soil fauna and soil legacy and their interactions on the combustibility of the forest floor through laboratory experiment and the study of physical quantities that determine combustibility. As part of the experiment, soil profiles of plantation of four tree species were simulated (deciduous: *Alnus glutinosa* and *Quercus robur*; and two conifers: *Picea omorica* and *Pinus nigr*) with soils in two stages of development: the initial soil, where the litter was placed directly on overburden and the developed soil (40 years old), where the fall was added to the soil horizon layer sampled from these plantations. Earthworms have been added to half of the simulated profiles. After 4.5 months, the simulated soil profiles were ignited and the burn parameters were measured.

The results of the physical quantities measurement show that the forest floor of coniferous trees is more flammable and therefore can significantly contribute to the ignition and fire spread. The effect of the tree species was also significant for all burn parameters measured. There was also a significant influence of soil legacy on temperature changes, smouldering time, flame height and fire pathway length. In the initial soil, earthworms significantly reduced the burning time, but in the developed soil this effect was no longer conclusive. However, previous research on the sampling site indicates that earthworms in large extend determine formation of topsoil layer. Earthworms significantly affect the burning of forest floor in the initial soils due to changes in its structure. In the case of developed soils, the effect of tree species growing in an environment with an already formed characteristic forest floor, in the formation of which earthworms played a large part, is more pronounced.

Key words: wildfires, flammability, fuel, litter, forest floor, soil fauna, soil legacy

Obsah

1. Úvod.....	1
1.1. Cíle práce.....	2
1.2. Hypotézy	2
2. Literární přehled.....	3
2.1. Role požárů v historii, současnosti a budoucnosti	3
2.2. Význam požárů a jeho vliv na životní prostředí.....	6
2.3. Požár z chemicko-fyzikálního hlediska.....	8
2.4. Vlastnosti požárů.....	11
2.4.1. Typy požáru.....	13
2.5. Faktory ovlivňující vznik a vlastnosti požáru	15
2.5.1. Základní podmínky vzniku ohně.....	15
2.5.2. Faktory ovlivňující požár	16
2.6. Vliv dekompozice opadu na vznik a vlastnosti požárů	22
2.7. Vliv nadložních forem humusu na vznik a vlastnosti požárů	23
2.8. Vliv půdní fauny na vznik a vlastnosti požárů.....	24
3. Materiál a metodika	27
3.1. Lokalita.....	27
3.2. Odběr vzorků, materiálu a příprava experimentu.....	28
3.3. Měření parametrů hoření vrstvy nadložního humusu	35
3.4. Měření fyzikálních veličin popisujících hořlavost.....	37
3.4.1. Teplota bodu vzplanutí a hoření.....	37
3.4.2. Spalné teplo	40
3.4.3. Tepelná kapacita.....	42
3.4.4. Polní vodní kapacita a objemová hmotnost.....	43
3.5. Statistické zpracování dat.....	43
4. Výsledky	44
4.1. Parametry hoření vrstvy nadložního humusu.....	44
4.2. Fyzikální veličiny popisující hořlavost vrstvy nadložního humusu.....	49
5. Diskuze	53
6. Závěr	56
7. Seznam použité literatury.....	58

1. Úvod

Přírodní požáry jsou významným ekologickým faktorem, který ovlivňuje vývoj a fungování ekosystému a jeho jednotlivých složek (McLauchlan et al. 2020). Požáry otevírají nový prostor s dostatkem světla a ostatních zdrojů, čímž umožňují výskyt některých konkurenčně méně schopných rostlinných druhů (Connell a Slatyer 1977, Médail 2008). Společně s utvářením heterogenní krajiny tak mohou podporovat biodiverzitu (Fuhlendorf et al. 2006). Požáry hrají také podstatnou roli v biogeochemických cyklech některých prvků. Vlivem spalování vegetace se do atmosféry uvolňuje značné množství emisí (plynných látek a pevných částic) (Liu et al. 2014), které mohou ovlivnit jak regionální, tak globální klima. Na regionální klima mohou mít dopady také požárem vyvolané změny v pokryvu zemského povrchu (McLauchlan et al. 2020).

Výskyt požárů v přírodě je naprosto přirozený s tím, že na různé oblasti je vázaný specifický požárový režim (s charakteristickými vlastnostmi jako je frekvence, intenzita, závažnost, typ požáru, sezonalita a velikost spálené plochy) (Bond a Keeley 2005, Bowman et al. 2011, McLauchlan et al. 2020). Lidé jsou schopni požárové režimy do značné míry ovlivňovat vícero způsoby – přímým zakládáním požárů, managementy se snahou potlačit vznik požárů, funkčním využitím krajiny a přispíváním ke změně klimatu (Halfosky et al. 2020, McLauchlan et al. 2020). Přesto, že by se dal vliv člověka na požárovou aktivitu datovat hluboko do minulosti, můžeme zejména v posledních desetiletích pozorovat výrazné změny požárových režimů globálního rozsahu vyvolané lidskou činností (Pausus a Keeley 2009), které mají ohromné environmentální (Liu et al. 2010) i ekonomické dopady (Bowman et al. 2011).

Vznik a vlastnosti požárů jsou, mimo jiné, značně ovlivňovány palivem (Barrows 1951, Scott a Reinhardt 2001, Flannigan et al. 2016, Küçük a Aktepe 2017, McLauchlan et al. 2020), které je v přírodě poskytováno nadzemní vegetací a jejím opadem (Sullivan 2017 a). Andersley et al. (2011) tvrdí, že pro šíření požárů jsou naprosto klíčové dva hlavní parametry paliva, tedy jeho množství (kvantita) a hořlavost (kvalita). Vlastnosti opadu se zároveň podílejí na určování efektivity dekompozice, činnosti půdní fauny a tvorby příslušných forem nadložního humusu (Frouz 2018). V průběhu dekompozice dochází jak ke změnám fyzických i chemických vlastností opadu (paliva), které mohou ovlivnit chování požáru (Zhao et al. 2014), tak především k redukci jeho množství na půdním povrchu, jež je naprosto klíčové pro šíření požárů (Weir a Limb 2013). Na rozkladu opadu a tvorbě nadložních forem humusu se významně podílí půdní fauna (Lawrence et al. 2003, Bohlen et al. 2004, Frouz 2018). Např. v podmínkách lesů mírného pásu půdní fauna odstraní 79,2 % z celkového ročního opadu

(Heděnc et al. 2022). Činnost půdní fauny společně s utvářejícími formami nadložního humusu, pak skrze řadu mechanismů ovlivňují nadzemní vegetaci včetně jejího opadu (Frouz 2018), jehož vlastnosti se jak zmíněno podílejí na určování vzniku a vlastností požáru (Varner et al. 2015). Mohli bychom tedy předpokládat, že chování požárů bude ovlivněno jak druhem vegetace podporující opad se specifickými vlastnostmi, tak i přítomnou formou nadložního humusu, činností půdní fauny a jejich vzájemnými interakcemi. Vztahy vlastností stromů a činnost půdní fauny jsou patrně ovlivněny předešlým vývojem ekosystému (Frouz 2024). Efekt výše uvedených interakcí na chování požáru může být tedy zároveň ovlivněn stádiem vývoje půdy.

Přesto, že se řada autorů shoduje na tom, že klimatická změna povede v globálním měřítku k častějšímu výskytu závažnějších požárů (Liu et al. 2010, Schelhaas et al. 2010, Aldersley et al. 2011, Bowman et al. 2011, Jolly et al. 2015, McDowell et al. 2020, Pausas Keeley 2021, Grünig et al. 2022, Zheng et al. 2023), doposud nebyly zcela prozkoumány mechanismy toho, jak opad ovlivňuje chování požárů (Varner et al. 2015) a jaké další faktory do tohoto efektu mohou vstupovat.

1.1. Cíle práce

Cílem této diplomové práce bylo zjistit zdali:

- (1) má druh stromu vliv na hořlavost vrstvy nadložního humusu
- (2) má přítomnost žížal vliv na hořlavost vrstvy nadložního humusu
- (3) jsou výše uvedené interakce ovlivněny stavem vývoje půdy
- (4) má druh stromu vliv na jednotlivé fyzikální vlastnosti ovlivňující hořlavost vrstvy nadložního humusu

1.2. Hypotézy

Na základě výše uvedených cílů byly stanoveny tyto hypotézy:

H₁: Vrstva nadložního humusu u jehličnanů bude více hořlavá než u listnatých stromů

H₂: Přítomnost žížal se projeví na menší hořlavosti vrstvy nadložního humusu

H₃: Stádium vývoje půdy bude mít vliv na činnost žížal, což se projeví na hořlavosti vrstvy nadložního humusu. Změna struktury nadložního humusu způsobená činností žížal bude mít větší efekt u mladších půd (kde se tato struktura teprve vytváří) než u starších půd (kde je již zformována)

H₄: Vrstva nadložního humusu u jehličnanů bude více hořlavá než u listnatých stromů

- Teplota bodu vzplanutí a hoření bude nižší u jehličnanů

- Spalné teplo bude vyšší u jehličnanů
- Tepelná kapacita bude nižší u jehličnanů
- Polní vodní kapacita bude nižší u jehličnanů
- Objemová hmotnost bude nižší u jehličnanů

2. Literární přehled

2.1. Role požárů v historii, současnosti a budoucnosti

První výskyt požárů na naší planetě je spojován s přechodem rostlin na souš (Bowman et al. 2009). Tehdy začala suchozemská vegetace produkovat dostatečně kvalitní palivo potřebné ke vzniku požárů (Noss 2018). Od té doby se požáry podílely na globálních biochemických cyklech, staly se klíčovým faktorem ve fungování některých biomů (Bowman et al. 2011) a hrály podstatnou roli v evoluci rostlin (Bond a Keeley 2005, Bowman et al. 2011).

V průběhu historie se některé druhy organismů adaptovaly na daný požárový režim (Keeley et al. 2011). Díky tomu se vyvinula řada specifických vlastností rostlin jako je např. tvorba odolnějších tkání s tepelně izolovanými meristémy, požárem stimulované uvolňování semen, klíčení a kvetení, rychlá regenerace rostliny po požáru a další (Lamont et al. 2019). Některé druhy borovice si ponechávají spodní větve, aby umožnily snadný vertikální přechod požáru z přízemních pater do koruny stromu. Tento mechanismus bývá často spjat se schopností uvolnění semen až po průchodu požáru. Zajímavou adaptací je strategie, kdy se jedinec obětuje – shoří, čímž zvýší lokální intenzitu požáru tak, aby došlo ke spálení sousedních stromků. Díky tomu se uvolní větší prostor a zdroje pro růst potomků obětovaného jedince (Pausas et al. 2017).

Nejen rostliny, ale i někteří živočichové se naučili s požárem koexistovat a využívat ho ve svůj prospěch. Např. vrány a havrani létají kolem ohně s roztaženými křídly, aby se zbavily svých parazitů. David Livingstone pozoroval v Botswaně jestřáby a jiné ptáky, jak sbírají hmyz a malé savce procházející před požárem šířícím se z keřů. V Austrálii bylo dokonce pozorováno, že někteří z těchto ptáků, kteří benefitují na výskytu požáru, mohou dokonce oheň sami aktivně šířit (Bonta et al. 2017). Je možné, že člověk se některými těmito praktikami inspiroval a osvojil si je (Clark a Harris 1985).

Před tím, než se lidé naučili rozdělovat oheň, využívali výhody, které jim přinášel přírodní požár. Jednalo se zejména o benefity spojené s otevřením krajiny a se zdroji, které přinášela (sběr plodin podporovaných požárem jako jsou ořechy, borůvky, sběr medu z popadaných stromů apod.) (Clark a Harris 1985). První člověk, který se naučil rozdělovat oheň byl

pravděpodobně *Homo erectus pekinensis* (Zhong et al. 2014). Postupem času začali lidé využívat oheň a kouř rozličnými způsoby (např. k tepelné úpravě potravy, výrobě nástrojů k lovu, k odhánění predátorů a škůdců, ...), které společně umožnily nárůst lidské populace a významně přispěly k lepší kvalitě života (Williams 2006).

Lidé se kromě rozdělávání ohně naučili také cíleně zakládat požáry. To využívali především k tomu, aby zprůchodnili krajinu a dělali ji tak snazší k pohybu, podpořili růst některých jimi preferovaných rostlin a k lovu zvěře procházející před požárem (Miller et al. 2005). Domorodí Američané dokonce vytvořili sofistikovaný systém, kdy území rozčlenili do několika segmentů lišících se frekvencí vypalování. To jim umožnilo čerpat značnou škálu zdrojů na poměrně malé rozloze (Williams 2006). Cílené zakládání požárů a vypalování lesa mělo v historii zásadní vliv na formování evropské (Frouz a Frouzová 2021) a částí americké krajiny (Williams 2006), ale i na řadu dalších oblastí jako je např. Jižní ostrov Nového Zélandu (Bowman et al. 2011) či některé části Austrálie (Miller et al. 2005).

Vztah člověka k požárům se však v průběhu historie výrazně měnil (Noss 2018). V hospodářství vznikala řada praktik (např. hrabaní steliva), které měly za vedlejší následek významné snížení rizika požáru (Frouz a Frouzová 2021). Allen et al. (2002) tvrdí, že nadměrná pastva a lesní těžba v oblasti Ponderosa Pine Forest mezi roky 1850–1900, přispěla k utváření biotopů, podporujících vznik intenzivních korunových požárů. Poté, co se kolem roku 1910 v USA odehrála série velkých lesních požárů, začala lidská společnost vnímat oheň jako ničivou sílu, kterou je potřeba zkrotit. To vedlo k zavedení managementů cílených na systematické potlačování požárů (Jain 2014). V důsledku těchto opatření byl kolem roku 1960 v mírném pásu zaznamenán pokles požárové aktivity (zde míněné jako rozloha spálené plochy) (Mouillot a Field 2005). Je podstatné zmínit, že cílené potlačování požárů má negativní dopad na biodiverzitu. Např. ve vysokotravinných prériích a obdobných biotopech se potlačování požáru projevilo úbytkem až 50 % rostlinných druhů. Potlačování požárů může mít negativní dopady také na populace některých druhů hmyzu (např. na termity) (Bond a Keeley 2005).

Na rozdíl od mírného pásu byl v tropech od roku 1950 pozorován exponenciální nárůst spálené plochy zapříčiněný vypalováním lesů a změnami porostu souvisejícími se zemědělskou činností (Mouillot a Field 2005). Ve většině málo dotčených vlhkých tropických lesů probíhají požáry poměrně zřídka (Tacconi et al. 2007). Avšak vlivem opakovaného cíleného vypalování plošek lesa, které se obvykle opakuje třikrát až čtyřikrát za sebou, se přirozená odolnost vůči požáru vytrácí a frekvence požárů se razantně zvyšuje (Mouillot a Field 2005, Tacconi et al. 2007, van der Werf et al. 2008).

Přes snahu člověka požár v některých regionech potlačovat můžeme v poslední době pozorovat celosvětový nárůst požárů spojený se zvyšujícími se teplotami a suchem jakožto projevem globálních klimatických změn (Liu et al 2010, McDowell et al. 2020, Grünig et al. 2022, Zheng et al. 2023). Významnou úlohu mohou hrát i extrémní projevy počasí v podobě blesků, které přispívají k větší frekvenci požárů v boreálních lesech (Grünig et al. 2022, Zheng et al. 2023). K větší požárové aktivitě zároveň přispívá výsadba rozsáhlých monokulturních porostů (Felton et al. 2016, Barquín et al 2022), jejichž rozloha se za poslední dvě století globálně zvětšila. Nejvíce náchylné k požáru jsou eukalyptové plantáže (Barquín et al 2022) a borové lesy. Ty jsou následovány smíšenými smrko-borovicovými porosty (Felton et al. 2016). Pravděpodobnost vzniku požárů se dále zvyšuje s narůstající hustotou porostu (González et al. 2007). Samotná snaha potlačovat požáry často vede k akumulaci velkého množství paliva a paradoxně tak přispívá ke vzniku megapožárů (Liu et al 2010). Jedny z největších požárů byly zaznamenány na souostroví jihovýchodní Asie mezi lety 1997–1998 ve spojitosti El Niño. Vlivem těchto požárů se do ovzduší uvolnilo kolem 0,8 až 2,6 GtC (Bowman et al. 2009). Vypuštěné emise působily na většině území jako kouřový opar, jenž měl značně negativní dopad na lidské zdraví (Schweithelm a Glover 2006). Jen v Indonésii bylo přibližně 35 milionů lidí vystaveno nadlimitním dávkám znečištění a až 267 000 z nich bylo hospitalizováno (Ruitenbeek J. 2006). Ekonomické škody, které za sebou tyto požáry zanechaly se odhadují na 8,8–9,3 miliard USD. Během stejného období probíhaly rozsáhlé požáry i v Latinské Americe, kde vypálily přibližně 20 milionů hektarů a zanechaly za sebou ekonomické ztráty pohybující se kolem 10–15 miliard USD (Bowman et al. 2009).

Se změnou klimatu hrozí zvýšený výskyt lesních požárů napříč Evropou (Grünig et al. 2022, Schelhaas et al. 2010). Změny režimu požárů budou mít zásadní dopad na dynamiku lesů – na jejich věkovou a druhovou skladbu, procesy v nich probíhající (McDowell et al. 2020, Schweithelm a Glover 2006) a na ekosystémové služby, které poskytují (Grünig et al. 2022, Schelhaas et al. 2010). V oblastech boreálních lesů můžeme už nyní pozorovat vyšší požárovou aktivitu a s ní rostoucí množství produkovaných emisí. Roku 2021 se při požárech boreálních lesů uvolnilo rekordních 0,48 GT C (tedy 23 % z celkových globálních emisí produkovaných při požárech). Což je přibližně dvojnásobek běžné hodnoty (Zheng et al. 2023).

Řada autorů se shoduje na tom, že klimatická změna pravděpodobně povede ke změně požárových režimů, což se globálně projeví na častějších a závažnějších požárech (Liu et al. 2010, Schelhaas et al. 2010, Aldersley et al. 2011, Bowman et al. 2011, Jolly et al. 2015, McDowell et al. 2020, Pausas Keeley 2021, Grünig et al. 2022, Zheng et al. 2023). Liu et al.

(2010) tvrdí, že klimatická změna může až trojnásobně prodloužit období, kdy je vznik požárů nejrizikovější. S vyšší požárovou aktivitou můžeme čekat větší produkci emisí skleníkových plynů, což přispěje k dalšímu oteplování naší planety (Denman 2007, Bowman et al. 2011). Pro budoucnost je tedy klíčové, abychom se problematiku požárů snažili pochopit co nejdůtálněji.

2.2. Význam požárů a jeho vliv na životní prostředí

Přestože oheň může být veřejností vnímán jako ničivý nástroj katastrofálních následků, má v přírodě neodmyslitelnou roli. Požár představuje významný evoluční a ekologický faktor, který ovlivňuje fungování ekosystému, druhové složení organismů v něm žijících, jejich interakce a velikosti populací (McLauchlan et al. 2020). Zároveň hraje významnou roli v biogeochemických cyklech některých prvků (McLauchlan et al. 2020).

Požár jakožto disturbanční faktor startuje proces pozvolné sukcese (Frouz a Frouzová 2021). Po průchodu požáru se otevírá nový prostor s dostatkem světla a dalších zdrojů, což vede ke snížení kompetice. Díky tomu je po požáru umožněn nástup méně konkurenceschopných druhů (Connell a Slatyer 1977, Médail 2008). Požár dokonce přímo napomáhá k růstu populací některých druhů rostlin, jelikož stimuluje uvolňování jejich semen, klíčení a kvetení (Bond 2001). Požár se také spolupodílí na určení globálního zastoupení a struktury bioty (Bond a Keeley 2005, Bond a Scot 2010). Napomáhá udržovat bezlesí a rozšiřovat travinná společenství (Miao et al. 2022). Výskyt ploch různě zasažených požáry také přispívá k utváření heterogenní krajiny, což má pozitivní vliv na biodiverzitu (Fuhlendorf et al. 2006). Přítomnost požáru je pro fungování některých biot naprosto zásadní (Bowman et al. 2011, Bond a Keeley 2005). Typickým příkladem jsou prémie Severní Ameriky, kde hrají klíčovou roli povrchové požáry. Podobně tomu je i u savan Jižní Afriky (Trollope et al. 2002).

Požáry jsou do značné míry schopny ovlivnit půdní prostředí (Martinovská 2021). V důsledku zahřívání půdy dochází ke ztrátám části půdních živin procesem zvaným volatilizace (Woodmansee a Wallach 1981). Teplo uvolněné při požáru zároveň vyvolá změny ve vlhkostním poměru půdy, které může skrze chemické a biologické procesy (např. dekompozice), ovlivnit tok látek v ekosystému (Raison et al. 2009). Po požáru se na povrchu půdy vytvoří vrstva popelu bohatá na minerální látky, která umožní návrat řady živin do půdy (Woodmansee a Wallach 1981), jenž podpoří obnovu vegetace (Caon et al. 2014). Navrácení živin do půdy však může omezit eroze a splach půdního materiálu (Woodmansee a Wallach 1981, Raison et al. 2009). Popel může také dočasně ovlivnit půdní vlastnosti jako je albedo, zrnitost a vodní režim (zejména infiltraci a následný pohyb vody v půdě) (Bodí et al. 2014). Vlivem uvolňování

bazických kationtů z popelu, může po požáru dojít zároveň ke zvýšení půdní reakce (Smith et al. 2008), která následně negativně ovlivní dostupnost fosforu v půdě. Ten se pro rostliny stává opět dostupný po prvním dešti (Quintana et al. 2007). Změna půdní reakce po požáru může mít také znatelný dopad na společenstvo půdních MO (Hamman et al. 2007). Smith et al. (2008) uvádí, že vyšší hodnoty pH vedou k poklesu biomasy hub. Společenství hub je navíc po požáru postiženo narušením mykorhizních vztahů (Bååth et al. 1995). Požár může do značné míry ovlivnit také druhové složení a početnost půdní fauny (Heyward a Tissot 1936). A to buď přímo (usmrcením) či nepřímo skrze změny v jejich habitatu (např. ovlivněním dostupnosti potravy a vody či ztrátou úkrytu) (Abrantes 2019).

Velmi významná je role, kterou se požáry podílejí na biogeochemických cyklech (McLauchlan et al. 2020). Jedním z prvků, na jehož cyklus má požár zásadní vliv je uhlík (Denman et al. 2007, Bowman et al. 2009). Dopady požáru na zásoby uhlíku v ekosystému (množství uhlíku, které je při požáru spáleno) se mohou značně lišit v závislosti na charakteristice požáru a požárového režimu dané lokality (Balshi et al. 2007). Požáry jsou významným sinkem uhlíku do atmosféry (Liu et al. 2010). V celosvětovém měřítku se vlivem požárů uvolní do ovzduší kolem 2,2 Gt uhlíku ročně (tento průměr byl stanoven na základě dat z let 1997–2016) (van der Werf et al. 2017). Za běžných podmínek je většina (80 %) z uvolněných uhlíkatých emisí odčerpávána rostlinami a využita k jejich růstu. Tento mechanismus však může být u lesních požárů oslaben v důsledku větší závažnosti požáru a klimatických změn, které znesnadňují opětovné zarůstání spálených ploch. Zbýlých 20 % uhlíkatých emisí setrvává v atmosféře delší dobu, kde přispívá k navyšování koncentrace CO₂ (Zheng et al. 2023).

Dalším prvkem, na jehož cyklus má požár značný vliv, je dusík. Spalováním biomasy se do ovzduší emituje množství NO_x (Rein a Huang 2021). Dusík se do atmosféry při požárech uvolňuje také v důsledku volatilizace dusíkatých sloučenin uložených v půdním prostředí (Quintana et al. 2007, Ferreira et al. 2019). V půdě zároveň vlivem požáru dochází ke značné mineralizaci dusíku (Wang et al. 2014). Těsně po požáru tak můžeme sledovat navýšení obsahu NH₄⁺ iontů v půdě (Stock a Lewis 1986, Nardoto a Bustamante 2003, Wang et al. 2014), které mohou být následně transformovány mikroorganismy (MO) při procesu nitrifikace (van Kessel et al. 2015). Nardoto a Bustamante (2003) uvádějí, že požár může zároveň podpořit aktivitu MO fixujících atmosférický dusík.

Při požáru se do atmosféry uvolňují emise, které jsou tvořené směsí plynů a pevných částic o různé velikosti (Liu et al. 2014). Množství a chemické složení této směsi je poměrně proměnlivé v závislosti na vlastnostech paliva a charakteristice požáru (Urbanski et al. 2008, Bowman et

al. 2009, Zhang et al. 2013). Např. při pozemních a podzemních lesních požárech v místech s vysokými zásobami paliva a s půdou bohatou na organický uhlík bývá prodloužená fáze doutnání, která se projeví vyšší produkcí CO, CO₂, NH₃ a pevných částic (Rein a Huang 2021). Při požárech je produkována řada látek, mezi které patří CO₂, CO, CH₄, NO_x, organické těkavé látky (VOC = volatile organic compounds) a jiné uhlovodíky, H₂O (Liu et al. 2014) a SO₂ (Christian et al. 2003). Emise uvolněné při požárech mohou dočasně ovlivnit některé meteorologické prvky (teplotu, relativní vlhkost vzduchu, oblačnost, povětrnostní podmínky) (Liu et al. 2014). Zároveň přispívají ke znečišťování troposféry, což může mít negativní vliv na lidské zdraví (Urbanski et al. 2008). Požáry jsou významným producentem skleníkových plynů (Liu et al. 2014). Jolly et al. (2015) tvrdí, že množství ročních globálních emisí CO₂ uvolněných v důsledku požáru může být vyšší než polovina ročních celosvětových emisí CO₂ vypuštěných v důsledku spalování fosilních paliv. Kromě CO₂ a dalších skleníkových plynů se při požárech uvolňují částice, které v atmosféře přecházejí do stavu aerosolů. Aerosoly mají mírný chladivý efekt na klima planety. Na tomto efektu se však částice vyprodukované při požáru podílí jen ze 2 % (Bowman et al. 2009). Podstatný vliv na teplotu má tzv. black carbon (produkt nedokonalého spalování), který výrazně ohřívá nejspodnější vrstvu atmosféry (Liu et al. 2014). Požárové emise, zejména VOC a NO_x, mohou ovlivnit klima planety tím, že podporují vznik troposférického O₃ (Urbanski et al. 2008). Na klima mohou mít vliv také požárem vyvolané změny albeda zemského povrchu (van der Werf et al. 2017).

