

# FYTOSANITÁRNÍ RIZIKA PĚSTOVÁNÍ VYBRANÝCH DŘEVIN RODU *QUERCUS* A *JUGLANS* V DOBĚ KLIMATICKÉ ZMĚNY: REVIEW

## PHYTOSANITARY RISKS OF THE SILVICULTURE OF OAKS AND WALLNUTS IN THE PERIOD OF CLIMATIC CHANGE: REVIEW

ANTONÍN MARTINÍK<sup>1)</sup>✉ - JIŘÍ ROZSYPÁLEK<sup>2)</sup> - PETR MARTÍNEK<sup>2)</sup> - ANNA MÁRIA MITROVÁ<sup>1)</sup> - ROMAN LONGAUER<sup>1)</sup>

<sup>1)</sup>Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav zakládání a pěstění lesů, Zemědělská 3, 613 00 Brno, Czech Republic

<sup>2)</sup>Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav ochrany lesů a myslivosti, Zemědělská 3, 613 00 Brno, Czech Republic

✉ e-mail: martinik@mendelu.cz

ORCID: A. Martiník 0000-0002-5906-8830  
J. Rozsypálek 0000-0002-7246-5195  
P. Martínek 0000-0002-9034-9008

A. M. Mitrová 0000-0002-8023-192X  
R. Longauer 0