2.3. Požár z chemicko-fyzikálního hlediska

Požár můžeme chápat jako komplexní neuspořádaný sled chemických reakcí a fyzikální proces, který probíhá za určitých podmínek měnících se v daném prostoru a čase (Sullivan 2017 a). Při požáru se uplatňuje proces spalování (hoření). Ten představuje oxidativně exotermickou reakci, při níž se spotřebovává organické palivo za vzniku CO₂, H₂O, CO a dalších produktů v závislosti na průběhu reakce a složení reaktantů (Cochrane a Ryan 2009). Zároveň se uvolňuje značné množství energie v podobě tepla a světla (Sullivan 2017 b). Spalování lze dělit na dokonalé a nedokonalé. Dokonalé spalování probíhá za optimálních podmínek, kdy dochází ke kompletní oxidaci reaktantů (za běžných okolností se nedají dále oxidovat). Naopak při nedostatku kyslíku se uplatňuje spalování nedokonalé, jež vede ke vzniku produktů, které můžeme s přidavkem oxidačního činidla dále zoxidovat až do jejich konečné podoby. V přírodě se při lesních požárech se uplatňují obě tyto varianty spalování (Ward 2001). Hoření lze pro představu popsat pomocí následující obecné rovnice:

uhlíkaté palivo + oxidační činidlo → PDS + PNS + energie

Kde PDS představují produkty dokonalého spalování (především CO₂, H₂O) a PNS produkty nedokonalého spalování, mezi které patří zejména CO (Ward 2001). V závislosti na vlastnostech paliva a průběhu spalování vzniká i řada dalších látek jako jsou NO_x, SO₂, VOC (např. furan) a jiné uhlovodíky (Urbanski et al. 2008). Zároveň se uvolňují pevné částice o různé velikosti (Liu et al. 2014). V průběhu spalování také dochází k transformaci paliva (biomasy) v termicky stabilnější produkty jako je dřevěné uhlí a popel (Williams 1982). Velmi podstatné je i uvolňující se teplo, které je jedním z faktorů určující charakteristiku požáru (jako je jeho šíření a intenzita) (Liu et al. 2021).

Proces spalování můžeme rozdělit na tři fáze (fáze zahřívání, plamene a doutnání). První fáze spočívá v zahřívání paliva (Cochrane a Ryan 2009), které vyvolá jeho postupnou termální degradaci. S narůstajícími teplotami dochází nejprve k dehydrataci paliva. Následně se procesem zvaným pyrolýza začne uvolňovat množství těkavých plynů (VOC). Při termální degradaci se zároveň uplatňuje proces zuhelnatění, jenž vede ke vzniku dřevěného uhlí (Sullivan 2017 a). K zahřívání paliva a nastartování termální degradace je nutné dodat určité množství energie. V určitých případech se může stát, že dodaná energie nestačí k ohřátí paliva natolik, aby došlo ke vzniku ohně. To se stává například, pokud je dostupné jen vysoce vlhké palivo (Cochrane a Ryan 2009).

Ve druhé fázi spalování se plyny vzniklé při pyrolýze mísí s kyslíkem a vytvářejí vysoce vznětlivou směs (Ward 2001). Potom co směs látek vzplane (např. díky kontaktu s horkou plochou, prostřednictvím jiskry, plamene nebo vlivem tlakových impulzů (Williams 1982)), se během jejího hoření uvolní značné množství energie, jež je využito k dalšímu ohřevu paliva. To umožní pokračování pyrolýzy a produkci dalších VOC (Liu et al. 2021). Vlivem spalování pyrolýzních plynů vznikají částice horkých sazí, které při hoření září do žluta (Williams 1982), čímž vytvářejí iluzi plamene s typickým červeno-oranžovo-žlutým zbarvením (Cochrane a Ryan 2009). Pokud látky podléhají nedokonalému spalování, začnou postupně chladnout a mohou unikat do ovzduší v podobě kouře (Byram 1959).

Třetí fáze spalování (tedy doutnání) začíná ve dvou případech. V prvním případě je palivo zredukováno natolik, že se nadále neuvolňují pyrolýzní plyny v takovém množství, které by umožnilo vznícení. Druhý případ nastává, pokud je koncentrace kyslíku natolik nízká, že neumožní vznik plamene (např. při velké hustotě paliva) (Cochrane a Ryan 2009). V obou

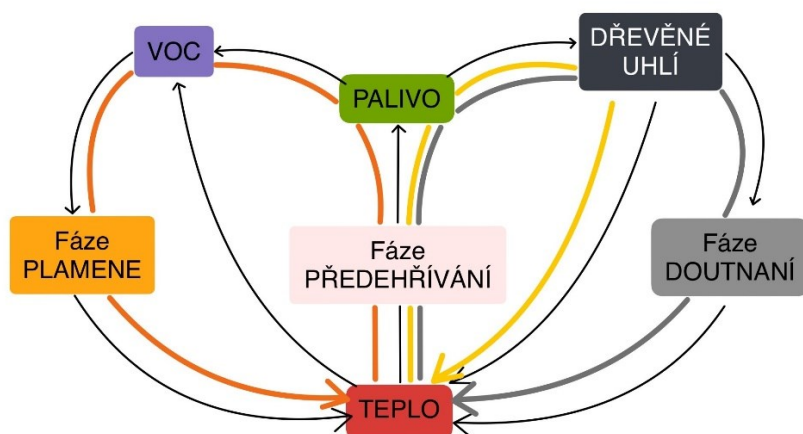
variantách může stále pokračovat oxidace, a to ve formě doutnání či žhnutí (Sullivan 2017 a). Tento proces po sobě zanechává malé množství popelu (Byram 1959, Trollope 1984) a může vést až k samotnému ukončení procesu hoření (Sullivan 2017 a).

Pro přechod mezi jednotlivými fázemi hoření a zajištění plynulého průběhu požáru je naprosto nezbytný přenos vznikajícího tepla (Rego et al. 2021). Existují tři základní způsoby, kterými je při požáru teplo přenášeno: radiace, konvekce a kondukce (Weber 1991). Čtvrtým, někdy opomíjeným způsobem, je transport hořícího materiálu (jisker, uhlíků apod.) do okolí, jenž může vést k založení nových ohnisek požáru. Tento mechanismus má značný potenciál urychlit šíření požáru (Sullivan 2017 b). Doposud s jistotou nevíme, jakou mírou se tři základní typy vedení tepla podílejí na propagaci požáru (Liu et al. 2021). Baines (1990) tvrdí, že na šíření přízemních požárů má zřejmě největší vliv radiace a konvekce. Výzkumy předpokládají, že při bezvětří je dominantním mechanismem transportu tepla radiace (a to z 40 %). Avšak při přítomnosti větru se stává významnější přenos tepla vlivem konvekce. Přestože kondukce bývá při požárech v přírodě značně omezena v důsledku nerovnoměrnosti rozložení paliva v prostoru a jeho množství, může hrát podstatnou roli při transportu tepla uvnitř paliv větších rozměrů jako je listí, větvičky, větve či klády (Sullivan 2017 b).

Při požárech probíhá řada různých reakcí, které mohou běžet nezávisle na sobě a jednotlivé fáze spalování se mohou vzájemně překrývat (Byram 1959) (viz obr. 1). Pro zjednodušení bychom mohli průběh požáru popsat následovně. Ke vzniku požáru je zapotřebí iniciační energie (např. ve formě blesku) (Pausas a Keeley 2021), díky které dochází k zahřívání paliva (biomasy). Se zvyšujícími se teplotami dochází k postupné dehydrataci a následně k depolymerizaci (Sullivan 2017 a). V momentě, kdy teplota přesáhne 100 °C, bývá veškerá voda z paliva vypařena. Následně se vlivem termální degradace biomasy (při teplotě nad ~ 200 °C) začínají uvolňovat těkavé plyny (pyrolýzou) (Rowell a Dietenberger 2012). V případě degradace celulózy je typický zejména plyn zvaný levoglucosan (Wodley 1971, Williams 1982). Zároveň (v důsledku rozdílných teplot) vznikají konvekční proudy, které vynášejí vznikající plyny vzhůru. Poté, co se nahromadí dostatečné množství VOC, které se smísí se vzduchem, stačí dodat jen malé množství tepla (např. prostřednictvím jiskry) a dojde k jejich vznícení (Liu et al. 2021). Hoření této směsi se nám jeví jako žluto-oranžový plamen. Přitom se uvolní množství energie, které uniká do okolí a zásadně přispívá k ohřevu dalšího paliva (Williams 1982, Sullivan 2017 a). Při termální degradaci se kromě těkavých plynů produkuje dřevěné uhlí (procesem zuhelnatění), které může dále žhnout či doutnat a tím podporovat transport tepla do prostředí (Sullivan 2017 a). Poté, co je okolní biomase dodáno dostatečné množství energie, opět nastupuje proces

pyrolýzy, celý mechanismus se znovu opakuje a požár se může dále šířit (Liu et al. 2021). Pokud však při požáru začne převažovat fáze doutnání, jeho intenzita se sníží a rychlost šíření se zpomalí. V důsledku toho požár setrvává déle na jedné ploše, což umožní transport většího množství tepla do půdního prostředí (Cochrane a Ryan 2009) a zároveň značné uvolnění emisí CO, NH₃ a pevných částic do ovzduší (Rein a Huang 2021). Pokud fáze doutnání přetrvává delší dobu, dochází k zastavení šíření požáru a následnému vyhasnutí (Sullivan 2017 a).

Šíření přední linie požáru je tedy závislé na bilanci energie uvolněné při hoření a energie nutné k ohřátí paliva na tolik, aby vznikl dostatek těkavých plynů ke vznícení (Liu et al. 2021). Existuje řada dalších faktorů, které mohou značně ovlivnit rychlost šíření a další vlastnosti požáru. Jsou jimi především vlastnosti paliva, meteorologické podmínky a geomorfologický tvar reliéfu (Holsinger et al. 2016, Liu et al. 2021). Těmto faktorům se budu podrobněji věnovat níže.



Obrázek 1 - Konceptuální schéma popisující průběh hoření při požáru. Šipky znázorňují směr energetických drah, které se v rámci hoření mohou uplatňovat. Oranžová dráha představuje energetickou cestu zahrnující vzplanutí těkavých látek, díky kterému je uvolněno množství tepla umožňující kontinuální ohřev okolního materiálu a následné šíření požáru. Žlutá dráha znázorňuje přenos energie při procesu zuhelnatění. Šedá dráha zahrnuje kromě procesu zuhelnatění také další oxidaci dřevěného uhlí (žhnutí a doutnání), při kterém dochází k uvolňování tepla využitelného k udržení zahřívání materiálu. Žlutá a šedá dráha tak přispívá k udržování průběhu požárů i za nepříznivých podmínek (Sullivan 2017 a).

2.4. Vlastnosti požárů

Požáry se vyskytují téměř ve všech terestrických ekosystémech naší planety (Aldersley et al. 2011). Nejčastěji se s požáry můžeme setkat v oblastech savany a jiných travinných biomů. Méně časté požáry s obrovskou intenzitou jsou pak typické pro boreální lesy (Archibald et al. 2013). Přírozeně se požáry vykytují méně často také ve vlhkých tropických lesech okolo rovníku (van der Werf et al. 2008), avšak v důsledků lidské činnosti se frekvence výskytu požárů v těchto oblastech razantně zvýšila (Mouillot a Field 2005, Tacconi et al. 2007, van der

Werf et al. 2008). Další typy prostředí, které jsou s požáry významně spjaty, nalezneme např. v oblastech středomoří (San-Miguel-Ayanz et al. 2013). Vzorec požárové aktivity, který je pro danou oblast specifický, popisujeme jako tzv. požárový režim. Požárový režim můžeme charakterizovat pomocí několika parametrů (vlastností požárů).

Mezi hlavní vlastnosti požárů patří: intenzita, frekvence, závažnost, typ požáru, sezonalita a velikost spálené plochy (Bond a Keeley 2005, Bowman et al. 2011, McLauchlan et al. 2020). Frekvence požáru popisuje, jak často se vyskytují požáry na daném prostoru v určitém časovém úseku (Curt 2018). Nejčastěji se vyjadřuje jako počet požárů na dané lokalitě za rok (Skinner a Chang 1996). S frekvencí je neodlučitelně spjat i tzv. interval návratu požáru (Cyr et al. 2016), tedy časový interval mezi výskytem jednotlivých požárů na dané ploše (Bond a Keeley 2005). Ten mimo jiné vymezuje dobu, po kterou může probíhat obnova ekosystému a pozvolná sukcese (Jensen a McPherson 2008). Období, ve které se požáry na daném území v průběhu roku typicky vyskytují, pak vnímáme jako sezonalitu požáru (Platt 2015). V podmínkách České republiky se lesní požáry vyskytují nejčastěji v období od března do dubna (s obvyklým maximem v dubnu) (Nedělníková et al. 2023). Další důležitou vlastností požárů je jejich intenzita, která bývá chápána jako celkové množství energie, uvolněné při požáru (Keeley 2009, McLauchlan et al. 2020). V souvislosti s tímto parametrem se často udává specifitější ukazatel tzv. intenzita přední linie požáru, která se v praxi využívá při hašení lesních požárů k predikci jejich šíření (Keeley 2009). Rovnici intenzity přední linie požáru popsal Byram (1959) následovně:

$$I = H \cdot w \cdot r$$

Kde:

- I = intenzitu přední linie požáru,
- H = výhřevnost paliva [kW/kg paliva],
- w = množství poskytnutého paliva [kg/m²],
- r = rychlost šíření požáru [m/s].

Je však nutné si uvědomit, že tento ukazatel popisuje pouhou část z celkového množství tepla, které se při požáru uvolní do prostředí. Zaměřuje se pouze na přední linii požáru a zanedbává energii uvolněnou po přechodu plamene (tedy při doutnání a žhnutí) (Keeley 2009).

Významnou vlastností požárů je také jejich závažnost. Ta vystihuje míru dopadů ohně na dané prostředí (Grünig et al. 2022, McLauchlan et al. 2020). Pod pojem závažnost požáru bývají někdy zahrnovány i reakce ekosystému (např. eroze půdy, obnova vegetace a struktury společenství, rekolonizace prostředí živočišnými druhy apod.) na změny vyvolané požárem.

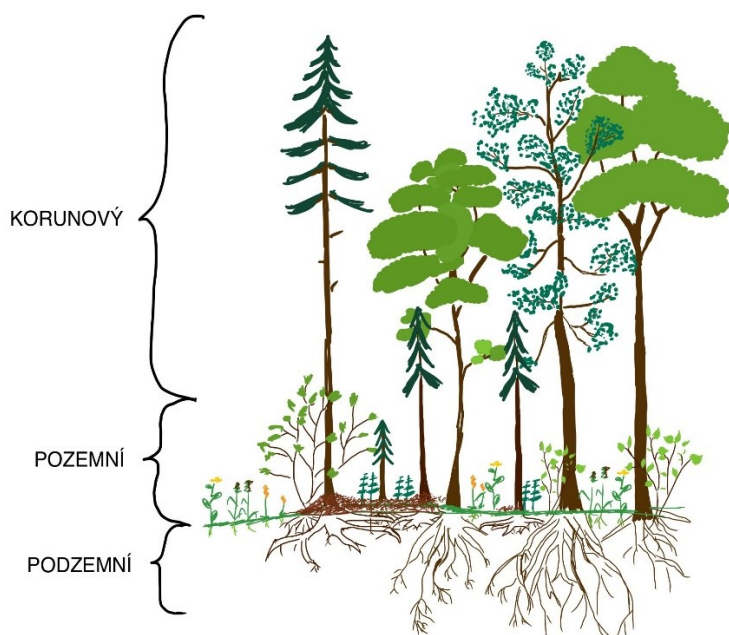
Takovéto pojetí však znesnadňuje její vyčíslení. Empirické studie proto závažnost požáru často vyhodnocují pouze na základě ztrát či změn v nadzemních i podzemních zásobách organické hmoty (Keeley 2009), a to např. prostřednictvím dat o změně ve vegetačním pokryvu (Singleton et al. 2019), měřením úbytku opadanky a fermentačního humusu a zkoumáním charakteristik vzniklého popelu. Závažnost lesního požáru může být ve specifických případech hodnocena také na základě mortality stromů. Avšak jen za předpokladu, že na daném území nejsou zastoupeny druhy, které by byly schopné po požáru vyklíčit z dormantních orgánů rostliny. Jako hlavní faktor ovlivňující míru dopadů ohně na prostředí je v literatuře často uváděna intenzita požáru. Ovšem pro půdní prostředí mohou být zásadní i další parametry, zejména maximální teploty půdy (Keeley 2009) a doba hoření (Keeley 2009, Jang et al. 2017), jež ovlivňuje množství tepla, které se do půdy stihne transportovat (Cochrane a Ryan 2009). Při hodnocení dopadů požáru na ekosystém se kromě závažnosti také často uvádí rozloha spálené plochy, která může být zjištěna pomocí satelitních snímků (Roldán-Zamarrón et al. 2006, Lutz et al. 2011).

2.4.1. Typy požáru

Poslední zde zmíněnou významnou vlastností je typ požáru. Tím se v tomto případě myslí rozdělení dle palivové vrstvy, v níž oheň hoří a typu paliva, který přitom spaluje (Scott a Reinhardt 2001). V literatuře se nejčastěji setkáváme se třemi kategoriemi: požár korunový („crown“), pozemní („surface“) a podzemní („ground“) (Williams 1982, Scott a Reinhardt 2001, Holuša et al. 2018, Liu 2023) (graficky znázorněné na obr. 2). Podzemní požáry spalují biomasu v různých stádiích rozkladu, organickou půdní hmotu a kořeny. Tento materiál je v palivové vrstvě uložen ve větší hustotě nežli palivo u ostatních typů požárů. Z tohoto důvodu podzemní požáry setrvávají déle na jedné ploše a jejich rychlost šíření bývá velmi nízká (Scott a Reinhardt 2001) (v rádech milimetrů až centimetrů za hodinu). Ačkoliv se takovéto požáry šíří pomalu, dokáží hořet několik týdnů až měsíců (Holuša et al. 2018). Převládá při nich fáze doutnání, což umožňuje průběh spalovací reakce i za vyšší vlhkosti paliva. Většinou vznikají následně po pozemním požáru. Platí to i obráceně. Pozemní požáry mohou být následkem požárů podzemních. Podzemní požáry se vyskytují typicky v místech s vysokou akumulací nadložního humusu, v ložiscích rašeliny, aktivního vápence apod. (Holuša et al. 2018). Jsou schopné spálit velké množství organické půdní hmoty, poškodit kořeny stromů a keřů (Scott a Reinhardt 2001), které se pak stávají náchylnější k poškození a úhynu (Holuša et al. 2018).

Druhým typem jsou tzv. pozemní požáry. Ty hoří ve vrstvě opadu (obsahující jehličí, listí, trávu atd.), popadaných kládách a větvích stromů, nízkých keřích a stromcích (Scott a Reinhardt 2001) o výšce maximálně 1,8 m (Nelson 2001). Pozemní požáry jsou nejrozšířenějším typem požárů, se kterým se v přírodě můžeme setkat (Williams 1982). Obecně můžeme říct, že většina lesních požárů začíná a končí právě v pozemní formě (Holuša et al. 2018). Jejich vlastnosti jsou značně ovlivněny podmínkami prostředí (zejména kvalitou paliva, počasím a reliéfem zemského povrchu) (Liu 2023). Konkrétně výška plamenů pozemního požáru se může významně lišit v závislosti na vlastnostech paliva. Při vzplanutí hrabanky bez klestí a větví se výška plamene pohybuje v rozmezí 0,05–0,5 metrů. U hořícího jehličnatého podrostu či nahromaděných popadaných větví, kůry a podobného materiálu pak mohou plameny dosahovat do výšky 2 až 4 metrů (Holuša et al. 2018). Proměnlivá bývá také jejich rychlost šíření. Z počátku se pozemní požáry mohou pohybovat rychlostí přibližně 10–100 m/h. Ovšem poté, co se požár rozroste, se může jeho rychlost šíření pohybovat až v řádech desítek kilometrů za hodinu (Liu 2023). Při pozemních požárech se uvolňuje velké množství tepla, které stoupá vzhůru a zahřívá materiál vyšších vegetačních pater k teplotám vzplanutí (Barrows 1951), což často vede ke vzniku korunových požárů. Je však nutné zmínit, že korunové požáry mohou vzplanout také samovolně (McLauchlan et al. 2020).

Při korunových požárech dochází ke spalování listí, jehličí, větví, lišejníků a dalšího materiálu nacházejícího se v korunách stromů a ve vyšších keřích. Palivo se v této vrstvě akumuluje v menší hustotě s vyšší vlhkostí než u požárů pozemních. Korunové požáry se šíří několikanásobně rychleji než požáry pozemní (Scott a Reinhardt 2001) a postihují plochy s velkou rozlohou. Jsou extrémně nebezpečné (Holuša et al. 2018) a v porovnání s pozemními požáry mají závažnější a dlouhodobější následky na prostředí zahrnující téměř jistý úhyn stromů, produkci velkého množství kouře, možnou ztrátu živin (Scott a Reinhardt 2001) a narušení vazeb vegetace s půdou, což následně ovlivní zásoby organické půdní hmoty, mykorhizní vztahy, a tedy společenství hub (Pérez-Izquierdo 2020).



Obrázek 2 - Ilustrace tří základních typů požárů podle zasažených pater vegetace.

2.5. Faktory ovlivňující vznik a vlastnosti požáru

Vlastnosti požáru (uvedené výše) a jeho samotný vznik je silně ovlivněn řadou proměnných. Abychom mohli plně pochopit, jaké faktory ovlivňují požár a jakým způsobem, je dobré si nejdříve uvést tři základní podmínky vzniku ohně (Barrows 1951).

2.5.1. Základní podmínky vzniku ohně

Základními podmínkami ke vzniku ohně jsou iniciační energie (teplo), kyslík a palivo. V literatuře se v této souvislosti často setkáváme s pojmem trojúhelník ohně (obr. 3) (Barrows 1951, Williams 1982, Cochrane a Ryan 2009), jenž ilustruje, že ke vzniku ohně je zapotřebí, aby byly přítomné všechny tři faktory dohromady a ve vyvážené bilanci (Barrows 1951, Cochrane a Ryan 2009).



Obrázek 3 - Trojúhelník ohně shrnující základní podmínky ke vzniku požáru (iniciační zdroj energie (teplo), kyslík a palivo).

Hlavním přírodním zdrojem iniciační energie (tepla) ke vzniku požáru jsou blesky a vulkanická činnost. Dalším zdrojem může být také pád kamení. Ke vzniku požárů může dojít vzácně také

bez vnějšího dodání energie, a to zejména v místech s vysokou akumulací organické hmoty jako jsou rašeliniště. Značná část požárů však vzniká v důsledku antropogenní činnosti (Pausas and Keeley 2021), která zahrnuje jak neúmyslné zakládání požárů, tak i žhářství (Ganteaume et al. 2013, Pausas and Keeley 2021) a cílené vypalování lesních ploch (Tacconi et al. 2007). V některých oblastech může dokonce lidský iniciační faktor převyšovat nad přírodními příčinami vzniku požáru (Tacconi et al. 2007, Ganteaume et al. 2013). Ganteaume et al. (2013) uvádí, že nejčastější příčinou požárů v Evropě, zejména pak v oblasti středozevního moře, je žhářství. Na území ČR je vznik lesních požárů z 50 % připisován lidské nedbalosti (zbylých téměř 50 % příčin lesních požárů zůstává v ČR neobjasněno, nebo spadá do kategorie neprokázaného zavinění) (Nedělníková et al. 2023). Člověk zároveň nepřímo přispívá ke vzniku požárů tím, jak ovlivňuje změnu klimatu, která vede k extrémním projevům počasí (Achard et al. 2008, Pausas and Keeley 2021).

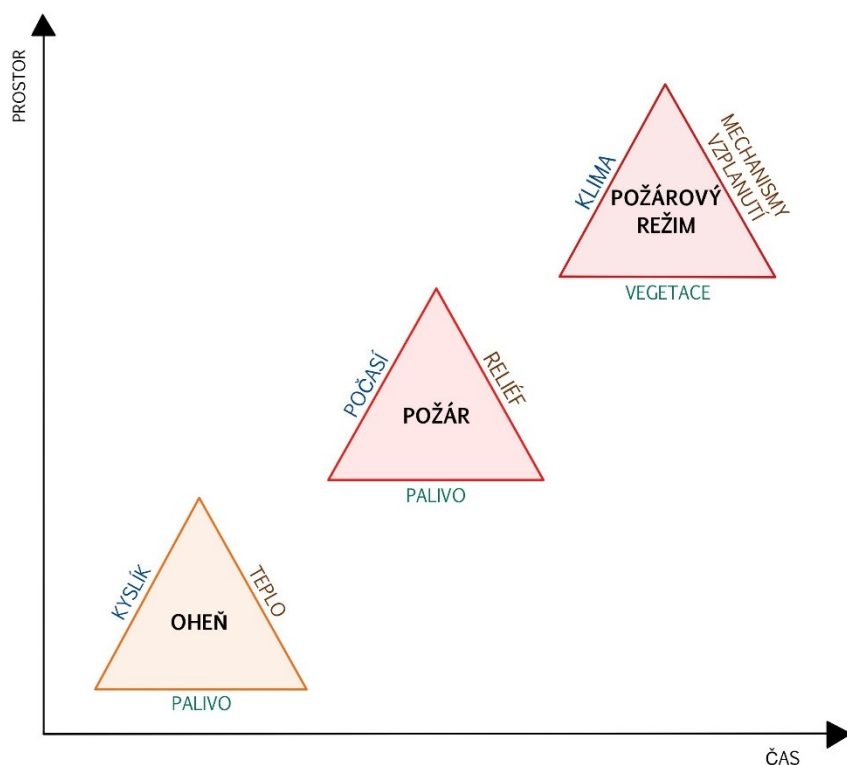
Druhou podmínkou vzniku ohně je přítomnost kyslíku. Ten je v atmosféře za běžných podmínek obsažen v dostatečném množství, aby mohlo ke vznícení požáru dojít. Ovšem v případě, že dostupnost kyslíku náhle poklesne, může dojít k uhašení ohně. To se stává například při vysoké objemové hmotnosti palivové vrstvy, kdy je znatelně omezen přístup a cirkulace kyslíku v celém objemu paliva (Barrows 1951). Je také nutné uvést, že nároky požáru na kyslík se výrazně liší v závislosti na dané fázi spalování. Při fázi doutnání jsou minimální potřebné koncentrace kyslíku k zajištění průběhu reakce hoření výrazně nižší než u fáze plamene (Qin et al 2024).

Třetím, velmi podstatným faktorem ke vzniku požáru, je palivo (Barrows 1951), jež je (v případě přírodních požárů) poskytováno živou či odumřelou biomasou (Nolan et al. 2022). Většinou se jedná především o spadané listí, jehličí, větvičky, kůru a také o stojící trávy a keře. Ve specifických případech může být palivem i materiál v korunách stromů, popadané klády nebo rostlinný materiál ve vyšším stavu rozkladu (Sullivan 2017 a).

2.5.2. Faktory ovlivňující požár

S narůstající plochou a časem se však faktory, které mají hlavní vliv na požárovou aktivitu, mění (Moritz et al. 2005, Cochrane a Ryan 2009, Davis a Moritz 2013) (viz obr. 4). Pokud jsou splněny výše zmíněné podmínky (přítomnost iniciační energie, kyslíku a paliva), dochází ke vzniku ohně (Barrows 1951, Williams 1982, Cochrane a Ryan 2009), jenž může za příznivých podmínek přejít v požár. Samotný vznik požáru a jeho následné vlastnosti jsou do značné míry

determinovány počasím, reliéfem zemského povrchu, vlastnostmi paliva (Holsinger et al. 2016, Sullivan 2017 a) a jejich vzájemnými interakcemi (Barrows 1951, Liu et al. 2021).



Obrázek 4 - Schéma znázorňující změny faktorů požárové aktivity v závislosti na prostorovém a časovém měřítku (zpracováno na základě informací dle Moritz et al. 2005, Davis a Moritz 2013). V nejmenším měřítku se bavíme o vzniku ohně, který umožňuje společná přítomnost iniciačního zdroje energie (tepla), kyslíku a paliva (Barrows 1951, Williams 1982, Cochrane a Ryan 2009). Oheň může za příznivých podmínek přejít v požár, jehož následné chování je určováno zejména počasím, reliéfem zemského povrchu a opět palivem. V největším měřítku pak hovoříme o požárovém režimu, jehož charakter je ovlivňován především klimatem, mechanismy vzplanutí a vegetací (Davis a Moritz 2013).

Mezi hlavní meteorologické prvky ovlivňující vznik a vlastnosti požáru patří zejména teplota vzduchu, úhrn srážek, relativní vlhkost vzduchu a povětrnostní podmínky (Barrows 1951, Jolly et al. 2015, Holsinger et al. 2016). Baines (1990) uvádí, že rychlost šíření požáru je nejvíce ovlivňována povětrnostními podmínkami, jelikož vítr zefektivňuje přenos tepla jak radiací, tak i konvekcí. A to například tak, že ohýbá a natahuje plamen vpřed, což přispívá k rychlejšímu ohřevu okolního paliva. Vítr zároveň zásobuje přední linii požáru kyslíkem, čímž podporuje spalovací reakci. Dále může roznášet rozžhavené částice do okolí, tím zakládat oheň na vzdálenějších plochách, a výrazně tak zrychlit šíření požáru (Liu et al. 2021). Kromě výše uvedeného má počasí značný vliv také na jiné faktory určující vznik a vlastnosti požáru, jako je vlhkost paliva a přítomnost iniciační energie (zprostředkovaná blesky) (Flannigan et al. 2016). Některé meteorologické prvky mohou být zároveň krátkodobě ovlivněny v důsledku samotného působení požáru. Např. teplo vznikající při požáru může podpořit vznik silných větrů urychlujících šíření požáru (Liu et al. 2021). Dalším příkladem je efekt, kdy požárem

emitované pevné částice mohou v atmosféře působit jako kondenzační jádra a přispívat tak ke vzniku oblaků. Tím může být následně ovlivněna také relativní vlhkost vzduchu a radiální bilance zemského povrchu (Liu et al. 2014).

Charakter požáru je také do jisté míry určován reliéfem zemského povrchu (Barrows 1951, Holsinger et al. 2016, Sullivan 2017 a). Například rychlost šíření požáru je přímo ovlivňována svahovitostí. Jelikož energie plamene je efektivněji předávána okolnímu materiálu směrem do svahu, rychlost šíření požáru se při pohybu do svahu výrazně zvyšuje (Holsinger et al. 2016). Reliéf zemského povrchu má zároveň vliv na některé meteorologické jevy. Existují specifické tvary reliéfu, které přispívají k utváření přízemních větrů, jež mohou následně napomáhat k rychlejšímu šíření požáru. Geomorfologie zemského povrchu (zejména nadmořské výška, orientace a sklon svahu) může také částečně ovlivňovat některé parametry paliva (Liu et al. 2021) (jako je jeho typ, rozložení v prostoru a vlhkost), což se opět projeví na vlastnostech požáru (Holsinger et al. 2016).

2.5.2.1. Vliv vlastností paliva na vznik a charakter požáru

Řada autorů se shoduje na tom, že vlastnosti paliva mají ohromný vliv na vznik a následné chování požáru (např. Barrows 1951, Scott a Reinhardt 2001, Flannigan et al. 2016, Küçük a Aktepe 2017, McLauchlan et al. 2020). Konkrétně chování lesních požárů je výrazně určováno vlastnostmi pozemní palivové vrstvy, zejména opadu (Varner et al. 2015). Z Byramovi rovnice (již zmíněné v kapitole o vlastnostech požáru) vyplývá, že množství paliva a jeho výhřevnost má přímý vliv na výslednou intenzitu přední linie požáru (Byram 1959). Aldersley et al. (2011) pak uvádí, že pro šíření požáru jsou naprosto klíčové dva hlavní parametry paliva, tedy jeho množství a hořlavost (kvalita).

Hořlavost bývá vnímána ve třech hlavních rovinách – míra vznětlivosti, množství tepla uvolněného při spalování (neboli spalné teplo) a rychlost šíření ohně (Williams 1982, Pausas et al. 2017). K tomu, aby byla vysoká hořlavost, však nemusí být dodrženy všechny tyto tři roviny zároveň, ba naopak někdy mohou jít i proti sobě. Vysoce vznětlivé palivo (k jeho vzplanutí stačí dodat menší množství tepla), představuje značnou hrozbu vzniku požáru i pokud se při jeho spálení vyprodukuje jen malé množství tepla (Pausas et al. 2017). Ovšem materiály, které mají vysoké spalné teplo významně podporují průběh hoření a umožňují tak efektivnější šíření požáru. K šíření požáru může dojít i pokud není přítomné vysoce vznětlivé palivo s velkým spalným teplem (Williams 1982). K tomu mohou napomoci výše zmíněné faktory prostředí jako je např. vítr (Beer 1991) a reliéf zemského povrchu (Holsinger et al. 2016).

Míru vznětlivosti daného paliva můžeme posuzovat na základě stanovení tzv. teploty bodu vzplanutí (neboli teploty vzplanutí). Jedná se o teplotu, na kterou je palivo nutné ohřát, aby došlo k uvolnění dostatečného množství těkavých látek ke vznícení plamene (Williams 1982, Vidal et al. 2004). Pomocí tohoto parametru můžeme také odhadnout, kolik tepla je přibližně nutno dodat palivu, aby se požár mohl dále šířit (Liu et al. 2021). Čím nižší je teplota bodu vznícení paliva, tím méně energie stačí dodat, aby došlo k jeho vznícení (Vidal et al. 2004, Liu et al. 2021). Druhým podstatným parametrem je tzv. teplota bodu hoření (neboli teplota hoření), jež je definována jako teplota vyšší než teplota bodu vzplanutí, při které je plamen hořícího paliva viditelný po dobu nejméně 5 sekund (ASTM D 92 1998).

Hlavními vlastnostmi paliva, které určují jeho hořlavost a tím ovlivňují vznik a chování požáru, jsou jeho vlhkost, chemické složení, rozměry a struktura (Zhao et al. 2014, Flannigan et al. 2016, Pausas et al. 2017, McLauchlan et al. 2020, Liu et al. 2021). Vlhkost paliva má naprosto zásadní dopad na hořlavost a chování požáru (Weir a Limb 2013, Varner et al. 2015, de Magalhães a Schwilk 2021, Liu et al. 2021). Palivo o menší vlhkosti přispívá k vyššímu riziku vzniku požáru (Williams 1982). Vlhkost paliva se nejčastěji udává v procentech jako podíl hmotnosti vody obsažené v palivu ku hmotnosti suchého paliva dle následující rovnice (Norum a Miller 1984):

$$\begin{aligned} \text{vlhkost } v \% &= \frac{m_{\text{obsažené vody}}}{m_{\text{suchého paliva}}} \cdot 100 \\ &= \frac{m_{\text{paliva před vysušením}} - m_{\text{vysušeného paliva}}}{m_{\text{suchého paliva}}} \cdot 100 \end{aligned}$$

Voda obsažená v palivu pohlcuje teplo, čímž prodlužuje fázi zahřívání. Při přechodu vody z kapalného skupenství do plynného dochází k dalším ztrátám energie, která by mohla být využita k zahájení pyrolýzy (Nelson 2001). Vznikající vodní pára poté přispívá k ochlazení přední linie požáru a zároveň k naředění koncentrace vysoce hořlavých pyrolýzních plynů (de Magalhães a Schwilk 2021). Všechny tyto mechanismy vedou ke snížení teplot požáru, díky čemuž dochází k převaze produkce termicky stabilních látek nad pyrolýzními plyny, které by byly schopny podpořit šíření požáru (Nelson 2001).

Vlhkost paliva tvořeného živou biomasou je ovlivňována především fyziologickými pochody a schopnostmi rostliny zadržovat vodu, jež jsou druhově specifické (Cochrane a Ryan 2009). V případě odumřelé biomasy, je pak vlhkost paliva určována především mírou absorpce a evaporace vody. Oba tyto mechanismy jsou výrazně ovlivněny podmínkami prostředí, zejména

počasím (de Magalhães a Schwilk 2021) a vlhkostním poměrem půdy (Cochrane a Ryan 2009). Varner et al. (2015) a de Magalhães a Schwilk (2021) poukazují na to, že schopnost opadu absorbovat vodu a udržet si vlhkost může být zároveň odlišná v závislosti na druhu rostliny, ze které opad pochází. Tato schopnost bývá ovlivňována např. morfologií listů, především tloušťkou kutikuly (de Magalhães a Schwilk 2021).

Na určování hořlavosti a chování požáru mají také podstatný vliv fyzické parametry paliva, jako jsou jeho rozměry a struktura (Scarff a Westoby 2006, Weir a Limb 2013, Cornwell et al. 2015, Varner et al. 2015, de Magalhães a Schwilk 2021). Čím vyšší specifický povrch palivo má, tím snadněji vysychá (de Magalhães a Schwilk 2021). Varner et al. (2015) uvádí, že dlouhé zakroucené listy hoří více intenzivně. Fyzické parametry paliva se dále hrají podstatnou roli při utváření pozemní palivové vrstvy (jež vzniká v důsledku ukládání opadu na povrchu půdy). Vlastnosti této vrstvy, jako je její mocnost, objemová hmotnost a porozita se významně podílejí na určování chování přízemních lesních požárů (Scarff a Westoby 2006, Varner et al. 2015, de Magalhães a Schwilk 2021) tím, že ovlivňují dostupnost kyslíku (nutného k podpoření spalovací reakce) a míru evaporace (Scarff & Westoby 2006). Opad s větším specifickým povrchem přispívá k vytvoření pozemní palivové vrstvy s nižší objemovou hmotností, jež umožňuje lepší cirkulaci vzduchu, čímž podporuje hoření (Varner et al. 2015, Qin et al. 2024). Zároveň však takovýto opad s tenkou kutikulou může mít vyšší potenciál absorbovat vodu (Varner et al. 2015). Interakce těchto mechanismů a jejich vliv na chování požáru nejsou zatím plně prozkoumány (de Magalhães a Schwilk 2021). Varner et al. (2015) tvrdí, že pro hořlavost pozemní palivové vrstvy může být důležitá také variabilita fyzických vlastností opadu napříč rostlinnými druhy. Avšak doposud chybí terénní studie, které by toto tvrzení podpořily.

Poslední významnou vlastností paliva určující hořlavost a chování požáru je jeho chemické složení. Jak již bylo zmíněno, palivo je v přírodě poskytováno živou a odumřelou biomasou (Nolan et al. 2022). Základními stavebními jednotkami rostlinných tkání je celulóza, hemicelulóza a lignin (Williams et al. 1982). Kdybychom porovnali vznětlivost těchto polymerů, zjistili bychom, že nejprve podléhá hoření hemicelulóza, následuje celulóza a nakonec lignin (Yang et al. 2007). Hemicelulóza by se tedy mohla zdát jako nejvíce hořlavá, ovšem nejvyšším spalným teplem disponuje lignin (Demirbas a Demirbas 2009).

V rostlinných tkání je také zastoupena řada sloučenin, které mají na hoření tlumící efekt. Jedná se především o látky s vyšším obsahem fosforu, dusíku, minerálních prvků a hydroxidů kovů (Costes et al. 2017). Mezi takovéto látky se řadí např. oxid křemičitý (Varner et al. 2015),

kyselina fytoová a proteiny (Costes et al. 2017). Určitými tlumícími schopnostmi hoření se vyznačuje také celulóza (Williams 1982, Costes et al. 2017). Míra těchto schopností může být posílena zvýšeným obsahem anorganických solí (Costes et al. 2017). Tento fakt podpořili Williams a Horne (1994), kteří po přidání metalických solí (CuSO_4 , NaOH , Na_2CO_3 , NiCl_2 , NaCl) k celulóze pozorovali zvýšenou produkci termicky stabilních látek. Tyto látky přispívají k tvorbě izolační vrstvy, jež omezuje difuzi tepla a kyslíku na povrchu paliva, což vede ke zpomalení procesu hoření. Podobné výsledky při zkoumání celulózy sledovaly i další studie zaměřující se na přídatky MgCl_2 , ZnCl_2 , K_2CO_3 a KCl (Costes et al. 2017).

Rostliny zároveň obsahují látky s opačným efektem, tedy se schopností hoření podpořit či urychlit (Cochrane a Ryan 2009). Jedná se o řadu organických těkavých látek (VOC), jež jsou považovány za vysoce hořlavé, díky své nízké teplotě vzplanutí (Dudareva et al. 2013, Küçük a Aktepe 2017). Nejvíce zastoupenými skupinami VOC v přírodě jsou terpeny a terpenoidy, fenypropanoidy, deriváty mastných kyselin a aminokyselin a další látky, které jsou vázány na specifický rostlinný druh (Dudareva et al. 2013). Obsah terpenů byl pozorován u většiny zástupců vyšších rostlin, avšak jen omezené množství z nich má schopnost shromažďovat tyto látky do specializovaných zásobních orgánů (Küçük a Aktepe 2017). Např. *Lamaceae* ukládají terpeny do žláznatých trichomů, *Myrtaceae* do sekrečních dutin a rostliny ze skupiny *Coniferae* (jehličnany) do pryskyřičných kanálků (Pausas et al. 2016). Akumulace terpenů u opadu jehličnatých druhů dřevin je zároveň výrazně posílena v důsledku pomalejších dekompozičních procesů (charakteristických pro tento typ materiálu). Vyšší koncentrace terpenů v opadu vedou k rychlejšímu vzplanutí, vyšší výšce plamene a šíření ohně (Ormeño et al. 2009). Zdá se tedy, že vyšší obsah terpenů v palivu umocňuje jeho hořlavost (Ormeño et al. 2009, Pausas et al. 2016, Küçük a Aktepe 2017).

Hořlavost lesního porostu (podobně jak množství paliva a jeho rozložení v prostoru) je silně ovlivněna jeho druhovou skladbou (González et al. 2007, Felton et al. 2016). Mnoho autorů poukázalo na potenciál vyšší hořlavosti jehličnanů, který pravděpodobně souvisí s akumulací esenciálních olejů a pryskyřice. Ganteaume et al. (2011) naměřila u jehličnanového opadu vyšší intenzitu a delší dobu hoření než u opadu listnatých druhů stromů. Lesy s převahou jehličnanů se tedy jeví, jako více náchylné ke vzniku a šíření požárů (González et al. 2007, Schelhaas et al. 2010, Felton et al. 2016). Kromě druhové skladby má na hořlavost vliv i hustota porostu. Sazba porostů na husto zvyšuje pravděpodobnost požárové aktivity (González et al. 2007).

2.6. Vliv dekompozice opadu na vznik a vlastnosti požárů

Všechny výše uvedené vlastnosti materiálu pozemní palivové vrstvy, které se významně podílejí na určování požárové aktivity, jsou do značné míry ovlivňovány dekompozicí (Zhao et al. 2014). V důsledku dekompozice se snižuje množství nahromaděné organické hmoty na povrchu půdy, které by mohlo přispět ke vzniku a šíření požáru (Weir a Limb 2013). V průběhu rozkladu biomasy zároveň dochází k řadě procesů, při kterých se mění fyzické a chemické vlastnosti paliva (Zhao et al. 2014).

Jednou z hlavních chemických přeměn, která se v rámci dekompozice uplatňuje, je rozklad celulózy a ligninu. Jelikož lignin degraduje oproti celulóze pomaleji, dochází v průběhu dekompozice k jeho nahromadění (Pavlů 2018, Zhao et al. 2014). Jak již bylo zmíněno výše, lignin podléhá hoření při vyšších teplotách nežli celulóza (Yang et al. 2007). Zvýšené zastoupení ligninu v opadu může tedy teoreticky snížit jeho hořlavost. Avšak tento efekt se v praxi jeví spíše jako zanedbatelný (Zhao et al. 2014). Weir a Limb (2013) poukazují na to, že vlivem dekompozice opadu dochází k celkovému úbytku hořlavých látek (jako je celulóza, lignin, oleje, tuky a terpeny), což může mít za následek snížení hořlavosti pozemní palivové vrstvy. Některé studie zároveň sledovaly, že v průběhu rozkladu opadu dochází ke změnám v zastoupení minerálních prvků. Ovšem doposud nebylo prozkoumáno, jak tyto změny chemického složení v průběhu dekompozice ovlivňují kvalitu opadu jakožto paliva (Weir a Limb 2013, Varner et al. 2015).

V důsledku rozkladu také dochází ke značným změnám struktury a rozměrů paliva (de Magalhães a Schwilk 2021, Zhao et al. 2014). Tyto změny zahrnují tvorbu pórů a dutin, které přispívají ke snížení objemové hmotnosti a zvětšení specifického povrchu pozemní palivové vrstvy. To umožňuje lepší cirkulaci vzduchu v palivové vrstvě (Zhao et al. 2014) a s ní i dostupnost kyslíku podporující proces hoření (Varner et al. 2015, Qin et al. 2024). Změny struktury a rozměrů opadu v průběhu dekompozice mají zároveň vliv na vlhkostní poměry paliva. Částečně rozložený materiál je díky vyšší přítomnosti pórů schopen absorbovat větší množství vody. Na druhou stranu zvýšená pórovitost podporuje aeraci, což vede k významnému posílení výparu. Za příznivých podmínek počasí je tedy částečně rozložený opad schopen rychle snížit svou vlhkost, a stát se tak velmi hořlavým (Zhao et al. 2014). Avšak čím déle podléhá opad dekompozici, tím méně je jeho hoření efektivní. Pokročilý rozklad totiž výrazně snižuje množství dostupného paliva, které by podpořilo šíření požáru (Weir a Limb 2013).

Rychlost dekompozice závisí na vlastnostech opadu jako je jeho chemické složení. Významnou roli hraje např. poměr C: N, kdy materiál s vysokým C: N zpomaluje rychlost rozkladu, naopak opad s nízkým poměrem C: N rozklad urychluje (Frouz 2018, Pavlů 2018). Další faktor, který výrazně přispívá k urychlení dekompozice opadu je přítomnost půdní fauny (Frouz 2018).

2.7. Vliv nadložních forem humusu na vznik a vlastnosti požárů

Rychlost (efektivitu) rozkladu odumřelé biomasy odrážejí ve své podobě formy nadložního humusu (Rejšek a Vácha 2018). Pomalá dekompozice přispívá k utváření nadložního humusu typu Mor, který je charakteristický zvýšenou akumulací organické hmoty (v podobě fermentační vrstvy) na půdním povrchu. Mor se typicky vyskytuje na stanovištích s kyselými, minerálně chudými půdami s jehličnanovým opadem (Vráblíková a Vráblík 2008). Na dekompozici opadu se u této formy humusu podílí především mikroedafon s převahou hub (Frouz 2018). Mor se dále vyznačuje tím, že jeho jednotlivé horizonty jsou od sebe snadno rozpoznatelné (Vráblíková a Vráblík 2008). V těchto horizontech Moru se hromadí obrovské množství nerozložené organické hmoty, které se pohybuje kolem 80–100 tun sušiny uhlíku na hektar (Rejšek a Vácha 2018).

Od Moru je značně odlišný typ nadložního humusu Mull, u něhož dochází k velmi efektivnímu rozkladu opadu a k jeho mísení s minerální složkou půdy (Ponge 2003). Na tomto efektu se ve velké míře podílí makrofauna, především žížaly (Frouz 2018). Biomasa a biodiverzita půdní fauny je v podmínkách Mullu ohromná. Z mikroedafonu zde, narozdíl od Moru, převládají bakterie (Ponge 2003). Činnost půdních organismů může být v letních měsících (za optimálních podmínek) natolik silná, že dokáže způsobit obnažení minerálního povrchu půdy (Vráblíková a Vráblík 2008). Zásoby nerozložené organické hmoty jsou tedy u nadložního humusu typu Mull malé a za běžných podmínek se pohybují kolem 10 tun sušiny uhlíku na hektar (Rejšek a Vácha 2018). Mull se typicky vyskytuje u půd travinných porostů (Ponge 2003) či u listnatých lesů, ve kterých je zaručena dostatečná vlhkost a přísun živin (Vráblíková a Vráblík 2008).

Jako přechod mezi formou nadložního humusu Mor a Mull můžeme vnímat typ zvaný Moder. Jedná se o formu nadložního humusu, která je typická pro stanoviště listnatých (Vráblíková a Vráblík 2008) či jehličnatých lesů s opadem chudým na živiny a s půdním substrátem s nízkým pH. Tyto podmínky vedou ke zpomalení rozkladu (Ponge 2003) a utváření mocné vrstvy organického materiálu na povrchu půdy, podobně jako je tomu u Moru (Vráblíková a Vráblík 2008). Na rozdíl od Moru však u Moderu nejsme schopni pouhým okem rozlišit dva svrchní horizonty (horizont opadanky od fermentační horizontu) (Rejšek a Vácha 2018). Podmínky

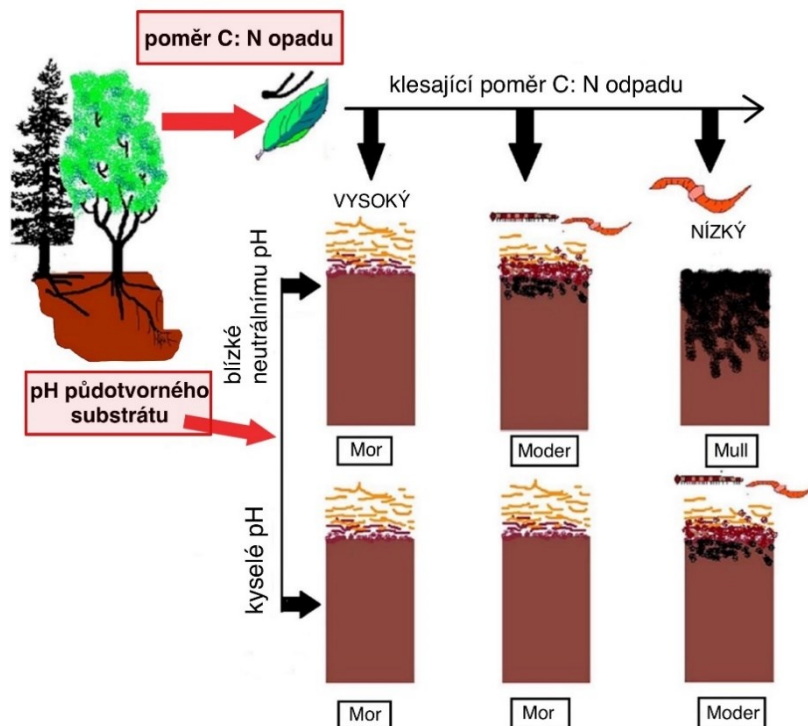
prostředí, ve kterém se Moder nachází, se také značně promítají na složení edafonu. Kyselá půdní reakce umožňuje dominanci houby nad bakteriemi. Makrofauna, jež se v porovnání s Mullem vyznačuje nižší biomasou a druhovou pestrostí (Ponge 2003), se skládá především ze zástupců členovců. Žížaly se zde vyskytují spíše ojediněle. Podobně jako u Mullu, i u Moderu přispívá makrofauna k promísení organické a minerální frakce půdy, ovšem v podstatně menší míře (Vráblíková a Vráblík 2008). Moder disponuje střední zásobou nerozložené organické hmoty, která se pohybuje kolem 30 tun sušiny uhlíku na hektar (Rejšek a Vácha 2018).

Výše uvedené formy nadložního humusu ovlivňují, skrze půdní vlastnosti druhou skladbu nadzemní vegetace, která produkuje opad se specifickými vlastnostmi (Frouz 2018). Jak již bylo uvedeno výše, vlastnosti opadu mají zásadní vliv na chování lesních požárů (Varner et al. 2015). Charakter opadu, především jeho C: N poměr, dále určuje, jak rychle bude probíhat jeho dekompozice, a jaká forma nadložního humusu se díky tomu bude utvářet (Frouz 2018). Ganteaume et al. (2011) uvádí, že s rostoucí mocností opadanky (nejsvrchnějšího nadložního horizontu) se zvyšuje průměrná teplota spalování, maximální výška plamene a celková efektivita šíření požáru. Zvýšenou akumulací organické hmoty na povrchu půdy se vyznačují stanoviště s formou nadložního humusu Mor (Rejšek a Vácha 2018). Pro Mor je zároveň charakteristický jehličnanový opad (Vráblíková a Vráblík 2008), který obsahuje množství vysoce hořlavých látek jako jsou terpeny (Ormeño et al. 2009). Vlastnosti tohoto opadu, především jeho kyselost a obsah sekundárních metabolitů (pryskyřice, flavonoidů, esenciálních olejů), zpomalují jeho dekompozici (Cornelissen et al. 2017), což vede k silné akumulaci látek podporující hoření v pozemní palivové vrstvě (Ormeño et al. 2009). Mohli bychom tedy předpokládat, že vzhledem ke zvýšené akumulaci odumřelé biomasy a obsahu vysoce hořlavých látek v palivové vrstvě budou stanoviště s formou nadložního humusu Mor podporovat vznik a šíření požárů.

2.8. Vliv půdní fauny na vznik a vlastnosti požárů

Na utváření forem nadložního humusu se značně podílí půdní fauna, zejména žížaly, souhrnem činností, které označujeme jako bioturbace (Frouz 2018). Tento pojem můžeme chápat jako transport částic půdy spojený s pohybem půdní fauny. Bioturbace představuje přesun hmoty půdním profilem způsobený mechanickým zahrabáváním organismů a vlivem jejího požití a průchodem trávícím traktem půdní fauny (Ruiz et al. 2023). Míra bioturbace a samotná tvorba forem nadložního humusu závisí na vlastnostech opadu (především jeho C: N poměru) a půdotvorného substrátu (zejména jeho pH) (obr. 5). Pokud je pH půdotvorného substrátu blízké

neutrálnímu a je přítomný opad s nízkým C: N, bude se odumřelá biomasa za pomoci půdní fauny rozkládat rychle a bude vznikat forma nadložního humusu Mull. Naopak pokud bude pH půdotvorného substrátu kyselá a opad s vyšším poměrem C: N, pak dojde ke zpomalení dekompozice, akumulaci organické hmoty na povrchu půdy a v důsledku toho k utváření nadložního humusu typu Mor (Frouz 2018). Frouz (2024) se domnívá, že efekt půdní fauny na strukturu nadložního humusu je významný především u mladých, nevyvinutých půd, kde se tato struktura teprve utváří.



Obrázek 5 - Schéma znázorňující vztah vlastností opadu (jeho poměru C: N), půdotvorného substrátu (jeho pH) a činnosti půdní fauny při utváření forem nadložního humusu (dle Frouz 2018).

Bioturbace má nesmírné dopady na půdní prostředí (Frouz 2018, Ruiz et al. 2023). Vlivem pohybu půdní fauny dochází k utváření různě velkých chodeb a tunelů (Brown et al. 2000), které značně ovlivňují pórovitost půdy (Tomlin et al. 1995, Brown et al. 2000). Půdní fauna, zejména žížaly, se také významně podílí na tvorbě stabilních půdních agregátů (Six et al. 2004, Bohlen et al. 2004). Skrze tyto změny v půdní struktuře má činnost půdní fauny značný dopad také na výměnu plynů (Tomline et al. 1995, Brown et al. 2000, Frouz et al. 2014), kapalin (Bouché a Al-Addan 1997, Capowiez et al. 2014) a pohyb látek v půdním profilu (Tomlin et al. 1995). Žížaly jsou zároveň schopny urychlit koloběh živin v půdě (Lawrence et al. 2003, Fierer 2019) a ovlivnit jejich množství a dostupnost pro rostliny (Brown et al. 2000, Six et al. 2004). Velmi významný je také vliv půdní fauny na koloběh uhlíku (Brown et al. 2000, Frouz et al. 2014). Půdní fauna (především žížaly) může podporovat jak ukládání uhlíku do půdních

zásob, tak i jeho uvolňování do oběhu (Brown et al. 2000, Bohlen et al. 2004). U půd osídlených žížalami teprve nedávno můžeme pozorovat mírný pokles půdních zásob C (v důsledku podpoření mineralizace). Ovšem u vyvinutých, žížalami dlouhodobě obývaných půd se efekt půdní fauny na uhlík obrací a dochází k razantnějšímu ukládání C (vlivem stabilizace C do půdních agregátů) (Brown et al. 2000, Frouz et al. 2014). Uhlík je vlivem činnosti žížal ukládán do minerální půdy na rozdíl od půd bez žížal, kde je ukládán v nadložních horizontech (Frouz et al. 2014).

Všemi těmito mechanismy je půdní fauna (především žížaly) schopna značně přetvářet půdní prostředí, jež tvoří habitat pro mnoho dalších organismů (Brown et al. 2000, Frouz 2018, Singh et al. 2019). Díky tomu jsou žížaly považovány za tzv. ekosystémové inženýry (Jones et al. 1994, Coleman a Crossley 2004, Phillips et al. 2019). Bylo pozorováno, že žížaly výrazně podporují aktivitu mikrobiálního společenstva, která napomáhá k vyšší efektivitě dekompozičních procesů organické hmoty (Brown et al. 2000, Six et al. 2004, Frouz et al. 2018). Lawrence et al. (2003) uvádí, že činnost žížal v půdě může vést k poklesu mykorhizních vztahů a tedy i k přítomnosti mykorhizních hub v půdě. Kromě mikroedafonu má široké působení mikrofauny na půdní prostředí značný vliv také na společenství nadzemní vegetace (Jones et al. 1994, Frouz 2018). Přítomnost žížal typicky přispívá k vyšší úrodnosti půd (Coleman a Crossley 2006) a společně se schopností žížal uvolňovat rostlinné růstové hormony (Orgiazzi et al. 2016) podporuje produkci biomasy (Coleman a Crossley 2006, Fierer 2019). Díky schopnosti modifikovat expresi rostlinných genů, mohou žížaly zároveň přispívat k větší obranyschopnosti rostlin vůči některým parazitům a celkové odolnosti rostlin (Orgiazzi et al. 2016). Růst a fitness rostliny mohou žížaly ovlivňovat také skrze změny v mikrobiálním společenství (Doube et al. 1994). Přítomnost půdní fauny má současně podstatný vliv na druhové složení nadzemní vegetace (Jones et al. 1994, Fierer 2019) a tedy i na vlastnosti přítomného opadu (Frouz 2018), čímž, jak se domnívám, může ovlivňovat vznik a chování požárů.

Velký význam pro požárovou aktivitu může mít také schopnost půdní fauny výrazně snižovat množství přítomného opadu. Na schopnost půdní fauny redukovat organickou hmotu na půdním povrchu poukázala již řada autorů (např. Lawrence et al. 2003, Bohlen et al. 2004, Frouz 2018, Heděnc et al. 2022). Heděnc et al. (2022) uvádí, že v podmínkách lesů mírného pásu půdní fauna odstraní 79,2 % z celkového ročního opadu. V extrémních případech může činnost žížal vést až k úplné eliminaci svrchní vrstvy pokryvu lesní půdy (organického horizontu) (Bohlen et al. 2004). Mohli bychom tedy předpokládat, že vlivem redukce odumřelé

biomasy, která slouží jako palivo, bude přítomnost půdní fauny snižovat pravděpodobnost vzniku a následného šíření požáru.

3. Materiál a metodika

V rámci této diplomové práce byl založen laboratorní experiment, který umožnil porovnat efekty různých druhů stromů, stupně vývoje půdy a přítomnosti žížal na jednotlivé parametry hoření vrstvy nadložního humusu. Zároveň bylo provedeno laboratorní měření fyzikálních vlastností určující hořlavost svrchní pěticentimetrové vrstvy půdního profilu, tedy vrstvy nadložního humusu vyskytující se v daném porostu.

Experiment spočíval v simulaci půdních profilů pro 4 typy lesních porostů (olšový, dubový, smrkový a borový) s půdami v 2 odlišných stádiích vývoje (s iniciální a vyvinutou půdou) vložených do kovových krabiček o rozměrech 40x210x297 mm. Do poloviny krabiček byly přidány žížaly, druhá polovina krabic byla ponechána bez žížal. Po uplynutí 4,5 měsíce od založení pokusu byly krabičky postupně zapalovány a přitom byly měřeny parametry charakterizující jejich hoření (rozdíl teplot, doba hoření, doba doutnání, výška plamene, délka dráhy hoření). V rámci laboratorního měření pak byla stanovena teplota bodu vzplanutí a hoření, spalné teplo, tepelná kapacita, polní vodní kapacita a objemová hmotnost pěticentimetrové vrstvy nadložního humusu vyskytující se pod daným druhem stromu (olše (*Alnus glutinosa*), dub (*Quercus robur*), smrk (*Picea omorica*), borovice (*Pinus nigra*)).

3.1. Lokalita

Téměř veškerý materiál na přípravu experimentů (kromě iniciální půdy a žížal) a všechny vzorky byly odebrány v areálu Vintířovské výsypky v Karlovarském kraji (obr. 6). Tato oblast se nachází mezi 450 až 520 m n. m. a její podloží je tvořeno mírně alkalickými (pH 8) třetihorními jíly (s převahou illitu a kaolinitu) (Frouz et al. 2001, Frouz et al. 2013). Průměrný roční úhrn srážek zde činí 650 mm a průměrná roční teplota se pohybuje kolem 6,8 °C (Šourková et al. 2005). Nedaleko byla odebrána také iniciální půda, a to z výsypky poblíž města Nové Sedlo (obr. 6). Na této ploše probíhá dlouhodobý výzkum, v jehož rámci bylo vybudováno experimentální povodí FALCON. Jedná se o jedno ze tří uměle vytvořených povodí na světě. Na tomto povodí jsou napodobeny jak rekultivované, tak nerekulitované plochy. Rekultivovaná část je tvořena urovnanou plochou osázenou olšovým porostem. Nerekulitovanou část tvoří zvlněné plochy, které napodobují nasypané výsypky, jež byly ponechány sukcesním procesům (Frouz et al. 2020). Právě z těchto nerekulitovaných ploch

bylo v rámci této diplomové práce odebráno množství iniciální půdy k založení pokusu. Žížaly byly nasbírány ze dvou lokalit smíšených porostů (obr. 8) v Praze Modřanech, které se od sebe nacházely ve vzdálenosti přibližně 130 m.

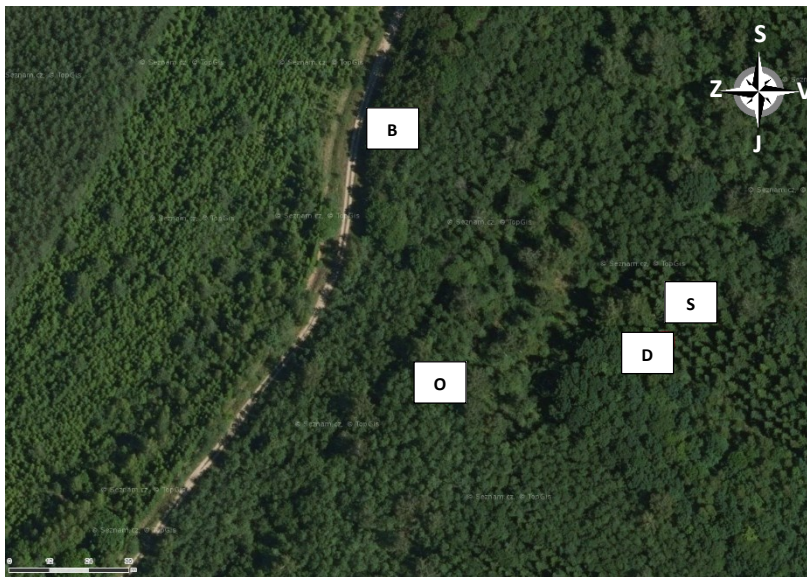
3.2. Odběr vzorků, materiálu a příprava experimentu

Pro experiment byly odebrány čtyři odlišné typy vyvinuté půdy, které se vyskytovaly pod daným typem porostu – olšovým, dubovým, smrkovým a borovým. Všechny tyto porosty se vyskytovaly na výše zmíněné Vintířovské výsypce (obr. 6) v těsné blízkosti. Maximální vzdálenost mezi nimi činila přibližně 108 m. Přibližné rozložení porostů na odběrové ploše je znázorněno na obr. 7. Půda odebraná z těchto ploch se vyvíjela přibližně 40 let (Frouz et al. et al. 2001). Z uvedených čtyř porostů byl zároveň nasbíráán opad. Pro smrk a borovici bylo také odebráno dostatečné množství fermentační vrstvy, která je pro tento typ stanovišť charakteristická a u sledovaných listnatých stromů se nevyskytuje (Frouz et al. 2013). Dále byla odebrána iniciální půda, tedy půda bez pokročilého vývoje (ze zmíněné plochy na obr. 6). Žížaly byly nasbírány v Praze Modřanech (obr. 8), přičemž jsem se soustředila na druhy *Aporrectodea caliginosa* a *Lumbricus rubellus*, které jsou hojné i na výsypkách poblíž obce Vintířov (Frouz et al. 2001).

Vzorky určené na laboratorní měření jednotlivých fyzikálních veličin popisujících hořlavost představovaly vrstvu svrchních 5 cm půdního profilu (vrstvu nadložního humusu), která byla odebrána vždy pod příslušným typem porostu (obr. 7) na uvedené lokalitě Vintířovské výsypky. Půdní profily jednotlivých typů porostů jsou vyobrazeny na obr. 9. Způsob odběru se u některých fyzikálních veličin mírně lišil. Vzorky na měření polní vodní kapacity a objemové hmotnosti byly odebrány pomocí Kopeckého válečku do hloubky 5 cm od povrchu půdy včetně opadu a případné fermentační vrstvy. Pro vzorky na měření spalného tepla a tepelné kapacity bylo lopatkou odebráno zmíněných 5 cm svrchní vrstvy nadložního humusu do sáčků. Vzorky pro stanovení teploty bodu vzplanutí a hoření byly odebírány pomocí speciálního kovového válce (obr. 10) o délce 28 cm a průměru 5,5 cm, který byl navržen a vyroben na Ústavu energetiky Vysoké školy chemicko-technologické v Praze (VŠCHT). Tento válec byl pomocí palice zatlučen do 5 cm půdního profilu a poté byl opatrně vyjmut. Toto bylo prováděno opakovaně, dokud se materiálem nenaplnil celý válec (obr. 11). Odběr vzorků určených na měření jednotlivých fyzikálních veličin popisujících hořlavost nadložní vrstvy humusu byl prováděn od podzimu 2022 do podzimu 2023.



Obrázek 6 – Mapa znázorňující výsypky, ze kterých byl odebrán materiál na přípravu experimentů a vzorků (kromě žíhal). Modře vybarvená plocha označená písmenem I představuje místo, ze kterého byla odebrána iniciální půda pro založení pokusu simulující půdní profily. Na žlutě vybarvené ploše označené písmenem V se nacházely všechny 4 typy porostu. Z této plochy byla odebrána vyvinutá půda a veškerý zbylý materiál (s výjimkou žíhal) pro přípravu experimentů a všechny vzorky určené pro laboratorní měření fyzikálních vlastností popisujících hořlavost.



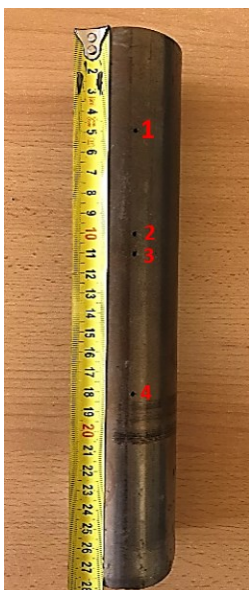
Obrázek 7 – Letecký snímek znázorňující plochu, ze které byly odebírány vzorky a materiál pro založení experimentu (kromě iniciální půdy a žíhal). Jednotlivá písmena znázorňují přibližné rozložení jednotlivých porostů na ploše (O = olšový, D = dubový, S = smrkový, B = borový).



Obrázek 8 – Mapa lokality odběru žížal. Bod 1 a 2 znázorňuje stanoviště, ze kterých byly žížaly nasbírány.



Obrázek 9 – Půdní profily, jež se vyskytovaly pod daným typem porostu (olšový – vlevo nahoře, dubový – vpravo nahoře, smrkový – vlevo dole, borový – vpravo dole) do hloubky přibližně 20 cm.



Obrázek 10 – Válec vyroben speciálně na odběr vzorku vrstev nadložního humusu a následné stanovení jejich teploty bodu vzplanutí a hoření. Ve válci jsou vyvrtány 4 otvory, které umožňují zasunutí čidel pro měření a regulaci teploty. Jednotlivé otvory jsou označeny červenými čísly, které odpovídají číslům čidel.



Obrázek 11 – Znázornění odběru vzorku na stanovení teploty bodu vzplanutí a hoření. Válec vpravo je téměř plný a je naposledy zatlučen do hloubky 5 cm půdního profilu. Vedle něj je pro porovnání položen prázdný, nezatlučený válec.

Příprava (a následné měření parametrů hoření) v rámci experimentu, simulujícího půdní profil daných typů porostů s půdou v různém stádiu vývoje, byla rozdělena na dvě etapy. Nejprve byl od 22.12.2021 do 11.7.2022 uskutečněn experiment s vyvinutou půdou a poté od 7.10.2022 do 17.2.2023 s iniciální půdou. Příprava experimentu s vyvinutou půdou probíhala následovně. Nejprve jsem ze všech typů odebraných půd vybrala kameny, větvičky a větší kořeny a poté půdu ručně promíchala. Takto upravenou půdu příslušící jehličnatým typům porostů (smrku a borovice) jsem poté rovnoměrně rozprostřela do kovové krabíčky (o rozměrech 40x210x297 mm) tak, aby sahala do 1,5 cm výšky krabíčky (obr. 12). Následně jsem na ni nasypala fermentační vrstvu, jež zabírala 1,5 cm výšky krabíčky (obr. 13). Dále jsem do krabíčky

rozprostřela vrstvu příslušného typu opadu o mocnosti 1 cm (obr. 14). Příprava půdních profilů listnatých typů porostů se mírně lišila. Jelikož se u půd listnatých stromů v přírodě běžně nevyskytuje fermentační vrstva (Frouz et al. 2013), byla na rozprostřenou tentokrát 3 cm vrstvu upravené půdy přidána rovnou vrstva odpadu o mocnosti 1 cm (obr. 15). Po dokončení simulace všech 32 půdních profilů jsem krabičky nechala projít mrazem (cca 24 hodin při teplotě -24 °C), aby se usmrtily přítomné žížaly a jejich kokony a nedošlo tak ke zkreslení výsledků experimentu. Po vyndání krabiček z mrazáku jsem je 48 hod ponechala v pokojové teplotě a následně jsem do poloviny z nich přidala 9 jedinců žížal (7 jedinců druhu *A. caliginosa* a 2 jedince druhu *L. rubellus*). Do vík jsem vyvrtala několik malých děr a přidala jsem vrstvu síťoviny (aby nedošlo k úniku žížal). Všechny krabičky jsem orosila vodou a ponechala jsem je po dobu 133 dnů za občasného zkontrolování a orosení v místnosti o teplotě pohybující se kolem 15 °C. Po uplynutí zmíněné doby (133 dnů) jsem všechny krabičky otevřela a ponechala třídnímu samovolnému sušení za pokojové teploty (cca 22 °C). Podoba krabiček po 133 dnech od jejich založení je vyobrazena na obr. 17. Poté, co byly krabičky ponechány sušení, jsem přistoupila k jejich zapalování a měření hodnot.

Při přípravě krabiček simulující půdní profily s iniciální půdou jsem postupovala podobně s drobnými rozdíly. Nejprve jsem obdobným způsobem upravila iniciální půdu (odstranila z ní kameny, větvičky, kořeny a ručně promíchala), kterou jsem následně ve všech krabičkách (bez ohledu na typ opadu) rozprostřela do vrstvy o výšce 3 cm. Do zbytku krabiček (1cm výšky) jsem pak rozprostřela opad daného druhu stromu (obr. 16). Krabičky jsem opět nechala projít mrazem (cca 24 hod při teplotě -24 °C). Po vyndání a ponechání krabiček 48 hod v pokojové teplotě jsem do poloviny z nich přidala obdobný počet jedinců žížal (v analogickém poměru druhů) jako u vyvinuté půdy. Do vík krabiček jsem také vyvrtala několik malých děr a přidala vrstvu síťoviny. Všechny krabičky (celkem 40) jsem orosila vodou a umístila je do totožné místnosti jako krabičky s vyvinutou půdou, kde jsem je za občasného zkontrolování a orosení ponechala opět po dobu 133 dnů. Poté jsem krabičky, stejně jako u profilů s vyvinutou půdou, vystavila třídnímu samovolnému sušení za pokojové teploty (cca 22 °C) (podoba krabiček v této fázi je vyobrazena na obr. 18). Následně jsem přistoupila k zapalování krabiček a měření hodnot.



Obrázek 12 - Zakládání krabiček simulujících profil vyvinuté půdy u jehličnatých druhů porostu. Do prázdné krabičky přidána příslušná homogenizovaná půda (která je již rozvrstvena v krabičce vpravo).



Obrázek 13 - Zakládání krabiček simulujících profil vyvinuté půdy u jehličnatých druhů porostu. Na homogenizovanou půdu (krabička vlevo) rozprostřena příslušná vrstva fermentační vrstvy. Vpravo je krabička s již přidanou fermentační vrstvou.



Obrázek 14 - Zakládání krabiček simulujících profil vyvinuté půdy u jehličnatých druhů porostu. Do krabičky s příslušnou homogenizovanou půdou a fermentační vrstvou (krabička vlevo) rozprostřena vrstva daného opadu. Vpravo je krabička s již přidáním opadem.



Obrázek 15 - Zakládání krabiček simulujících profil vyvinuté půdy u listnatých druhů porostu. V krabičce vlevo je rozvrstven příslušný typ homogenizované půdy. Na tuto vrstvu je v krabičce vpravo přidán daný druh opadu.



Obrázek 16 – Zakládání krabiček simulujících profil s iniciální půdou. Pro každý typ porostu je zde ukázána dvojice krabiček (olše – vpravo nahoře, dub – vlevo nahoře, smrk – vlevo dole, borovice – vpravo dole). Z každé dvojice je vždy levá krabička naplněna pouze iniciální půdou a v krabičce vpravo je již přidán i příslušný opad.



Obrázek 17 – Porovnání krabiček simulujících profil vyvinuté půdy různých druhů porostu (zleva nejprve olše, poté dub, smrk a nakonec borovice) po 133 dnech (tedy 3 dny před měřením hořlavosti). V horní řadě jsou krabičky bez žížal, ve spodní řadě se pak nacházejí krabičky s žížalami.



Obrázek 18 – Porovnání krabiček simulujících profil s iniciální půdou a s různými typy opadu (zleva v pořadí olše, dub, smrk, borovice) po 133 dnech (tedy 3 dny před měřením hořlavosti). Krabičky v horní řadě byly bez žížal a krabičky ve spodní řadě obsahovaly žížaly.

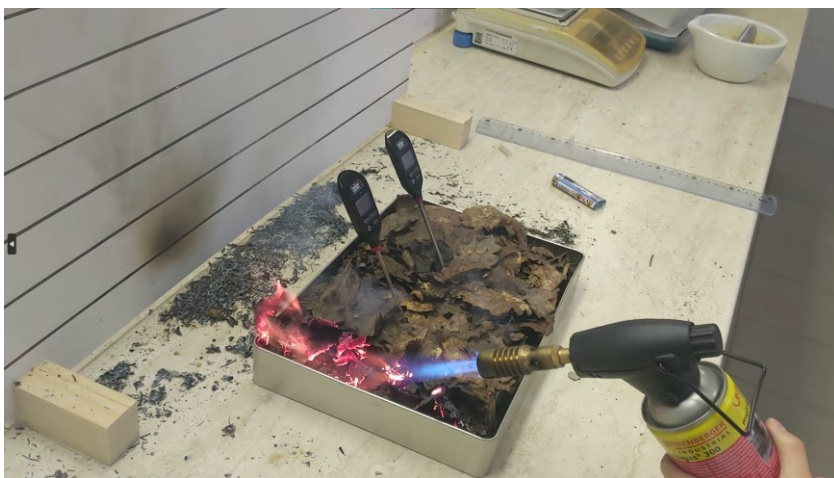
3.3. Měření parametrů hoření vrstvy nadložního humusu

Po uplynutí celkem 136 dnů od založení krabiček se simulovanými půdními profily se přistoupilo k samotnému měření parametrů hoření. Každá z krabiček byla zapálena plamenem plynového hořáku, kterým se po dobu 5 vteřin kopírovala (kratší) stěna krabičky (obr. 19). Po 10 vteřinách se kohout plynového hořáku zastavil a změřily se následující parametry: doba hoření (s), doba doutnání (s), (maximální) výška plamene (cm), délka dráhy (cm) a teploty před a po průchodu ohně (°C). Tímto postupem se zapálila a změřila i druhá strana krabičky a poté i středy krabiček. Podoba krabiček po kompletním zapálení a naměření hodnot je vyobrazena na obr. 20 a 21.

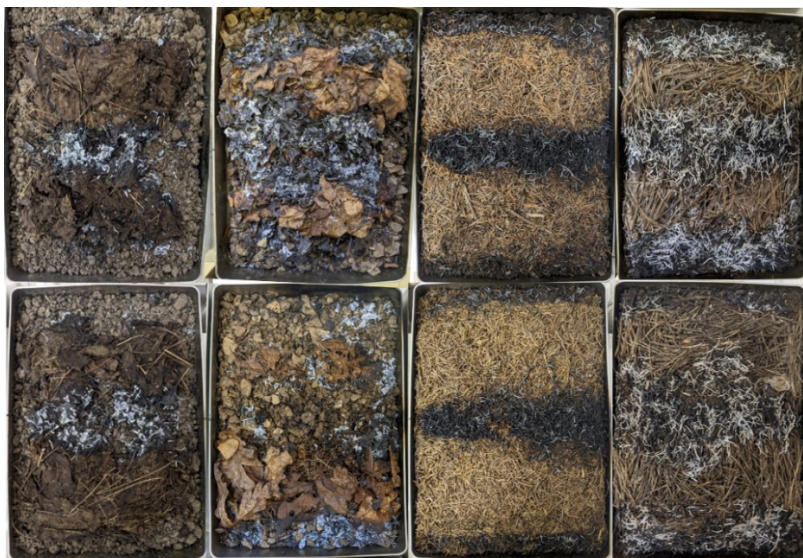
Doba hoření a doba doutnání byly měřeny pomocí stopek od momentu, kdy se vypnul kohout plynového hořáku. V případě doby hoření bylo měření ukončeno v okamžiku, kdy již nebyl viditelný žádný plamen. U doby doutnání tomu pak bylo v momentu, kdy počet žhnoucích a doutnajících částic v krabičce byl roven či menší než 2. Výška plamene v této diplomové práci představuje maximální výšku plamene, která byla po dobu hoření zaznamenána. Výška plamene byla měřena v cm pomocí bílé tabule (obr. 22), na které byly vodorovnými černými čarami vyznačeny intervaly 5 cm. Délka dráhy se měřila od bodu, kde končila plocha vypálená plynovým hořákem, po nejdále vzdálený bod vypálený „samovolným“ hořením. V případě, kdy byl zapálen střed krabičky, se naměřily dvě vzdálenosti – od konce spálené plochy k nejvzdálenějšímu bodu nalevo od středu a poté i napravo do středu krabičky. Teplota se měřila pomocí dvou elektrických teploměrů. Tyto teploměry byly na začátku měření (každého pozorování) zabodnuty do simulovaného půdního profilu ve vzdálenosti přibližně 8 cm od okrajů krabičky (obr. 22). Před zapálením se zaznamenala teplota (půdního profilu) naměřená na obou těchto teploměrech. Po ukončení doutnání se z počátku zaznamenávaly opět teploty na těchto bodech a po ustálení teplot se jeden z teploměrů vyjmul a přesunul do plochy zasažené „samovolným“ hořením. Po prvním etapě pokusu (s vyvinutou půdou) však vyšlo najevo, že po ukončení doutnání se mění vždy pouze hodnota na teploměru nacházejícím se blíže k místu zapáleného hořákem. Proto se v druhé etapě pokusu (s iniciální půdou) měřily, po ukončení doutnání, jen teploty na bližším čidle k místu zapálení. Druhé čidlo posloužilo k naměření teploty v ploše postižené hořením. V případě, že byl hořákem zapálen prostředek krabičky, se po ukončení doutnání vyjmuly oba teploměry a jeden z nich se umístil do plochy zasažené „samovolným“ hořením.

Z naměřených hodnot délky dráhy byl vytvořen parametr „Délka dráhy hoření“, kde u pozorování pálení boků krabiček zůstaly hodnoty neupraveny, avšak pro pozorování pálení

středů byl zhotoven průměr z dvou naměřených vzdáleností (od konce spálené plochy k nejvzdálenějšímu bodu nalevo od středu a poté i napravo do středu krabičky). Zaznamenané teploty byly využity k sestrojení parametru „Rozdíl teplot“ (před a po průchodu ohně), jenž byl vytvořen následovně. Pro pozorování zapálení boku krabičky se spočítal rozdíl teplot z hodnoty naměřené na bližším čidle před průchodem ohně a teploty na totožném čidle po průchodu ohně. V případě pozorování zapálení středu krabičky byl od teploty naměřené v místě zasaženém ohněm odečten průměr teplot před průchodem ohně z obou čidel (levém i pravém). S těmito nově vytvořenými parametry („Délka dráhy hoření“ a „Rozdíl teplot“) se dále pracovalo při statistickém zpracování dat.



Obrázek 19 – Zapálení pravého boku simulovaného půdního profilu v kovové krabičce pomocí plynového hořáku.



Obrázek 20 – Krabičky se simulovanými profily vyvinuté půdy různých typů porostů (zleva olše, dub, smrk, borovice) po spálení. V horní řadě jsou krabičky bez žížal, ve spodní řadě se pak nacházejí krabičky s žížalami.



Obrázek 21 - Krabičky simulující profily s iniciální půdou a s různými typy opadu (zleva v pořadí olše, dub, smrk, borovice) po spálení. Krabičky v horní řadě byly bez žížal a krabičky ve spodní řadě obsahovaly žížaly.



Obrázek 22 – Zobrazení pomůcek k měření jednotlivých parametrů hoření simulovaných půdních profilů.

3.4. Měření fyzikálních veličin popisujících hořlavost

3.4.1. Teplota bodu vzplanutí a hoření

Bod vzplanutí je definován jako minimální teplota, při které se uvolní dostatečné množství plynných látek, které při mísení se vzduchem vytvářejí hořlavou směs. Teplota bodu vzplanutí je stanovena v okamžiku, kdy se po přiložení zdroje ohně (např. plamínek kahanu) šíří plamen touto hořlavou směsí (Vidal et al. 2004, ASTM D 92 1998). Teplota bodu hoření je pak chápána jako nejnižší teplota, při které je přítomná směs plynných látek schopna (po přiložení zdroje ohně) podpořit hoření po dobu nejméně 5 sekund.

Teplota bodu vzplanutí a bodu hoření se v praxi běžně stanovuje pro kapaliny (Vidal et al. 2004, Liu et al. 2021). Za běžných podmínek toto měření probíhá přibližně následovně. Nejprve se kapalným vzorkem o definovaném objemu přelije do testovací nádoby (kelímku). Poté je tento vzorek rychle ohříván. S přibližováním se k teplotě bodu vzplanutí se ohřívání vzorku zpomaluje a dále pokračuje konstantní rychlostí. V momentě, kdy se přibližuje teplota bodu vzplanutí, začne být nad vzorek přikládán zdroj ohně (plamínek kahanu) ve specifikovaných intervalech. V momentě, kdy je po přiložení kahanu viditelný plamen (hoření plynné směsi), je stanovena teplota bodu vzplanutí. Měření poté dále pokračuje mírným kontinuálním navyšováním teplot vzorku za přikládání plamínku kahanu (v definovaných intervalech) až do stanovení teploty bodu hoření. Tedy do momentu, kdy je po přiložení kahanu plamen hořící plynné směsi viditelný po dobu minimálně 5 sekund (ASTM D 92 1998).

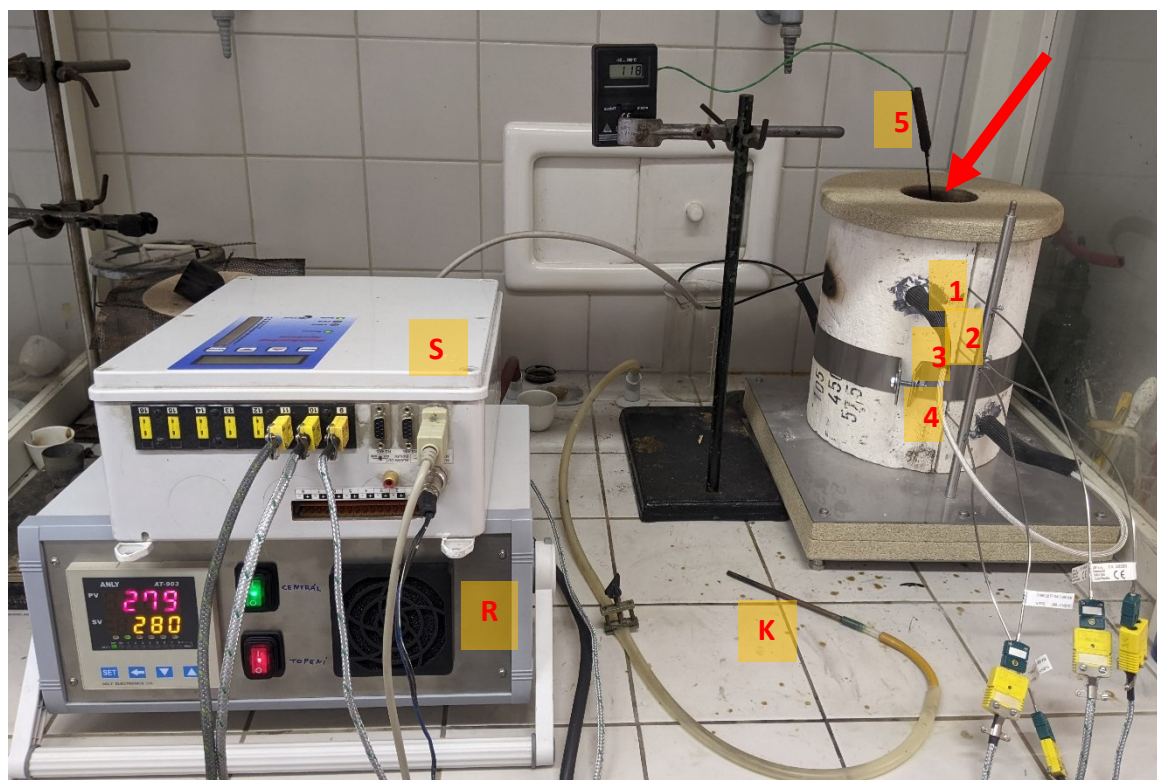
V našem případě, jak bylo uvedeno v předchozí kapitole, však vzorek představoval směs pevných látek tvořenou několikrát se opakující vrstvou svrchních 5 cm půdy (vrstva nadložního humusu). Z tohoto důvodu byla ve spolupráci s odborníky z Ústavu energetiky VŠCHT, jmenovitě panem doc. Ing. Pohořelým, Ph.D. a Ing. Fartákem, Ph.D., navržena specifická metoda umožňující stanovení teploty vzplanutí a hoření těchto vzorků.

Před samotným stanovením teplot vzplanutí a hoření byly vzorky nadložních vrstev humusu v kovových válcích sušeny přibližně po dobu 42 hodin na 105 °C. Verner et al. (2015) uvádí, že k měření hořlavosti se v drtivé většině pracuje právě s předem sušenými vzorky, jelikož demonstrují podmínky, ve kterých se palivo v případech lesních požárů obvykle nachází. Těsně před měřením bodů vzplanutí a hoření byly vzorky vyjmuty a vloženy do speciální aparatury (obr. 23), která byla navržena a zhotovena na Ústavu energetiky VŠCHT. Poté byla každých 5 minut navýšena teplota vzorku o 15 °C. Nárůst teplot vrstev nadložního humusu jednotlivých druhů stromů v průběhu konstantního zahřívání je znázorněn na obr. 24. Poté, co byl nad vzorkem pozorován velký dým vodních par, začal být nad válec přikládán plamínek kahanu. Samotné stanovení teploty bodu vzplanutí a hoření probíhalo stejně jako u kapalin. V momentu, kdy se po přiložení kahanu nesl plamínek hořící směsi plynů, byla stanovena teplota bodu vzplanutí (obr. 25). Poté se pokračovalo v kontinuálním ohřevu vzorku a přikládání kahanu až do okamžiku, kdy hoření směsi těkavých plynů a vzduchu vydrželo nejméně 5 sekund. Tehdy byla stanovena teplota bodu hoření. Počet opakování vzorků vrstev nadložního humusu jednotlivých druhů stromů je shrnut níže (tabulka 1).

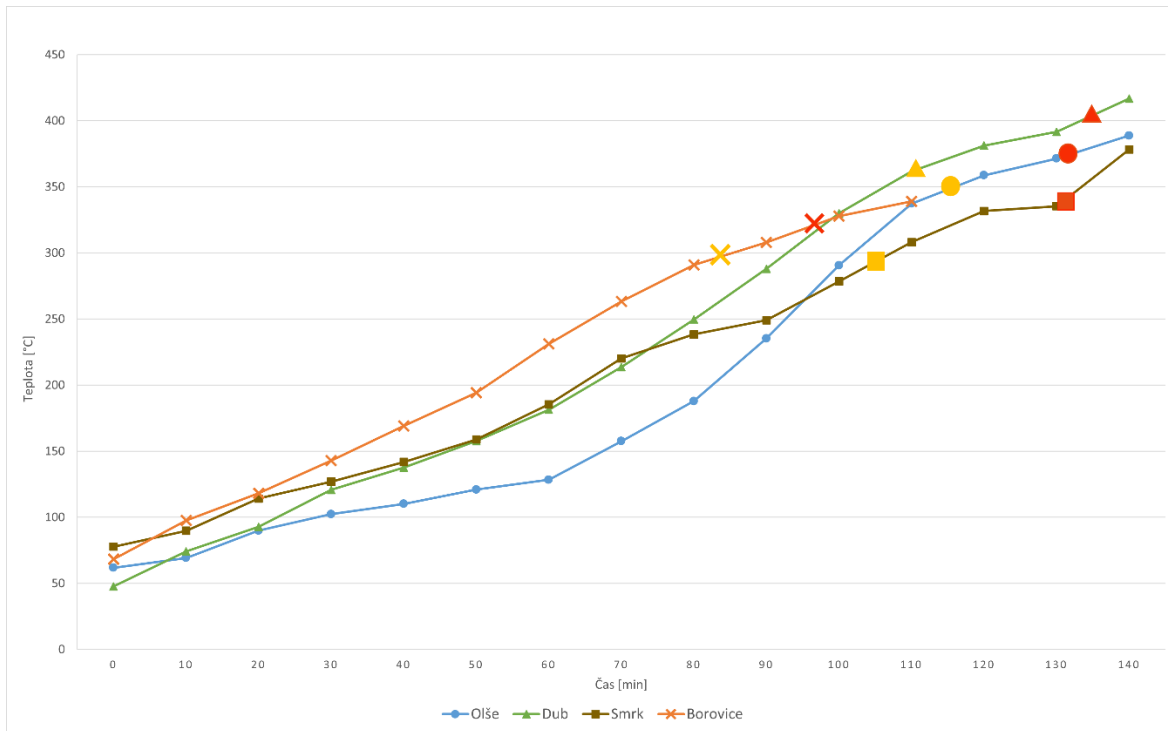
Tabulka 1- Počet opakování vzorků vrstev nadložního humusu jednotlivých druhů stromů pro stanovení teploty bodu vzplanutí a hoření.

Počet opakování pro jednotlivá stanovení teploty		
druh	b. vzplanutí	b. hoření
olše	3	3
dub	3	3
borovice	4	4
smrk	5	4

Teplota bodu vzplanutí a hoření pak byla pro jednotlivá pozorování spočtena jako průměr hodnot naměřených čidlem č. 1 a 3 (poloha čidel je znázorněna na obr. 23).



Obrázek 23 – Aparatura na stanovení bodu vzplanutí a hoření. Červená šipka znázorňuje místo, kde se nachází kovový válec se vzorkem. Okolo válce je kovovou obručí upevněna (bílá) izolační vrstva. Jednotlivá písmena značí: R = řídicí jednotka, pomocí níž se reguloval ohřev vzorku, J = jednotka transportující data naměřená čidly do počítače, K = kahan. Číslice pak značí jednotlivá tepelná čidla. Čidla 1, 3, 4 byla zasunuta do středu válce a sloužila k záznamu teplot. Čidlo 5 sloužilo také k záznamu teplot a bylo zabodnuto do svrchních 2 cm vzorku. Čidlo 2 bylo zasunuto do 2–3 cm vzorku od okraje válce a představovalo regulátor teploty ohřevu vzorku a zároveň i zaznamenávalo teploty.



Obrázek 24 - Narůst teplot vrstev nadložního humusu jednotlivých druhů stromů za konstantního ohřívání. Teploty byly získány jako průměr hodnot zaznamenaných čidlem č. 1 a 3.



Obrázek 25 – Stanovení teploty bodu vzplanutí.

3.4.2. Spalné teplo

Spalné teplo představuje teplo uvolněné dokonalým spálením jednotkového množství paliva. Voda, která při spalování vzniká, z kondenzuje (uvolní své výparné teplo) a nachází se v kapalném stavu (Sheng a Azevedo 2005).

V této práci bylo naměřeno spalné teplo vzorků sestávajících z vrstvy nadložního humusu (svrchních 5 cm půdního profilu) typického pro daný typ porostu. Vzorky byly před samotným

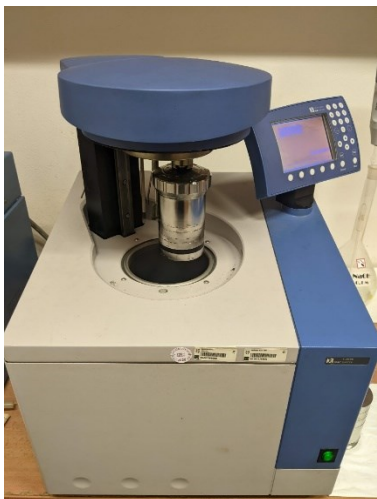
měřením nejprve vysušeny (po dobu 24 hod na 105 °C), poté z nich byly odstraněny kameny, a následně byly homogenizovány pomocí mlýnku (Retsch SM 2000), jenž je znázorněn na obr. 26 (vysušení bylo prováděno před mletím, aby nedošlo k zanesení mlýnku). Takto připravené vzorky (obr. 27) byly opět vráceny do sušárny, aby se zamezilo jejich opětovnému navlhnutí. Poté z nich byla do kovového kalíšku odebrána navážka v rozmezí 0,5–0,7 g. Následně byl kalíšek vložen do držáku na elektrodě bomby. Na zapalovací drátek byla navázána zapalovací bavlnka a její druhý konec byl opatrně umístěn do navážky vzorku v kovovém kalíšku. Poté bylo do kalorické bomby (předem vypláchnuté destilovanou vodou), odměřeno 10 ml 0,1 M NaOH. Nakonec byl připravený držák s kalíškem vložen do bomby, jež byla po dokonalém uzavření přemístěna do kalorimetru. Spalné teplo všech vzorků bylo stanoveno na přístroji IKA 2000 (obr. 28), který provádí veškerá vyhodnocení automaticky. Pro vrstvu nadložního humusu každého ze čtyř druhů stromů (olše, dub, smrk, borovice) byla provedena tři měření. Celkem tedy bylo stanoveno spalné teplo 12 pozorování.



Obrázek 26 – Příklad přístroje Retsch SM 2000, na kterém byly namlety vzorky na měření spalného tepla.



Obrázek 27 – Vzorky vrstvy nadložního humusu různých druhů stromů odebrané na měření spalného tepla před úpravou (čtveřice vlevo) a totožné vzorky po vysušení, homogenizaci a namletí (čtveřice vpravo). V obou čtveřicích jsou nadložní vrstvy humusu jednotlivých druhů stromů uvedeny v tomto pořadí: olše (nahoře vlevo), dub (nahoře vpravo), smrk (dole vlevo), borovice (dole vpravo).



Obrázek 28 - Příklad IKA 2000, na kterém bylo měřeno spalné teplo vzorků.

3.4.3. Tepelná kapacita

Tepelnou kapacitu objektu můžeme vnímat jako množství tepla, které je nutno dodat, aby došlo k ohřátí daného objektu o jednotkový teplotní rozdíl (Schroeder 2021).

Před samotným měřením tepelné kapacity byly vzorky vrstvy nadložního humusu daných druhů stromů sušeny po dobu 24 hodin na 105 °C. Poté byly vzorky uloženy do lednice, kde byly ponechány 24 hodin. Následně byla změřena teplota vzorků (bylo zjištěno, že odpovídá teplotě vzduchu v lednici, tedy 9 °C). Poté byla zjištěna tepelná kapacita termosky následujícím způsobem. Do varné konvice bylo odměřeno 500 ml vody, která byla následně ohřáta na 60 °C. Poté byla tato voda přelita do termosky. Po ustálení teploty vody v termosce byla zaznamenána její teplota pomocí elektrického teploměru. Zároveň byla naměřena teplota vzduchu místnosti (22 °C), ve které měření probíhalo. Tento postup se opakoval celkem třikrát. Následně byla vypočítána tepelná kapacita (C) termosky dle rovnice:

$$C_{\text{termosky}} = \frac{\Delta t_{H_2O} \text{ před a po nalití do termosky} \cdot C_{H_2O} \cdot 500}{60 - 22}$$

Jelikož tepelná kapacita termosky byla zjištěna jako zanedbatelná, nebyla nakonec využita pro další postup stanovení tepelné kapacity vzorků.

Při samotném měření tepelné kapacity vzorků se postupovalo následovně. Připravené vzorky ve třech opakováních pro každý druh stromu byly postupně vyjmuty z lednice. Následně z nich byla zhotovena navážka (m_{vz}) přibližně 100 g, která byla nasypána do termosky obsahující 500 ml vody o známé teplotě (naměřené elektrickým teploměrem). Vrchní otvor termosky byl utěsněn zátkou a skrze ni vedl elektrický teploměr, pomocí kterého byla za občasných míchání sledována teplota obsahu termosky. Po ustálení teploty této směsi byla zaznamenána její

hodnota ($t_{směsi}$). Následně byl vypočítán rozdíl teploty vody před nasypáním navážky vzorku a po ustálení teploty směsi (*změna t*) a poté i samotná tepelná kapacita vzorku (C_{vz}) dle následující rovnice:

$$C_{vz} = \frac{500 \cdot C_{H_2O} \cdot m_{vz} \cdot změna\ t}{t_{směsi} \cdot 9}$$

3.4.4. Polní vodní kapacita a objemová hmotnost

Pro měření polní vodní kapacity byly pod jednotlivými druhy stromů (olše, dub, smrk a borovice) na výše popsaných lokalitách odebrány neporušené půdní vzorky pomocí Kopeckého válečků do hloubky 5 cm od povrchu půdy, včetně opadu a případné fermentační vrstvy ve čtyřech opakováních pro každý druh stromu.

Vzorky byly neprodleně dopraveny do laboratoře a uskladněny v chladničce. Následující den byly vzorky nasyceny vodou. Polní vodní kapacita byla stanovena pomocí podtlakového aparátu s porézní deskou (08.25.21, 15 Bar Ceramic Plate Extractor, © Eijkelkamp). Nasycené půdní vzorky byly umístěny do výše uvedeného přístroje, kde byla měřena objemová vlhkost ustálená při sacím tlaku -33 barů. Objemová vlhkost byla stanovena vážením válečku a jeho následným vysušením a opětovným zvážením. Voda, která se rovnala úbytku hmotnosti, byla vztažena k objemu válečku. Přitom bylo počítáno že specifická hustota vody je 1. Objemová hmotnost pak byla stanovena jako váha suchého vzorku (po odečtení hmotnosti válečku) dělená objemem válečku.

3.5. **Statistické zpracování dat**

Pro data získaná při experimentu se simulovanými půdními profily (pro celý dataset) byly posuzovány vlivy stádia vývoje půdy, druhu stromu a přítomnosti žížal na pět parametrů – Rozdíl teplot, Doba hoření, Doba doutnání, Výška plamene a Délka dráhy hoření pomocí třícestné ANOVA. Následně bylo provedeno porovnání vlivů druhu stromu a přítomnosti žížal na totožných pět parametrů pomocí dvoucestné ANOVA pouze pro data naměřená u půdních profilů s iniciální půdou. Pakliže výsledek dvoucestné ANOVA označil vliv stromu na daný parametr jako signifikantní, byl aplikován LSD post hoc test. Zároveň bylo provedeno porovnání vlivů druhu stromu a přítomnosti žížal na výše uvedené parametry pomocí dvoucestné ANOVA pouze pro data naměřená u půdních profilů s vyvinutou půdou. Pokud byl výsledek vlivu druhu stromu pomocí tohoto porovnání prokázán jako signifikantní, opět byl aplikován LSD post hoc test jako tomu bylo u profilů s iniciální půdou.

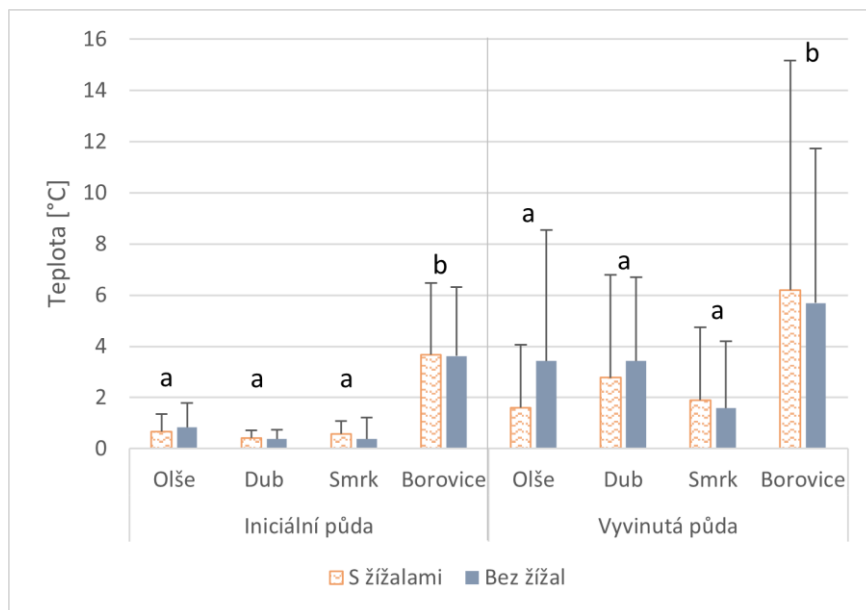
U jednotlivých fyzikálních veličin popisujících hořlavost vrstvy nadložního humusu (teplota vzplanutí, teplota hoření, spalné teplo, tepelná kapacita, polní vodní kapacita a objemová hmotnost) byl pomocí jednocestné ANOVA posuzován vliv druhu stromu. V případě, že ANOVA tento vliv vyhodnotila jako signifikantní, byl aplikován LSD post hoc test.

Veškeré statistické zpracování dat bylo provedeno v programu Statistica 13.0.

4. Výsledky

4.1. Parametry hoření vrstvy nadložního humusu

Výsledky třicestné ANOVA (tabulka 2) prokázaly, že na rozdíl teplot před a po průchodu ohně má vliv jak druh stromu, tak i stádium vývoje půd. Nejvyšší rozdíl teplot byl zaznamenán u simulovaných půdních profilů borovice, které se svými hodnotami významně odlišovaly od profilů všech ostatních druhů stromů. U vyvinuté půdy pak byly naměřené rozdíly teplot pro všechny druhy stromu vyšší v porovnání s iniciální půdou (obr. 29).

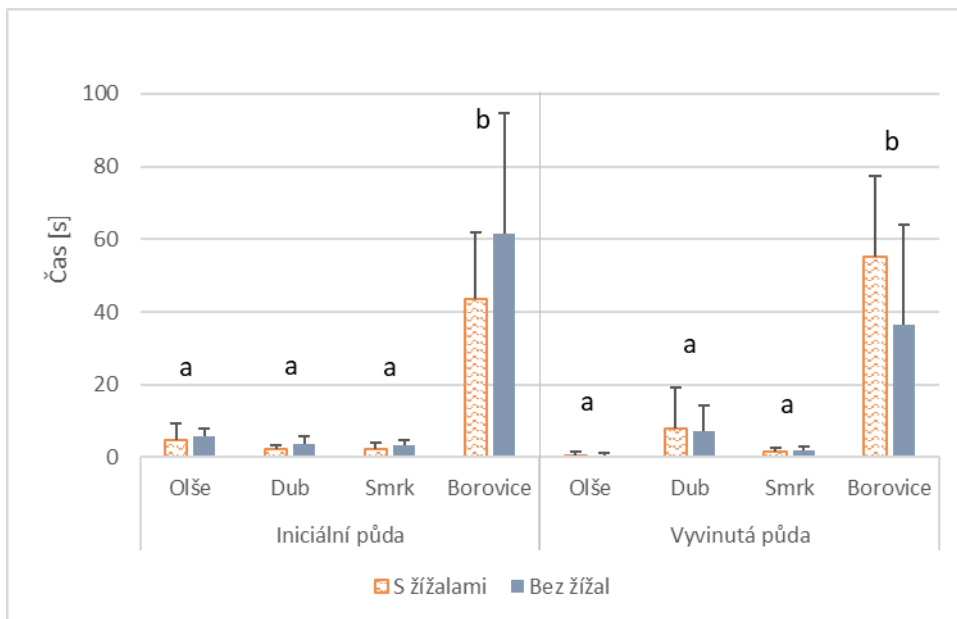


Obrázek 29 - Rozdíl teplot před a po průchodu ohně v závislosti na druhu stromu, přítomnosti žížal a vývoji půdy. Statisticky homogenní skupiny druhů stromů v rámci stejného stádia vývoje půd jsou označeny stejnými písmeny (jednocestná ANOVA, LSD post hoc test $p < 0,05$). Výsledky statistického porovnání vlivu druhu stromu, žížal a stádia vývoje půd pomocí třicestné ANOVA jsou uvedeny v tabulce 2.

Tabulka 2 - Hořlavost vrstvy nadložního humusu simulovaných půdních profilů lesa. Tabulka shrnuje výsledky statistického porovnání vlivu druhu stromu, žížal a stádia vývoje půd na jednotlivé parametry hořlavosti pomocí třicestné ANOVA pro celý dataset a výsledky statistického porovnání vlivu druhu stromu a žížal na identické parametry hořlavosti pomocí dvoucestné ANOVA pro naměřená data iniciální půdy a totožné porovnání pro naměřená data vyvinuté půdy.

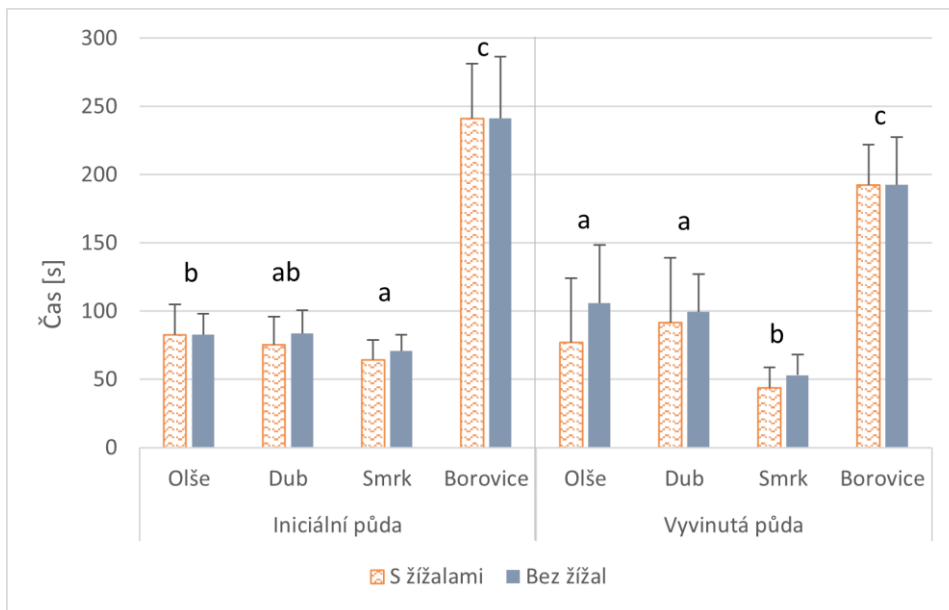
Hořlavost vrstvy nadložního humusu simulovaných půdních profilů						
Data	Prediktor	Rozdíl teplot	Doba hoření	Doba doutnání	Výška plamene	Délka dráhy hoření
Celý dataset	1 stádium vývoje půdy	0,0003	0,3303	0,0126	<0,0001	<0,0001
	2 strom	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
	3 žížaly	0,8100	0,8621	0,0781	0,3095	0,3149
	1 x 2	0,7940	0,1941	<0,0001	<0,0001	<0,0001
	1 x 3	0,9343	0,0086	0,3668	0,8658	0,2718
	2 x 3	0,7758	0,9976	0,7041	0,8219	0,9243
	1x2x3	0,8323	0,0015	0,5751	0,9228	0,4836
Iniciální půda	1 strom	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
	2 žížaly	0,7821	0,0370	0,4514	0,3557	0,0585
	1 x 2	0,9735	0,0504	0,9061	0,9917	0,8792
Vyvinutá půda	1 strom	0,0262	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
	2 žížaly	0,8796	0,0981	0,1236	0,5877	0,9574
	1 x 2	0,8358	0,0516	0,5647	0,7816	0,6552

Třicetná ANOVA dále prokázala, že vliv druhu stromu je významný také pro dobu hoření (tabulka 2). Doba hoření byla opět výrazně vyšší u variant borovice než u všech ostatních druhů stromů (obr. 30). Kromě tohoto vlivu se v případě iniciální půdy ukázal jako signifikantní také vliv žížal (viz výsledky dvoucestné ANOVA v tabulce 2). Na obr. 30 můžeme vidět, že varianty bez žížal se vyznačovaly delší dobou hoření. U vyvinuté půdy již vliv žížal průkazný nebyl (viz. výsledky dvoucestné ANOVA v tabulce 2). Tento rozdíl je také příčinou signifikantní interakce mezi stádiem vývoje půdy a přítomností žížal z třicetné ANOVA (tabulka 2). Jako signifikantní byla také prokázána interakce mezi stádiem vývoje půdy, druhem stromu a přítomností žížal (viz. výsledky třicetné ANOVA v tabulce 2).



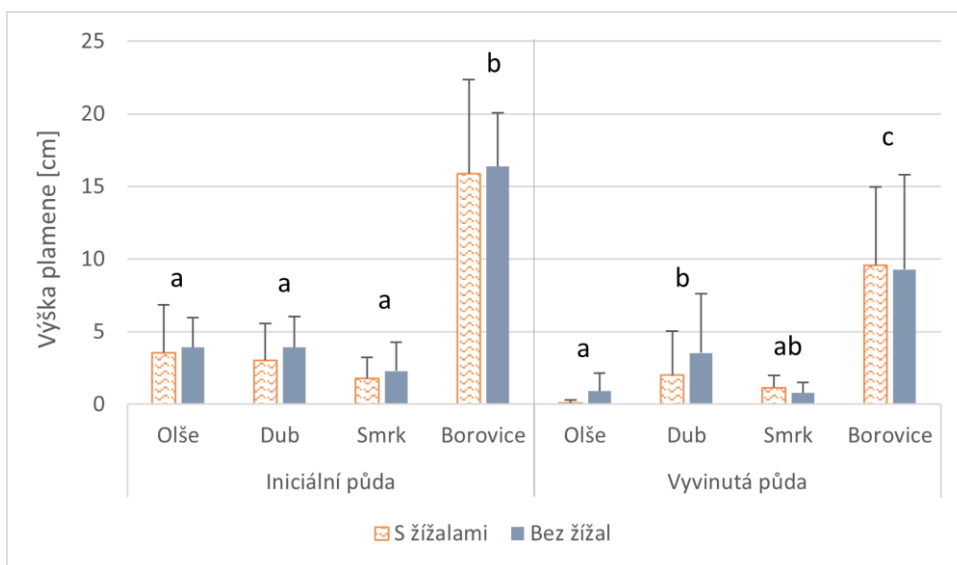
Obrázek 30 - Doba hoření v závislosti na druhu stromu, přítomnosti žížal a vývoji půdy. Statisticky homogenní skupiny druhů stromů v rámci stejného stádia vývoje půd jsou označeny stejnými písmeny (jednocestná ANOVA, LSD post hoc test $p < 0,05$). Výsledky statistického porovnání vlivu druhu stromu, žížal a stádia vývoje půd pomocí třícestné ANOVA jsou uvedeny v tabulce 2.

Pro dobu doutnání stanovila třícestná ANOVA (jejíž výsledky jsou uvedeny v tabulce 2) jako průkazný vliv stádia vývoje, vliv druhu stromu a zároveň jejich vzájemnou interakci. Simulované půdní profily borovice se opět vyznačovaly nejvyššími naměřenými hodnotami (tentokrát doby hoření), které se výrazně se lišily od půdních profilů zbylých druhů stromů. U vyvinuté půdy se od ostatních druhů stromů odlišovaly také hodnoty smrku. Průměrné hodnoty doby doutnání simulovaných půdních profilů listnatých druhů stromů si byly podobné (obr. 31), jako tomu bylo i u předešlých naměřených parametrů hoření (obr. 29 a 30).



Obrázek 31 - Doba doutnání v závislosti na druhu stromu, přítomnosti žížal a vývoji půdy. Statisticky homogenní skupiny druhů stromů v rámci stejného stádia vývoje půd jsou označeny stejnými písmeny (jednocestná ANOVA, LSD post hoc test $p < 0,05$). Výsledky statistického porovnání vlivu druhu stromu, žížal a stádia vývoje půd pomocí třícestné ANOVA jsou uvedeny v tabulce 2.

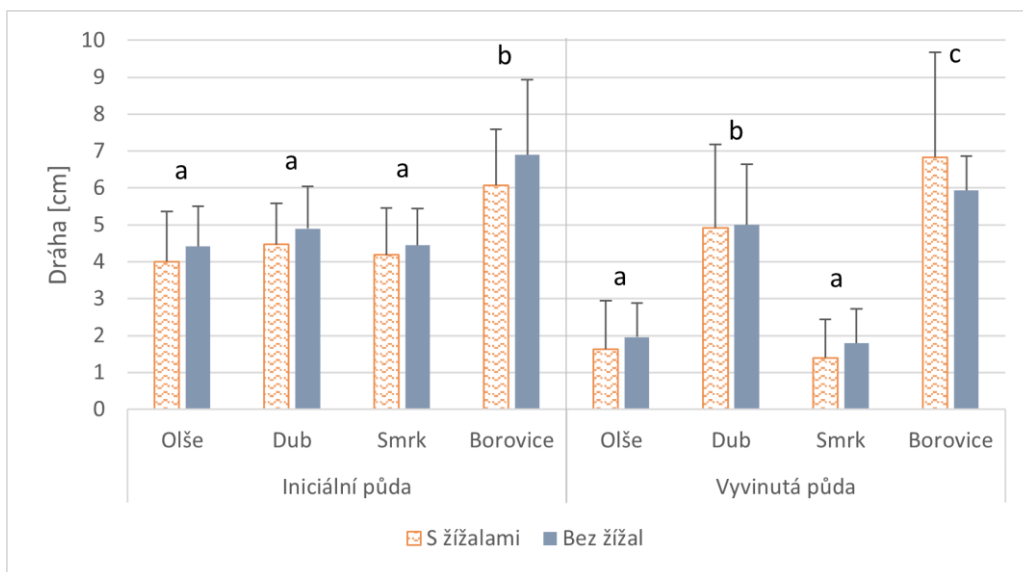
Výsledky třícestné ANOVA (tabulka 2) prokázaly vliv stádia vývoje půdy a vliv druhu stromu na výšku plamene a jejich vzájemnou interakci. Nejvyšší plamen byl zaznamenán u simulovaných půdních profilů typických pro borovici, které se svými hodnotami opět významně lišily od všech ostatních druhů stromů (obr. 32).



Obrázek 32 - Výška plamene v závislosti na druhu stromu, přítomnosti žížal a vývoji půdy. Statisticky homogenní skupiny druhů stromů v rámci stejného stádia vývoje půd jsou označeny stejnými písmeny (jednocestná ANOVA, LSD post hoc test $p < 0,05$). Výsledky statistického porovnání vlivu druhu stromu, žížal a stádia vývoje půd pomocí třícestné ANOVA jsou uvedeny v tabulce 2.

Výsledky třícestné ANOVA (tabulka 2) taktéž prokázaly vliv stádia vývoje půdy, vliv druhu stromu a jejich vzájemnou interakci na délku dráhy ohně. Délka dráhy ohně byla vyšší u

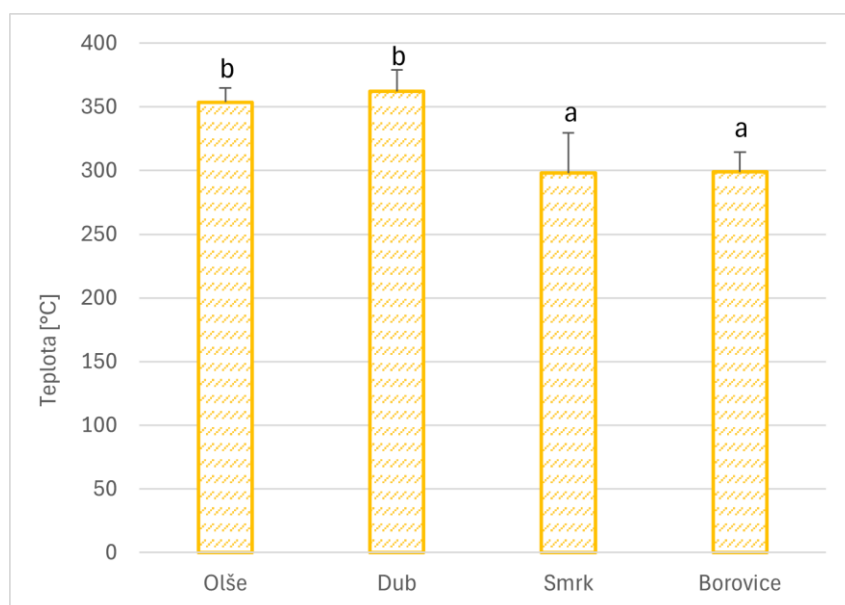
simulovaných půdních profilů s iniciální půdou oproti verzím s půdou vyvinutou, ovšem tento efekt se lišil mezi jednotlivými druhy stromů. Nejvyšší průměrná hodnota délky dráhy byla zaznamenána opět u simulovaných půdních profilů borovice, odlišující se od všech ostatních druhů stromů, a to jak v případě vyvinuté, tak i nevyvinuté půdy. U iniciální půdy si byly zbylé druhy (olše, dub a smrk) mezi sebou podobné. Avšak u vyvinuté půdy byla délka dráhy ohně příslušící dubu výrazně vyšší než u olše a smrku (obr. 33). V případě iniciální půdy byl také vliv žížal marginálně signifikantní ($p=0,0585$) (tabulka 2). U variant s žížalami byla délka dráhy ohně nižší oproti variantám bez žížal (obr. 33). Ovšem v simulovaných půdních profilech vyvinuté půdy tento efekt nebyl průkazný (tabulka 2).



Obrázek 33 - Délka dráhy ohně v závislosti na druhu stromu, přítomnosti žížal a vývoji půdy. Statisticky homogenní skupiny druhů stromů v rámci stejného stádia vývoje půd jsou označeny stejnými písmeny (jednocestná ANOVA, LSD post hoc test $p < 0,05$). Výsledky statistického porovnání vlivu druhu stromu, žížal a stádia vývoje půd pomocí třicestné ANOVA jsou uvedeny v tabulce 2.

4.2. Fyzikální veličiny popisující hořlavost vrstvy nadložního humusu

Pomocí jednocestná ANOVA (jejíž výsledky jsou uvedeny v tabulce 3) byl prokázán signifikantní vliv druhu stromu na teplotu bodu vzplanutí vrstev nadložního humusu. Přičemž průměrné hodnoty teploty bodu vzplanutí byly významně vyšší u vrstev nadložního humusu listnatých druhů stromů (obr. 34).



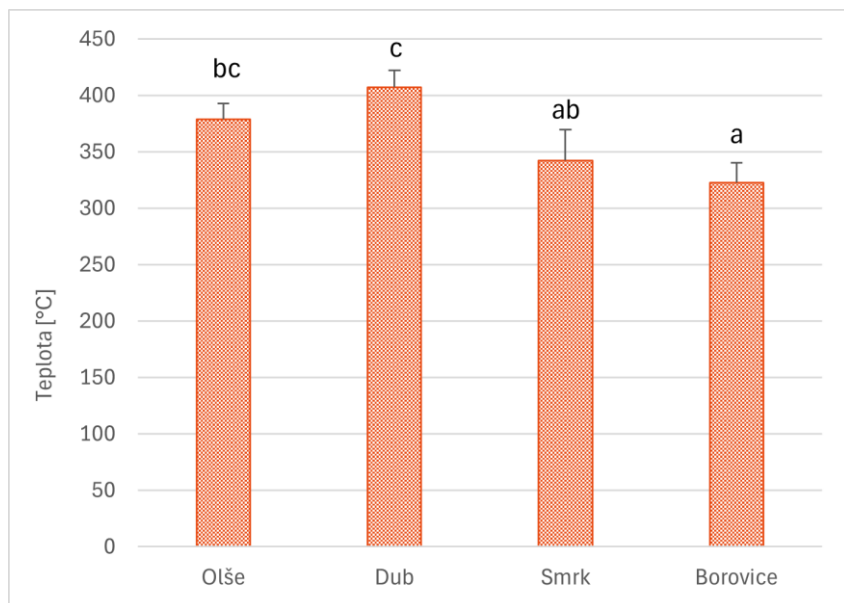
Obrázek 34 - Teplota bodu vzplanutí vrstev nadložního humusu v závislosti na druhu stromu. Statisticky homogenní skupiny druhů stromů jsou označeny stejnými písmeny (jednocestná ANOVA, LSD post hoc test $p < 0,05$). Výsledek statistického porovnání vlivu druhu stromu pomocí jednocestné ANOVA je uveden v tabulce 3.

Tabulka 3 - Fyzikální vlastnosti vrstvy nadložního humusu ovlivňující její hořlavost shrnující výsledky statistického porovnání vlivu druhu stromu pomocí jednocestné ANOVA.

Fyzikální vlastnosti	
Parametr	p - hodnota
Teplota vzplanutí	0,0048
Teplota hoření	0,0032
Spalné teplo	<0,0001
Tepelná kapacita	0,7773
Polní vodní kapacita	<0,0001
Objemová hmotnost	<0,0001

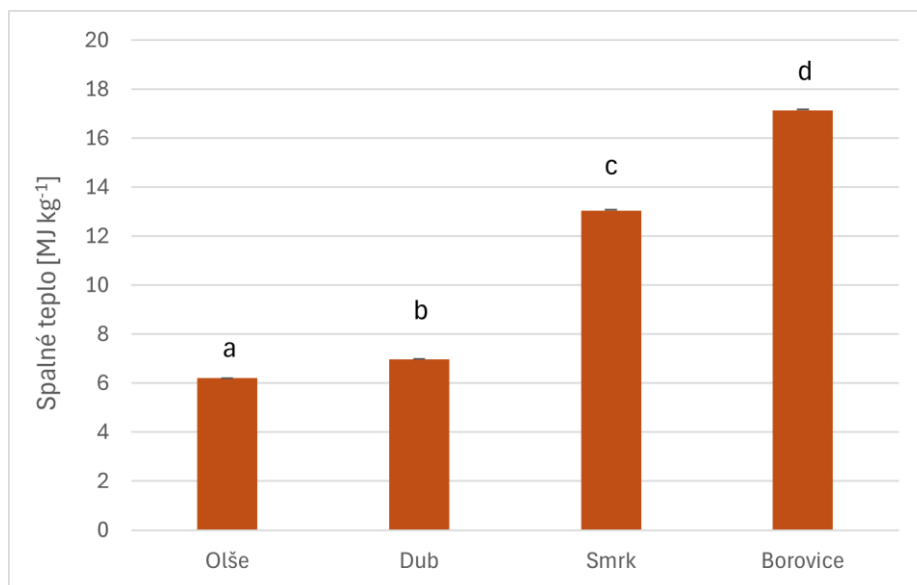
Signifikantní vliv druhu stromu byl prokázán i pro parametr teploty bodu hoření (výsledky jednocestné ANOVA v tabulce 3). V rámci jehličnatých druhů stromů si byly stanovené průměrné teploty bodu hoření vrstev nadložního humusu podobné. Podobné si byly také

průměrné hodnoty listnatých druhů stromů. Nejvyšší teploty bodu hoření byly naměřeny u vrstev nadložního humusu typického pro dub. Naopak nejnižší byly u borovice (obr. 35).



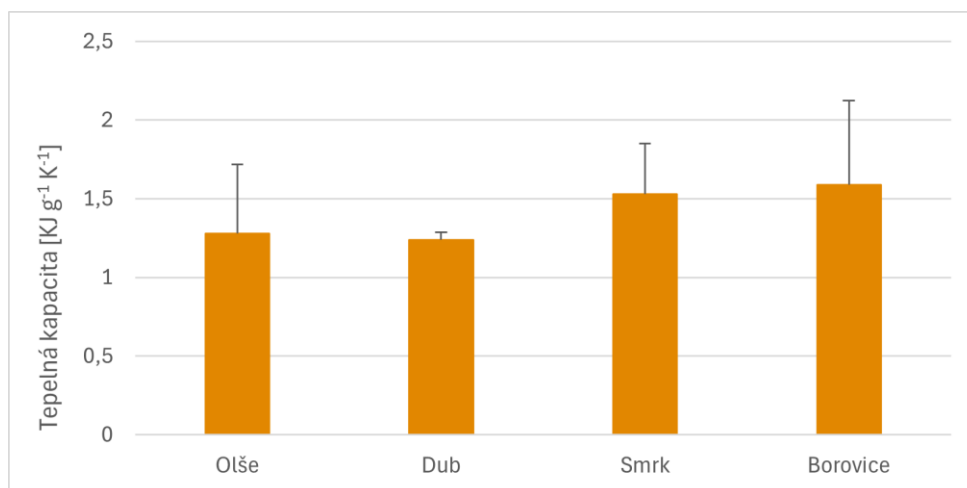
Obrázek 35 - Teplota bodu hoření vrstev nadložního humusu v závislosti na druhu stromu. Statisticky homogenní skupiny druhů stromů jsou označeny stejnými písmeny (jednocestná ANOVA, LSD post hoc test $p < 0,05$). Výsledek statistického porovnání vlivu druhu stromu pomocí jednocestné ANOVA je uveden v tabulce 3.

Výsledek jednocestné ANOVA (tabulka 3) taktéž prokázal vliv druhu stromu na spalné teplo vrstev nadložního humusu. Z obr. 36 vyplývá, že spalná tepla vrstev nadložního humusu jednotlivých druhů stromů se od sebe navzájem lišila. Nejvyšším spalným teplem se vyznačovala borovice a po ní smrk. U listnatých druhů stromů byla spalná tepla nižší, nejnižší byly naměřeny pro olši.



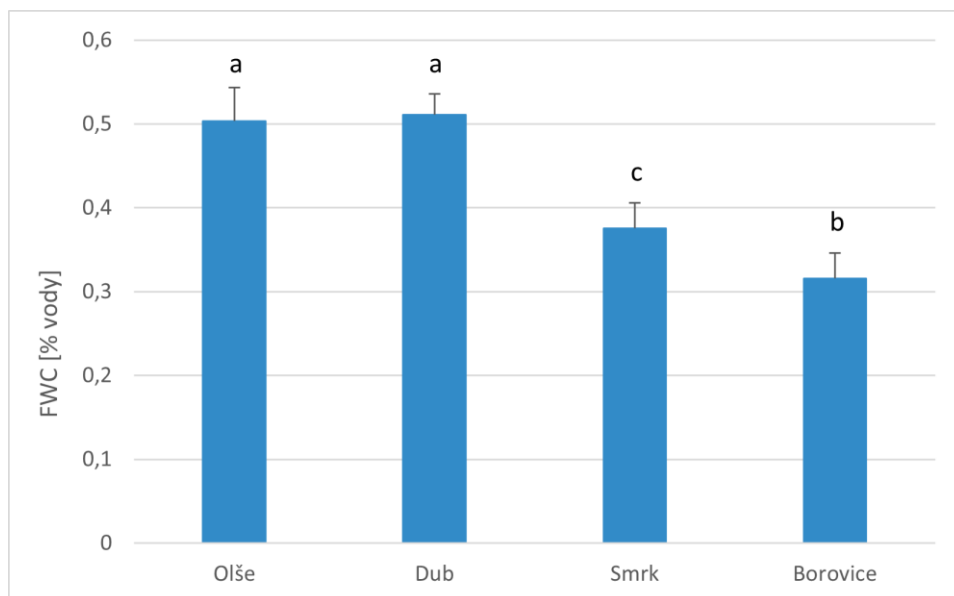
Obrázek 36 - Spalné teplo vrstev nadložního humusu v závislosti na druhu stromu. Statisticky homogenní skupiny druhů stromů jsou označeny stejnými písmeny (jednocestná ANOVA, LSD post hoc test $p < 0,05$). Výsledek statistického porovnání vlivu druhu stromu pomocí jednocestné ANOVA je uveden v tabulce 3.

U tepelné kapacity vrstev nadložního humusu stanovila jednocestná ANOVA vliv druhu stromu jako neprůkazný (tabulka 3). Tepelné kapacity nadložních vrstev humusů typických pro jednotlivé druhy stromů se tedy od sebe signifikantně nelišily. Tepelné kapacity vrstev nadložního humusu vykazovaly vždy poměrně malé průměrné hodnoty, které nepřekročily 2,5 $\text{KJ g}^{-1}\text{G K}^{-1}$ (obr. 37).



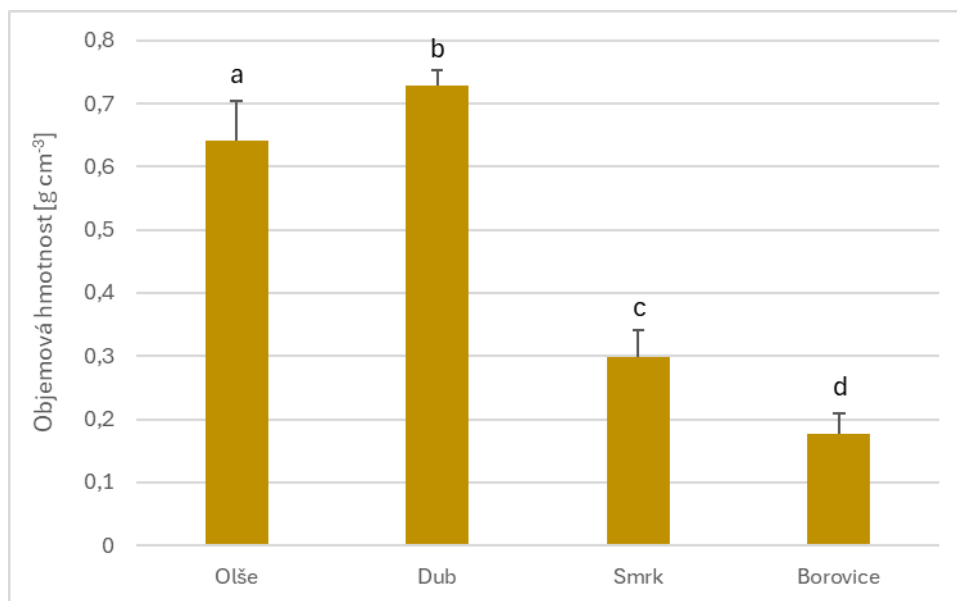
Obrázek 37 - Tepelná kapacita vrstev nadložního humusu v závislosti na druhu stromu. Výsledek statistického porovnání vlivu druhu stromu pomocí jednocestné ANOVA, jenž je uveden v tabulce 3, prokázal, že tepelná kapacita jednotlivých druhů stromů se od sebe signifikantně neliší.

Jednocestná ANOVA prokázala vliv druhu stromu na polní vodní kapacitu vrstev nadložního humusu (tabulka 3). Podstatně vyšší polní vodní kapacita byla pozorována u vrstev nadložního humusu listnatých druhů stromů, jež si byly svými hodnotami vzájemně podobné a lišily se od hodnot obou druhů jehličnanů. Nejnižší průměrná polní vodní kapacita byla naměřena u borovice (obr. 38).



Obrázek 38 - Polní vodní kapacita vrstev nadložního humusu v závislosti na druhu stromu. Statisticky homogenní skupiny druhů stromů jsou označeny stejnými písmeny (jednocestná ANOVA, LSD post hoc test $p < 0,05$). Výsledek statistického porovnání vlivu druhu stromu pomocí jednocestné ANOVA je uveden v tabulce 3.

Pomocí jednocestná ANOVA (jejíž výsledky jsou uvedeny v tabulce 3) byl prokázán signifikantní také vliv druhu stromu na objemovou hmotnost vrstev nadložního humusu. Objemové hmotnosti vrstev nadložního humusu typické pro jednotlivé druhy stromů se mezi sebou prokazatelně lišily. Nejvyšší objemovou hmotností se vyznačovala vrstva nadložního humusu typická pro dub, druhá nejvyšší pak pro olši. Objemová hmotnost vrstev nadložního humusu obou druhů listnatých stromů byla výrazně vyšší v porovnání s jehličnany. Nejnižší hodnoty objemové hmotnosti byly zaznamenány u borovice (obr. 39).













Obrázek 39 - Objemová hmotnost vrstev nadložního humusu v závislosti na druhu stromu. Statisticky homogenní skupiny druhů stromů jsou označeny stejnými písmeny (jednocestná ANOVA, LSD post hoc test $p < 0,05$). Výsledek statistického porovnání vlivu druhu stromu pomocí jednocestné ANOVA je uveden tabulce 3.

5. Diskuze

Z výše uvedených výsledků vyplývá, že druh stromu má vliv na jednotlivé fyzikální veličiny určující hořlavost vrstvy nadložního humusu. Jedinou výjimkou, kde vliv stromu nebyl prokázán, byla tepelná kapacita. Hodnoty tepelné kapacity byly u všech druhů poměrně malé (obr. 37). Můžeme tedy předpokládat, že za vhodných meteorologických podmínek se budou vrstvy nadložního humusu efektivně zahřívat bez ohledu na druh stromu, pod kterým se vyskytují. Za povšimnutí stojí, že při zahřívání vzorků v rámci stanovení bodu vzplanutí a hoření se vrstvy nadložního humusu jehličnatých druhů stromů zahřívaly poměrně lineárně na rozdíl od listnatých druhů stromů, kde rostoucí teploty kopírovaly spíše sigmoidní křivku (obr. 24). Tento jev by si zasloužil hlubší prozkoumání. Jelikož míru vznětlivosti můžeme posuzovat na základě teploty bodu vzplanutí (Williams 1982), podporují výsledky stanovení teploty bodu vzplanutí a hoření náš předpoklad, že vrstvy nadložního humusu jehličnatých druhů stromů budou oproti listnatým druhům více vznětlivé. Zároveň bylo prokázáno, že se vyznačují menší polní vodní kapacitou, jsou tedy schopny dlouhodobě zadržet méně vody než vrstvy nadložního humusu listnatých druhů stromů. Z literatury vyplývá, že vlhkost paliva negativně významně ovlivňuje jak samotný vznik požárů, tak jejich šíření (Nelson 2001). Výsledky polní vodní kapacity tedy podporují naši hypotézu o vyšší hořlavosti vrstev nadložního humusu jehličnatých druhů stromů. K vyšší efektivitě hoření přispívá také nižší objemová hmotnost paliva, jelikož umožňuje lepší cirkulaci kyslíku (Varner et al. 2015, Qin et al. 2024). Vzhledem

k tomu, že objemová hmotnost byla naměřena výrazně nižší u varianty jehličnatých druhů stromů oproti druhům listnatým, můžeme předpokládat, že se jedná o hořlavější palivo. Dále bylo prokázáno, že vrstvy nadložního humusu jehličnanů disponují podstatně vyšším spalným teplem. Tento důležitý parametr určuje společně s mírou vznětlivosti a rychlostí šíření ohně hořlavost paliva a tím i chování požáru (Williams 1982, Pausas et al. 2017). S ohledem na to, že s rostoucím množstvím tepla uvolněného při hoření nižších vegetačních pater se zvyšuje riziko vzniku korunového požáru (Barrows 1951) se značnými dopady na životní prostředí (Scott a Reinhardt 2001), můžeme předpokládat, že hoření vrstvy nadložního humusu jehličnanů bude přispívat ke vzniku velmi nebezpečných požárů.

Šíření požáru je závislé na bilanci energie uvolněné při hoření a energie nutné k ohřátí paliva natolik, aby došlo k jeho vznícení (Liu et al. 2021). Ohřívání paliva může zároveň negativně ovlivnit jeho vlhkost (Nelson 2001). Jelikož byla u vrstvy nadložního humusu jehličnanů prokázána nižší teplota bodu vzplanutí a hoření v kombinaci s nižší schopností dlouhodobě zadržovat vodu (s nižší polní vodní kapacitou), můžeme konstatovat, že k jejich vzplanutí postačí dodat nižší množství energie. Zároveň bylo prokázáno, že se po jejich vzplanutí uvolní větší množství tepla (spalné teplo), které může být využito k ohřevu okolního materiálu. Hoření vrstev nadložního humusu jehličnanů podporuje také jejich nižší objemová hmotnost. Z výše uvedených výsledků tedy vychází, že vrstva nadložního humusu vyskytující se u jehličnatých druhů stromů bude přispívat k šíření požáru více než u druhů listnatých. Shrnutí vlivu daných vlastností paliva na hořlavost a chování požárů v kombinaci s našimi výsledky je graficky znázorněno níže na obr. 40.

	BOD VZPLANUTÍ A HOŘENÍ	SPALNÉ TEPLO	TEPELNÁ KAPACITA	POLNÍ VODNÍ KAPACITA	OBJEMOVÁ HMOTNOST
					
ZVYŠUJE HOŘLAVOST PODPORUJE POŽÁR					
SNIŽUJE HOŘLAVOST OMEZUJE POŽÁR					

Obrázek 40 – Grafické znázornění vlivů jednotlivých vlastností paliva na jeho hořlavost a chování požárů propojených s naměřenými výsledky.

Vliv druhů stromů na hořlavost vrstvy nadložního humusu byl prokázán také u všech sledovaných parametrů hoření (rozdílů teplot, doby hoření, doby doutnání, výšky plamene,

délky dráhy ohně). Přičemž nejvyššími hodnotami se u všech uvedených parametrů vyznačovaly varianty borovice, které se významně lišily od všech ostatních druhů stromů. To mohlo být způsobeno zvýšenou akumulací terpenů a jiných VOC, která je typická pro jehličnaté druhy stromů (Pausas et al. 2016) a přispívá ke značné hořlavosti (Cochrane & Ryan 2009; Ormeño et al. 2009; Pausas et al. 2016, Küçük & Aktepe 2017). Zároveň u vyvinutých půd mohla hrát roly i přítomná fermentační vrstva obsahující částečně rozložený materiál, který podporuje hoření (Zhao et al. 2014). Tato vrstva se u vyvinutých půd listnatých druhů stromů nevyskytovala. Navzdory našim předpokladům, byly u vrstvy nadložního humusu smrku naměřeny nízké hodnoty parametrů hoření, které byly často podobné variantám listnatých stromů. Důvodem mohly být menší rozměry smrkových jehlic. Cornwell et al. (2015) uvádí, že malé jehlice jsou méně hořlavé než jehlice s většími rozměry. Parametry hoření listnatých druhů stromů si byly ve většině případů vzájemně podobné.

Výsledky zároveň poukazují na to, že efekt druhů stromů na většinu parametrů hoření je signifikantně ovlivňován předešlým vývojem půdy. U vyvinutých půd jehličnatých druhů je v důsledku C: N poměru opadu, pH půdotvorného substrátu a absence žížal utvořena mocná fermentační vrstva (Frouz 2018). V této vrstvě se vlivem zpomalení dekompozičních procesů hromadí značné množství organického materiálu s vysokým obsahem terpenů, které významně podporují hoření (Ormeño et al. 2009). Naopak u vyvinutých půd olše je díky kvalitě opadu, půdotvorného substrátu a činnosti půdní fauny materiál z půdního povrchu efektivně odstraňován a promícháván s minerální složkou půdy (Frouz et al. 2013). Zásoby nerozložené organické hmoty, která představuje palivo (Nolan et al. 2022), jsou v takovýchto podmínkách poměrně malé (Rejšek a Vácha 2018). Tato skutečnost společně s prokázanou vyšší polní vodní kapacitou forem nadložního humusu olše může vysvětlovat, proč byly u vyvinutých půd variant tohoto druhu stromu naměřeny nižší hodnoty parametrů hoření. Z literatury vyplývá, že formy nadložního humusu přítomné u vyvinutých půd ovlivňují charakter nadzemní vegetace a vlastnosti jejího opadu (Frouz 2018), které jsou významné pro určování chování požárů (Barrows 1951, Scott a Reinhardt 2001, Flannigan et al. 2016, Küçük a Aktepe 2017, McLauchlan et al. 2020). Vegetace je zároveň schopna prostřednictvím kvality opadu ovlivnit, jaké formy humusu se pod ní budou utvářet (Frouz 2018). Tato skutečnost byla podpořena zmíněným signifikantním vlivem interakce mezi druhem stromu a stádiem vývoje půdy na dobu doutnání, výšku plamene a délku dráhy ohně.

Vzhledem k tomu, že se žížaly podílejí na pedogenním procesu (Pavlů 2018) a utváření forem nadložního humusu (Frouz 2018), mohou ovlivnit výše uvedené mechanismy. Předešlý výzkum

uvádí, že žížaly jsou více zastoupeny v půdách listnatých porostů, především olšin, kde se významně podílejí na odstraňování organické hmoty z půdního povrchu a jejím promícháváním s minerální frakcí (Frouz et al. 2013). Dlouhodobá činnost žížal tedy přispívá k rozdílům mezi vyvinutou a iniciální půdou, které byly signifikantní v drtivé většině sledovaných parametrů hoření.

Žížaly signifikantně snižovaly dobu hoření nadložní vrstvy humusu u iniciální půdy. To mohlo být způsobeno úbytkem opadu na povrchu půdy, který je činností žížal významně posílený (Lawrence et al. 2003, Bohlen et al. 2004, Frouz 2018). Půdní fauna může zároveň podporovat inkorporaci opadu do půdy v podobě stabilní organické hmoty (Brown et al. 2000, Frouz et al. 2014). Domnívám se, že stabilní organická hmota je méně hořlavá než opad na půdním povrchu. Zároveň předpokládám, že žížaly mohly snížit hořlavost vrstvy nadložního humusu, tím, že zanechávaly na povrchu půdy své výměšky, které mohly narušit kontinuitu šíření ohně. U vyvinuté půdy byla doba hoření vrstvy nadložního humusu borovice za přítomnosti žížal vyšší než ve variantě bez žížal. To mohlo být způsobeno tím, že žížaly vyžíraly humifikovaný materiál, čímž zmenšily objemovou hmotnost palivové vrstvy a tím podpořily hoření. V důsledku redukce humifikovaného materiálu mohlo zároveň docházet k tomu, že byly dostupné jen hůře rozložitelné látky s vyšším obsahem hořlavých VOC. U iniciální půdy se po založení pokusu humifikovaný materiál nevyskytoval. To by vysvětlovalo, proč v případě iniciální půdy nebyl tento efekt pozorovaný. Podstatné je však zmínit, že na rozdíl od iniciální půdy byl vliv žížal na dobu hoření u vyvinuté půdy neprůkazný. To je v souladu s předpokladem Frouze (2024), že změny struktury nadložního humusu vyvolané žížalami budou mít silnější vliv na iniciální půdu než na vyvinutou půdu, kde již tato struktura vznikla. Výsledky tedy poukazují na to, že efekt žížal na hoření vrstev nadložního humusu je pravděpodobně vázán na stádium vývoje půdy, což potvrzuje signifikantní interakce mezi stádiem vývoje půdy a přítomností žížal.

6. Závěr

Výsledky stanovení fyzikálních veličin potvrzují hypotézu, že vrstva nadložního humusu jehličnatých stromů je oproti listnatým druhům stromů více hořlavá a může tedy výrazněji přispívat ke vzniku a šíření požárů. Vliv druhů stromů byl prokázán také u všech naměřených parametrů hoření, přičemž vrstva nadložního humusu borovice byla podstatně hořlavější než vrstvy zbylých dřevin. Přes naše očekávání byly naměřené hodnoty parametrů hoření smrku poměrně nízké a často se podobaly hodnotám listnatých stromů. To mohlo být způsobeno

malými rozměry jehlic. Hoření vrstev nadložního humusu bylo také signifikantně ovlivněno stádiem vývoje půdy. Stav vývoje půd zároveň vykazoval signifikantní interakci s druhem stromů u doby doutnání, výšky plamene a délky dráhy ohně. U iniciální půdy žížaly signifikantně snižovaly dobu hoření. Ovšem u půdy vyvinuté tento efekt již průkazný nebyl. Nicméně z předchozího výzkumu (na odběrové ploše) vyplývá, že se žížaly významně spolupodílejí na formování vrstvy nadložního humusu. Docházím tedy k závěru, že přítomnost žížal má silný okamžitý dopad na hořlavost vrstvy nadložního humusu u mladých, nevyvinutých půd a zároveň dlouhodobě přispívá k diverzifikaci vlastností vrstvy nadložního humusu pod druhy stromů s různou kvalitou opadu. Díky tomuto dlouhodobému efektu žížal dochází ke zvyšování významu vlivu druhů stromů na hořlavost u starších, vyvinutých půd, kde se účinek spojovaný s přítomností žížal stává méně důležitým.

Dalším předmětem zkoumání by mohlo být měření parametrů hoření pro skutečnou v terénu odebranou vrstvu nadložního horizontu humusu. Zároveň by bylo dobré věnovat pozornost také smíšeným porostům, které bývají v posuzování hořlavosti často opomíjené.

Výsledky ukazují že půdní fauna může významně ovlivnit hořlavost svrchní vrstvy lesních půd a tím požárovou dynamiku. Komplexní pochopení těchto vztahů může být ještě důležitější s ohledem na to, že činnost půdní fauny může být ovlivněna globální klimatickou změnou či invazí ekosystémových inženýrů, což se může následně projevit také ve změně na požárových režimů.

7. Seznam použité literatury

- Abrantes N. (2019) Meso and Macrofauna. In: Pereira P., Mataix-Solera J., Úbeda X., Rein G., Cerdà A. (eds.), *Fire Effects on Soil Properties*. *CSIRO Publishing, Collingwood*. 175-184. dostupné z: https://cuni.primo.exlibrisgroup.com/permalink/420CKIS_INST/1suvfo8/cdi_proquest_ebookcentralchapters_5683525_16_186
- Achard F., Eva H.D., Mollicone D., Beuchle R. (2008) The effect of climate anomalies and human ignition factor on wildfires in Russian boreal forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*. **363**(1501), 2329–2337. dostupné z: <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2203>
- Aldersley S. J. Murray, S. E. Cornell (2011) Global and regional analysis of climate and human drivers of wildfire. *Science of The Total Environment*. **409**(18), 3472-3481, dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.032>
- Allen C.D., Savage M., Falk D.A., Suckling K.F., Swetnam T.W., Schulke T. et al. (2002) Ecological Restoration of Southwestern Ponderosa Pine Ecosystems: A Broad Perspective. *Ecological Applications*. **12**(5), 1418–1433. dostupné z: <https://doi.org/10.2307/3099981>
- Archibald S., Lehmann C.E.R., Gómez-Dans J. L., Bradstock R.A. (2013) Defining pyromes and global fire regimes. *National Academy of Sciences*. **110**(16), 6442-6447. dostupné z: <https://doi.org/10.1073/pnas.1211466110>
- ASTM D 92 (1998) Standard test method for flash and fire points by Cleveland open cup. West Conshohocken, PA: *American Society for Testing and Materials*.
- Bååth E., Frostegård Å., Pennanen T., Fritze H. (1995) Microbial community structure and pH response in relation to soil organic matter quality in wood-ash fertilized, clear-cut or burned coniferous forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*. **27**(2), 229-240. dostupné z: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)00140-V](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)00140-V)
- Baines P.G. (1990) Physical mechanisms for the propagation of surface fires. *Mathematical and Computer Modelling*. **13**(12), 83-94. dostupné z: [https://doi.org/10.1016/0895-7177\(90\)90102-S](https://doi.org/10.1016/0895-7177(90)90102-S)
- Balshi M.S., McGuire A.D., Zhuang Q., Melillo J., Kicklighter D.W., Kasischke E. et al. (2007) The role of historical fire disturbance in the carbon dynamics of the pan-boreal region: A process-based analysis. *Journal of Geophysical Research*. **112**(G02029), 1-18. dostupné z: <https://doi.org/10.1029/2006JG000380>
- Barquín J., Concostrina-Zubiri L., Pérez-Silos I., Hernández-Romero G., Vélez-Martín A., Álvarez-Martínez J.M. (2022) Monoculture plantations fuel fires amid heat waves. *Science*. **377**(6614), 1498-1498. dostupné z: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.ade5923>
- Barrows J.S. (1951) Fire behavior in northern Rocky Mountain forests. *USDA Forest Service*. Station Paper No. 29. 1-86. dostupné z: <https://www.fs.usda.gov/research/treesearch/48977>
- Beer T. (1991) The interaction of wind and fire. *Boundary-Layer Meteorology*. **54**, 287–308. dostupné z: <https://doi.org/10.1007/BF00183958>
- Bodí M.B., Martin D.A., Balfour V.N., Santín C., Doerr S.H., Pereira P. et al. (2014) Wildland fire ash: Production, composition and eco-hydro-geomorphic effects. *Earth-Science Reviews*. **130**, 103- 127. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.12.007>
- Bohlen, P., Groffman, P., Fahey, T., Fisk M.C., Suarez E., Pelletier D.M. et al. (2004) Ecosystem Consequences of Exotic Earthworm Invasion of North Temperate Forests. *Ecosystems*. **7**, 1–12. dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0126-z>
- Bond W. (2001) Fires, Ecological Effects of. In: Levin S.A. (ed.) *Encyclopedia of Biodiversity*. *Elsevier*. 745-753. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/B0-12-226865-2/00119-X>

- Bond W.J. a Keeley J.E. (2005) Fire as a global ‘herbivore’: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in ecology & evolution*, **20**(7), 387-394. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>
- Bond W.J. a Scott A.C. (2010) Fire and the spread of flowering plants in the Cretaceous. *New Phytologist*. **188**, 1137-1150. dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03418.x>
- Bonta M., Gosford R., Eussen D., Ferguson N., Loveless E., Witwer M. (2017) Intentional Fire-Spreading by “Firehawk” Raptors in Northern Australia. *Journal of Ethnobiology*. **37**(4), 700-718. dostupné z: <https://journals.sagepub.com/doi/full/10.2993/0278-0771-37.4.700>
- Bouché M.B. a Al-Addan F. (1997) Earthworms, water infiltration and soil stability: Some new assessments. *Soil Biology and Biochemistry*. **29**(3–4), 441-452. dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00272-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00272-6)
- Bowman D.M.J.S., Balch J.K., Artaxo P., Bond W.J., Carlson J.M., Cochrane M.A. et al. (2009) Fire in the Earth System. *Science*. **324**(5926), 481-484. dostupné z: [10.1126/science.1163886](https://doi.org/10.1126/science.1163886)
- Bowman, D.M.J.S., Balch, J., Artaxo P., Bond W.J., Cochrane M.A., D’Antonio C.M. et al. (2011) The human dimension of fire regimes on Earth. *Journal of Biogeography*. **38**(12), 2223–2236. dostupné z: <http://www.jstor.org/stable/41310579>
- Brown G.G, Barois I., Lavelle P. (2000) Regulation of soil organic matter dynamics and microbial activity in the drilosphere and the role of interactions with other edaphic functional domains (Paper presented at the 16th World Congress of Soil Science, 20–26 August 1998, Montpellier, France). *European Journal of Soil Biology*. **36**, (3–4), 177-198. dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(00\)01062-1](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(00)01062-1)
- Byram G.M. (1959) Combustion of forest fuels. In: Davis K.P. (ed.) *Forest fire control and use*. McGraw-Hill book company, New York. 61-89. dostupné z: https://www.frames.gov/documents/behaviorplus/publications/Byram_1959_CombustionOfForestFuels.pdf
- Caon L., Vallejo V.R., Ritsema C.J., Geissen V. (2014) Effects of wildfire on soil nutrients in Mediterranean ecosystems. *Earth-Science Reviews*. **139**, 47-58. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.09.001>
- Capowiez Y., Bottinelli N., Jouquet P. (2014) Quantitative estimates of burrow construction and destruction, by anecic and endogeic earthworms in repacked soil cores. *Applied Soil Ecology*. **74**, 46-50. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.09.009>
- Clark J.D. a Harris J.W. K. (1985) Fire and Its Roles in Early Hominid Lifeways. *The African Archaeological Review*. **3**, 3–27. dostupné z: <http://www.jstor.org/stable/25130448>
- Cochrane M.A. a Ryan K.C. (2009) Fire and fire ecology: Concepts and principles. In: Cochrane M.A. (ed.), *Tropical fire ecology: Climate change, land use, and ecosystem dynamics*. Springer Praxis Books. Springer, Berlin, Heidelberg. 24-62. dostupné z: https://doi.org/10.1007/978-3-540-77381-8_2
- Coleman D.C. a Crossley Jr. D.A. (2004). Secondary Production: Activities of Heterotrophic Organisms-The Soil Fauna. In: Coleman, D.C., Crossley, D.A., Hendrix, P.F. (eds.), *Fundamentals of soil ecology* (second edition). Elsevier Science & Technology. dostupné z: https://cuni.primo.exlibrisgroup.com/permalink/420CKIS_INST/1suvfo8/cdi_proquest_ebookcentralchapters_288744_57_97
- Cornelissen J.H.C., Grootemaat S., Verheijen L. M., Cornwell W. K., van Bodegom P. M., van der Wal R. et al. (2017) Are litter decomposition and fire linked through plant species traits? *New Phytologist*. **216**, 653-669. dostupné z: <https://doi.org/10.1111/nph.14766>

- Costes L., Laoutid F., Brohez S., Dubois P. (2017) Bio-based flame retardants: When nature meets fire protection. *Materials Science and Engineering: R: Reports*. **117**, 1-25. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.mser.2017.04.001>
- Cornwell W.K., Elvira A., van Kempen L., van Logtestijn R.S.P., Aptroot A., & Cornelissen J.H.C. (2015) Flammability across the gymnosperm phylogeny: the importance of litter particle size. *New Phytologist*. **206**, 672–681. dostupné z: <https://doi.org/10.1111/nph.13317>
- Curt T. (2018) Fire Frequency. In: Manzello S. (ed.), *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires*. Springer, Cham. dostupné z: https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8_110-1
- Cyr D., Gauthier S., Boulanger Y., Bergeron Y. (2016) Quantifying Fire Cycle from Dendroecological Records Using Survival Analyses. *Forests*. **7**(7), 1-21. dostupné z: <https://doi.org/10.3390/f7070131>
- Davis F.W. a Moritz M.A. (2013) Disturbance, Mechanisms of. In: Levin S.A. (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*, second edition. Waltham, MA: Academic Press. 562-567. dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/291244444_Disturbance_Mechanisms_of
- de Magalhães R.Q, Schwilk D.W. (2021) Moisture absorption and drying alter nonadditive litter flammability in a mixed conifer forest. *Journal of Ecology*. **109**, 234–245. dostupné z: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13467>
- Demirbas T. a Demirbas C. (2009) Fuel Properties of Wood Species, Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects. *Energy sources*. **31**(16), 1464-1472. dostupné z: <https://doi.org/10.1080/15567030802093153>
- Denman K.L., Brasseur G., Chidthaisong A., Ciais P., Cox P.M., Dickinson R.E et al. (2007) Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry. In: Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K.B. et al. (eds.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment. Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. dostupné z: <https://www.ipcc.ch/report/ar4/wg1/>
- Doube B.M., Stephens P.M., Davoren C.W., Ryder M.H. (1994) Interactions between earthworms, beneficial soil microorganisms and root pathogens. *Applied Soil Ecology*. **1**(1), 3-10. dostupné z: [https://doi.org/10.1016/0929-1393\(94\)90018-3](https://doi.org/10.1016/0929-1393(94)90018-3)
- Dudareva N., Klempien A., Muhlemann J.K., Kaplan I. (2013) Biosynthesis, function and metabolic engineering of plant volatile organic compounds. *New Phytologist*. **198**(1), 16-32. dostupné z: <https://doi.org/10.1111/nph.12145>
- Felton A., Nilsson U., Sonesson J. Felton A.M., Roberge J.-M., Ranius T. et al. (2016) Replacing monocultures with mixed-species stands: Ecosystem service implications of two production forest alternatives in Sweden. *Ambio*. **45**(Suppl 2), 124–139. dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0749-2>
- Ferreira A.J.D., Leitão I.A., Boulet A. K., Ferreira C.S.S. (2019) Nutrient processes. In: Pereira P., Mataix-Solera J., Úbeda X., Rein G., Cerdà A. (eds.), *Fire Effects on Soil Properties*. CSIRO PUBLISHING. 129-142. dostupné z: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&AuthType=ip,shib&db=nlebk&AN=2023458&lang=cs&site=eds-live&scope=site>
- Fierer N. (2019) Earthworms' place on Earth: A new study provides a global view of earthworm ecology. *Science*. **366**(6464), 425-426. dostupné z: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aaz5670>
- Flannigan M.D., Wotton B.M., Marshall G.A., de Groot W. J., Johnston J., Jurko N. et al. (2016) Fuel moisture sensitivity to temperature and precipitation: climate change implications. *Climatic Change*. **134**, 59–71. dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10584-015-1521-0>

- Frouz J. (2018) Effects of soil macro- and mesofauna on litter decomposition and soil organic matter stabilization. *Geoderma*. **332**, 161-172. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.08.039>
- Frouz J. (2024) Plant-soil feedback across spatiotemporal scales from immediate effects to legacy. *Soil Biology and Biochemistry*. **189**, 109289. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2023.109289>
- Frouz J. a Frouzová J. (2021) Aplikovaná ekologie. *Nakladatelství Karolinum, Praha: Univerzita Karlova*. ISBN 978-80-246-4577-3.
- Frouz J., Bartuška M., Hošek J., Kučera J., Leitgeb J., Novák Z. et al. (2020) Large scale manipulation of the interactions between key ecosystem processes at multiple scales: Why and how the falcon array of artificial catchments was built. *European Journal of Environmental Sciences*. **10**(1), 51–60. dostupné z: <https://doi.org/10.14712/23361964.2020.7>
- Frouz J., Keplin B., Pižl V., Tajovský K. (2001) Soil biota and upper soil layer development in two contrasting post-mining chronosequences. *Ecological Engineering*. **17**(2–3), 275-284. dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00144-0](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00144-0)
- Frouz J., Livečková M., Albrechtová J., Chroňáková A., Cajthaml T., Pižl V. et al. (2013) Is the effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post-mining sites. *Forest Ecology and Management*. **309**, 87–95. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.013>
- Frouz J., Špaldoňová A., Fričová K., Bartuška M. (2014) The effect of earthworms (*Lumbricus rubellus*) and simulated tillage on soil organic carbon in a long-term microcosm experiment. *Soil Biology and Biochemistry*. **78**, 58-64. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.07.011>
- Fuhlendorf S.D., Harrell W.C., Engle D.M., Hamilton R.G., Davis C.A., Leslie D.M., Jr. (2006) Should heterogeneity be the basis for conservation? Grassland bird response to fire and grazing. *Ecological Applications*. **16**, 1706-1716. dostupné z: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1706:SHBTBF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1706:SHBTBF]2.0.CO;2)
- Ganteaume A., Camia A., Jappiot M., San-Miguel-Ayaz J., Long-Fourne M., Lampin C. (2013) A Review of the Main Driving Factors of Forest Fire Ignition Over Europe. *Environmental Management*. **51**, 651–662. dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9961-z>
- Ganteaume A., Jappiot M., Lampin-Maillet C., Curt T., Borgniet L. (2011) Effects of vegetation type and fire regime on flammability of undisturbed litter in Southeastern France. *Forest Ecology and Management*. **261**(12), 2223-2231. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.046>
- González J.R., Palahi M., Trasobares A., Pukkala T. (2007) A fire probability model for forest stands in Catalonia (north east Spain). *Annals of Forest Science*. **64**(5), 584–584. dostupné z: <https://doi.org/10.1051/forest:2007047>
- 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. dostupné z: <https://doi.org/10.1051/forest:2005109>
- Grünig M., Seidl R., Senf C. (2022) Increasing aridity causes larger and more severe forest fires across Europe. *Global Change Biology*. **29**, 1648–1659. dostupné z: <https://doi.org/10.1111/gcb.16547>
- Hamman S.T., Burke I.C., Stromberger M.E. (2007) Relationships between microbial community structure and soil environmental conditions in a recently burned system. *Soil Biology and Biochemistry*. **39**(7), 1703-1711. dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S003807170700048X>
- Heděnc P., Jiménez J.J., Moradi J., Domene X., Hackenberger D., Barot S. et al. (2022) Global distribution of soil fauna functional groups and their estimated litter consumption across biomes. *Scientific Reports*. **12**(17362), 1-14. dostupné z: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-21563-z>

- Heyward F. a Tissot A.N. (1936) Some changes in the soil fauna associated with forest fires in the long-leaf pine region. *Ecology*. **17**(4), 659-666. dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/1932764>
- Holsinger L., Parks S.A., Miller C. (2016) Weather, fuels, and topography impede wildland fire spread in western US landscapes. *Forest Ecology and Management*. **380**, 59-69. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.035>
- Holuša J., Berčák R., Lukášová K., Hanuška Z., Agh P., Vaněk J. et al. (2018) Lesní požáry v České republice – definice a rozdělení: review. *Zprávy lesnického výzkumu*. **63**(2), 102-111. dostupné z: https://www.vulhm.cz/zlv_online_detail/lesni-pozary-v-ceske-republice-definice-a-rozdeleni-review/
- Christian T.J., Kleiss B., Yokelson R.J., Holzinger R., Crutzen P.J., Hao W. et al. (2003) Comprehensive laboratory measurements of biomass-burning emissions: 1. Emissions from Indonesian, African, and other fuels. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. **108**(D23), 1-13. dostupné z: <https://doi.org/10.1029/2003JD003704>
- Jain T.B. (2014) The human and fire connection. *Western Forester*. March/April/May, 10-11. dostupné z: <https://www.fs.usda.gov/research/treesearch/46895>
- Jang W., Page-Dumroese D.S., Han H-S. (2017) Comparison of Heat Transfer and Soil Impacts of Air Curtain Burner Burning and Slash Pile Burning. *Forests*. **8**(8), 297. <https://doi.org/10.3390/f8080297>
- Jensen S.E. a McPherson G.R. (2008) Living with Fire: Fire Ecology and Policy for the Twenty-first Century. *Berkeley: University of California Press*. dostupné z: <https://doi.org/10.1525/9780520942516>
- Jolly W., Cochrane M., Freeborn P., Holden Z.A., Brown T. J., Williamson G.J. et al. (2015) Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. *Nature Communications*. **6**(7537), 1-11. dostupné z: <https://doi.org/10.1038/ncomms8537>
- Jones C.G., Lawton J.H., Shachak M. (1994) Organisms as Ecosystem Engineers. *Oikos*. **69**(3), 373-386. dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3545850>
- 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. dostupné z: <https://doi.org/10.1071/WF07049>
- Keeley J.E., Pausas J.G., Rundel P.W., Bond W.J., Bradstock R.A. (2011) Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in Plant Science*. **16**(8), 406-411. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2011.04.002>
- Küçük Ö. a Aktepe N. (2017) Effect of phenolic compounds on the flammability in forest fires. *International Journal of Engineering Sciences & Research Technology*. **6**(4), 320-327. dostupné z: <https://www.researchgate.net/publication/317235761>
- Lamont B.B., He T., Yan Z. (2019) Evolutionary history of fire-stimulated resprouting, flowering, seed release and germination. *Biological Reviews*. **94**: 903-928. dostupné z: <https://doi.org/10.1111/brv.12483>
- Lawrence B., Fisk M.C., Fahey T.J., Suárez E.R. (2003) Influence of nonnative earthworms on mycorrhizal colonization of sugar maple (*Acer saccharum*). *New Phytologist*. **157**, 145-153. dostupné z: <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2003.00649.x>
- Liu N. (2023) Wildland surface fire spread: Mechanism transformation and behavior transition. *Fire Safety Journal* **141**(103974), 1-16. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.firesaf.2023.103974>
- Liu N., Lei J., Gao W., Chen H., Xie X. (2021) Combustion dynamics of large-scale wildfires. *Proceedings of the Combustion Institute*. **38**(1), 157-198. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.proci.2020.11.006>
- Liu Y., Goodrick S., Heilman W. (2014) Wildland fire emissions, carbon, and climate: Wildfire-climate interactions. *Forest Ecology and Management*. **317**, 80-96. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.020>

- Liu Y., Stanturf J., Goodrick S. (2010) Trends in global wildfire potential in a changing climate. *Forest Ecology and Management*. **259**(4), 685-697. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.002>.
- Martinovská A. (2021) Vzájemné interakce požárů s formami nadložního humusu a edafonem. Bakalářská práce, vedoucí Frouz, Jan. *Praha: Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí*. dostupné z: <http://hdl.handle.net/20.500.11956/151118>
- McDowell N.G., Allen C.D., Anderson-Teixeira K., Aukema B.H., Bond-Lamberty B., Chini L. et al. (2020) Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. *Science*. **368**(aaz9463), 1-10. dostupné z: <https://www.science.org/doi/10.1126/science>.
- McLauchlan K.K., Higuera P.E., Miesel J., Rogers B.M., Schweitzer J., Shuman J. K. et al. (2020) Fire as a fundamental ecological process: Research advances and frontiers. *Journal of Ecology*. **108**, 2047-2069. dostupné z: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13403>
- Médail F. (2008) Ecosystems: Mediterranean. In: Jørgensen S.E. a Fath B.D. (eds.), *Encyclopedia of Ecology*. *Academic Press*. 2296-2308. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00348-7>
- Miller G.H., Fogel M.L., Magee J.W., Gagan M.K., Clarke S.J., Johnson B.J. (2005) Ecosystem Collapse in Pleistocene Australia and a Human Role in Megafaunal Extinction. *Science*. **309**, 287-290. dostupné z: <https://www-science-org.ezproxy.is.cuni.cz/doi/10.1126/science.1111288>
- Moritz M.A., Morais M.E., Summerell L.A., Carlson J.M., Doyle J. (2005) Wildfires, complexity, and highly optimized tolerance. *PNAS*. **102**, 17912–17917. dostupné z: <https://doi.org/10.1073/pnas.0508985102>
- Mouillot F. a Field C.B. (2005) Fire history and the global carbon budget: a 1°× 1° fire history reconstruction for the 20th century. *Global Change Biology*. **11**, 398-420. dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00920.x>
- Nardoto G. a Bustamante M. (2003) Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*. **38**(8), 955-962. dostupné z: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2003000800008>
- Nedělníková H. et al. (2023) Statistická ročenka hasičského záchranného sboru České republiky 2022. Vydalo: MV-GŘ HZS ČR jako přílohu časopisu 112 číslo 3/2023. dostupné z: <https://www.hzscr.cz/clanek/statisticke-rocenky-hasicskeho-zachranneho-sboru-cr.aspx>
- Nelson R.M. (2001) Water Relations of Forest Fuels. In: Johanson E.A. a Miyanshi K. (eds.), *Forest Fires: Behavior and Ecological Effects*. *Academic Press*. 79-149. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/B978-012386660-8/50006-4>.
- Nolan R.H., Price O.F., Samson S.A., Jenkins M.E., Rahmani S., Boer M.M. (2022) Framework for assessing live fine fuel loads and biomass consumption during fire. *Forest Ecology and Management*. **504**(119830), 1-9. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119830>
- Norum R.A. a Miller M. (1984) Measuring fuel moisture content in Alaska: standard methods and procedures. *USDA Forest Service*. General Technical Report PNW-GTR-171, 1-34. dostupné z: <https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-171>
- Noss R.F. (2018) History of Fire and Fire Ecology in Florida and the Coastal Plain In: *Fire Ecology of Florida and the Southeastern Coastal Plain*. *Gainesville: University Press of Florida*. dostupné z: https://cuni.primo.exlibrisgroup.com/permalink/420CKIS_INST/1ustijj/alma9925214965206986
- Orgiazzi A., Bardgett R.D., Barrios E., Behan-Pelletier V., Briones M.J.I., Chotte J.L. et al. (2016) Chapter II – biodiversity of soil organisms. In: *Global soil biodiversity atlas*. *European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg*. 28-64. dostupné z: <https://data.europa.eu/doi/10.2788/2613>

- Ormeño E., Céspedes B., Sánchez I.A., Velasco-García A., Moreno J.M., Fernandez C. et al. (2009) The relationship between terpenes and flammability of leaf litter. *Forest Ecology and Management*. **257**(2), 471-482. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.019>
- Pausas J.G. a Keeley J.E. (2009) A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life. *BioScience*. **59**(7), 593-601. dostupné z: <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10>
- Pausas J.G. a Keeley J.E. (2021) Wildfires and global change. *Frontiers in Ecology and the Environment*. **19**(7), 387-395. dostupné z: <https://doi.org/10.1002/fee.2359>
- Pausas J.G., Alessio G.A., Moreira B., Segarra-Moragues J.G. (2016) Secondary compounds enhance flammability in a Mediterranean plant. *Oecologia*. **180**(1), 103-110. dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3454-8>
- Pausas J.G., Keeley, J. E., Schwilk D.W. (2017) Flammability as an ecological and evolutionary driver. *Journal of Ecology*, 105: 289-297. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12691>
- Pavlů L. (2018) Základy pedologie a ochrany půdy. *Skriptum ČZU Praha*. 43-50. ISBN 978-80-213-2876-1
- Pérez-Izquierdo L., Clemmensen K.E., Strengbom J., Granath G., Wardle D.A, Nilsson M.-C. et al. (2021) Crown-fire severity is more important than ground-fire severity in determining soil fungal community development in the boreal forest. *Journal of Ecology*. **1**(109), 504–518. dostupné z: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13529>
- Phillips H.R.P., Guerra C.A., Bartz M.L.C., Briones M.J.I., Brown G., Crowther T.W. et al. (2019) Global distribution of earthworm diversity. *Science*. **366**(6464), 480-485. dostupné z: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aax4851>
- Platt W.J, Orzell S.L, Slocum M.G. (2015) Seasonality of fire weather strongly influences fire regimes in South Florida savanna-grassland landscapes. *PLOS ONE*. **10**(1), e0116952, 1-28. dostupné z: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0116952>
- Ponge J.-F. (2003) Humus forms in terrestrial ecosystems: a framework to biodiversity. *Soil Biology and Biochemistry*. **35**(7), 935-945. dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00149-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00149-4)
- Qin Y., Zhang Y., Chen Y., Lin S., Huang X. (2024) Minimum oxygen supply rate for smouldering propagation: Effect of fuel bulk density and particle size. *Combustion and Flame*. **261**(113292), 1-11. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.combustflame.2024.113292>
- Quintana J.R., Cala V., Moreno A.M., Parra J.G. (2007) Effect of heating on mineral components of the soil organic horizon from a Spanish juniper (*Juniperus thurifera* L.) woodland. *Journal of Arid Environments*. **71**(1), 45-56. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2007.03.002>
- Raison R.J., Khanna P.K., Jacobsen K.L.S., Romanya J., Serrasolses I. (2009) Effect of fire on forest nutrient cycles. In: Cerda A. (ed.) *Fire effects on soils and restoration strategies* (Vol. 5). *CRC Press*. 225-256. ISBN 9780429063596
- Rego F.C., Morgan P., Fernandes P., Hoffman C. (2021) Heat Transfer. In: *Fire Science: From Chemistry to Landscape Management*. *Springer, Cham*. 79-95. dostupné z: https://doi.org/10.1007/978-3-030-69815-7_5
- Rein G. a Huang X. (2021) Smouldering wildfires in peatlands, forests and the arctic: Challenges and perspectives. *Current Opinion in Environmental Science & Health*. **24**(100296), 1-10. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100296>
- Rejšek K. a Vácha R. (2018) Biologický pohled na půdu. In: *Nauka o půdě. Agriprint s.r.o.* Olomouc. 180-211. ISBN: 978-80-87091-82-1
- Roldán-Zamarrón A., Merino-de-Miguel S., González-Alonso F., García-Gigorro S., Cuevas J. M. (2006) Minas de Riotinto (south Spain) forest fire: Burned area assessment and fire severity mapping

- using Landsat 5-TM, Envisat-MERIS, and Terra-MODIS postfire images. *Journal of Geophysical Research*. **111**(G04S11), 1-9. dostupné z: <https://doi.org/10.1029/2005JG000136>
- Rowell R.M a Dietenberger M.A. (2012) Thermal Properties, Combustion, and Fire Retardancy of Wood. In: Rowell R.M. (ed.), Handbook of wood chemistry and wood composites. 2nd edition. *CRC Press*. 129–148. dostupné z: <https://doi.org/10.1201/b12487>
- Ruitenbeek J. (2006) Indonesia. In: Glover D. a Jessup T. (eds.), Indonesia's Fires and Haze: The Cost of Catastrophe. *International Development Research Centre, Ottawa*. dostupné z: https://cuni.primo.exlibrisgroup.com/permalink/420CKIS_INST/5nfor5/alma9925221869606986
- Ruiz S., Hallett P.D., Or D. (2023) Bioturbation—Physical processes. In: Goss M.J., Oliver M. (eds.), Encyclopedia of Soils in the Environment (second edition). *Academic Press*. 100-114. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00180-4>
- San-Miguel-Ayanz J., Moreno J. M., Camia A. (2013) Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes: Lessons learned and perspectives. *Forest Ecology and Management*. **294**, 11-22. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.050>
- Scarff F.R a Westoby M. (2006) Leaf litter flammability in some semi-arid Australian woodlands. *Functional Ecology*. **20**, 745–52. dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2006.01174.x>
- Scott J.H. a Reinhardt E.D (2001) Assessing crown fire potential by linking models of surface and crown fire behavior. *USDA Forest Service*. Research paper RMRS-RP-29, 1-59. dostupné z: <https://doi.org/10.2737/RMRS-RP-29>
- Sheng C. a Azevedo J.L.T. (2005) Estimating the higher heating value of biomass fuels from basic analysis data. *Biomass and Bioenergy*. **28**(5), 499-507. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2004.11.008>
- Schelhaas M.J., Hengeveld G., Moriondo M., Reinds G.J., Kundzewicz Z.W., ter Maat H. et al. (2010). Assessing risk and adaptation options to fires and windstorms in European forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. **15**, 681–701. dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11027-010-9243-0>
- Schroeder, D. V. (2021) Chapter 1 Energy in thermal physics, In: An introduction to thermal physics. *Oxford University Press, Oxford, England*. 1-37. dostupné z: https://cuni.primo.exlibrisgroup.com/permalink/420CKIS_INST/1ustijj/alma9925543392706986
- Schweithelm J. a Glover D. (2006) Causes and impacts of the fires. In: Glover D. a Jessup T. (eds.), Indonesia's Fires and Haze: The Cost of Catastrophe. *International Development Research Centre, Ottawa*. dostupné z: https://cuni.primo.exlibrisgroup.com/permalink/420CKIS_INST/5nfor5/alma9925221869606986
- Singh J., Schädler M., Demetrio W., Brown G.G., Eisenhauer N. (2019) Climate change effects on earthworms – a review. *Soil Organisms*. **91**(3),114-138. dostupné z: <https://doi.org/10.25674/so91iss3pp114>
- Singleton M.P., Thode A.E., Sánchez Meador A.J., Iniguez J.M. (2019) Increasing trends in high-severity fire in the southwestern USA from 1984 to 2015. *Forest Ecology and Management*. **433**, 709-719. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.039>
- Six J., Bossuyt H, Degryze S., Denef K. (2004) A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*. **79**, 7-31. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>
- Skinner C. N. a Chang C. (1996) Fire regimes, past and present. In: Sierra Nevada Ecosystem Project: Final report to Congress. Vol. II. Assessments and Scientific Basis for Management Options. Wildland Resources Center Report No. 37. *Centers for Water and Wildland Resources, University of California, Davis*. 1041-1069, dostupné z: <https://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/36570>

- Smith N.R., Kishchuk B.E., Mohn W.W. (2008) Effects of Wildfire and Harvest Disturbances on Forest Soil Bacterial Communities. *Applied and Environmental Microbiology*. **74**(1), 216-224. dostupné z: <https://journals.asm.org/doi/abs/10.1128/aem.01355-07>
- Stock W.D. a Lewis O.A.M. (1986) Soil Nitrogen and the Role of Fire as a Mineralizing Agent in a South African Coastal Fynbos Ecosystem. *Journal of Ecology*. **74**(2), 317-328. dostupné z: <https://doi.org/10.2307/2260257>
- Sullivan A.L. (2017) a. Inside the Inferno: Fundamental Processes of Wildland Fire Behaviour, Part 1: Combustion Chemistry and Heat Release. *Current Forestry Report*. **3**, 132–149. dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s40725-017-0057-0>
- Sullivan A.L. (2017) b. Inside the Inferno: Fundamental Processes of Wildland Fire Behaviour, Part 2: Heat Transfer and Interactions. *Current Forestry Report*. **3**, 150–171. dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s40725-017-0057-0>
- Šourková M., Frouz J., Šantrůčková H. (2005) Accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus during soil formation on alder spoil heaps after brown-coal mining, near Sokolov (Czech Republic). *Geoderma*. **124**(1-2), 203-214. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.05.001>
- Tacconi L., Moore P.F., Kaimowitz D. (2007) Fires in tropical forests – what is really the problem? lessons from Indonesia. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. **12**, 55–66. dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11027-006-9040-y>
- Tomlin A.D., Shipitalo M.J., Edwards W.M., Protz R. (1995) Earthworms and their influence on soil structure and infiltration. In: Hendrix P. F. (ed.), *Earthworm ecology and biogeography in North America*. Lewis Publishers Inc., Boca Raton. 159-183. ISBN 978-1-56670-053-5
- Trollope W., Trollope L., Hartnett, D. (2002) Fire behaviour a key factor in the fire ecology of African grasslands and savannas. *Forest Fire Research & Wildland Fire Safety* (ed.). Millpress, Rotterdam, Netherlands. 1-15. ISBN 90-77017-72-0
- Trollope W.S.W. (1984) Fire Behaviour. In: de Booyesen, P.V. a Tainton, N.M. (eds.), *Ecological Effects of Fire in South African Ecosystems*. *Ecological Studies*. **48**, 200-217. dostupné z: https://doi.org/10.1007/978-3-642-69805-7_9
- Urbanski S.P., Hao W.M., Baker S. (2008) Chemical composition of wildland fire emissions. *Developments in environmental science*. **8**, 79-107. dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S1474-8177\(08\)00004-1](https://doi.org/10.1016/S1474-8177(08)00004-1)
- van der Werf G.R., Randerson J.T., Giglio L., Gobron N., Dolman A.J. (2008) Climate controls on the variability of fires in the tropics and subtropics. *Global Biogeochemical Cycles*. **22**(GB3028), 1-13. dostupné z: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2007gb003122>
- van der Werf G.R., Randerson J.T., Giglio L., van Leeuwen T.T., Chen Y., Rogers B.M. et al. (2017) Global fire emissions estimates during 1997–2016. *Earth System Science Data*. **9**, 697–720. dostupné z: <https://doi.org/10.5194/essd-9-697-2017>
- van Kessel M.A.H.J., Speth D.R., Albertsen M., Nielsen P.H., Op den Camp H.J.M., Kartal B. et al. (2015) Complete nitrification by a single microorganism. *Nature*. **528**, 555–559. dostupné z: <https://doi.org/10.1038/nature16459>
- Varner J.M., Kane J.M., Kreye J.K., Engber E. (2015) The Flammability of Forest and Woodland Litter: a Synthesis. *Current Forestry Reports*. **1**, 91–99. dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s40725-015-0012-x>
- Vidal M., Rogers W.J., Holste J.C., Mannan M. S. (2004) A review of estimation methods for flash points and flammability limits. *Process safety progress*. **23**(1), 47-55. dostupné z: <https://doi.org/10.1002/prs.10004>

- Vráblíková J. a Vráblík P. (2008) Aplikovaná pedologie. *Fakulta ŽP Univerzity J. E. Purkyně. Ústí nad Labem*. ISBN 978-80-7414-046-4
- Wang Y., Xu Z., Zhou Q. (2014) Impact of fire on soil gross nitrogen transformations in forest ecosystems. *Journal of Soils and Sediments*. **14**, 1030-1040. dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0879-3>
- Ward D. (2001) Combustion Chemistry and Smoke. In: Johanson E.A. a Miyanshi K. (eds.), *Forest Fires: Behavior and Ecological Effects*. *Academic Press*. 56-77. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/B978-012386660-8/50005-2>
- Weber R.O. (1991) Modelling fire spread through fuel beds. *Progress in Energy and Combustion Science*. **17**(1), 67-82. dostupné z: [https://doi.org/10.1016/0360-1285\(91\)90003-6](https://doi.org/10.1016/0360-1285(91)90003-6)
- Weir J.R. a Limb R.F. (2013) Seasonal Variation in Flammability Characteristics of *Quercus marilandica* and *Quercus stellata* Leaf Litter Burned in the Laboratory. *Fire ecology*. **9**, 80–88. dostupné z: <https://doi.org/10.4996/fireecology.0903080>
- Williams F.A. (1982) Urban and wildland fire phenomenology. *Progress in Energy and Combustion Science*. **8**(4), 317-354. dostupné z: [https://doi.org/10.1016/0360-1285\(82\)90004-1](https://doi.org/10.1016/0360-1285(82)90004-1)
- Williams M. (2006) Deforesting the Earth: From Prehistory to Global Crisis, An Abridgment. *University of Chicago Press, Chicago*. dostupné z: https://cuni.primo.exlibrisgroup.com/permalink/420CKIS_INST/1ustijj/alma9925224083606986
- Williams P.T. a Horne P.A. (1994) The role of metal salts in the pyrolysis of biomass. *Renewable Energy*. **4**(1), 1-13. dostupné z: [https://doi.org/10.1016/0960-1481\(94\)90058-2](https://doi.org/10.1016/0960-1481(94)90058-2)
- Wodley F.A. (1971) Pyrolysis products of untreated and flame retardant-treated α -cellulose and levoglucosan. *Journal of Applied Polymer Science*. **15**, 835-851. <https://doi.org/10.1002/app.1971.070150406>
- Yang H., Yan R., Chen H., Lee D.H., Zheng C. (2007) Characteristics of hemicellulose, cellulose and lignin pyrolysis. *Fuel*. **86**(12–13), 1781-1788. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2006.12.013>
- Zhang Y., Obrist D., Zielinska B., Gertler A. (2013) Particulate emissions from different types of biomass burning. *Atmospheric Environment*. **72**, 27-35. dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.02.026>
- Zhao W., Blauw L.G., Van Logtestijn R.S.P, Cornwell W.K., Cornelissen J.H.C. (2014) Interactions between Fine Wood Decomposition and Flammability. *Forests*. **5**(4), 827-846. dostupné z: <https://doi.org/10.3390/f5040827>
- Zheng B., Ciais P., Chevallier F., Yang H., Canadell J.G., Chen Y. et al. (2023) Record-high CO₂ emissions from boreal fires in 2021. *Science*. **379**(6635), 912-917. dostupné z: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.ade0805>
- Zhong M., Shi C., Gao X., Wu X., Chen F., Zhang S. et al. (2014) On the possible use of fire by *Homo erectus* at Zhoukoudian, China. *Chinese Science Bulletin*. **59**, 335–343. dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11434-013-0061-0>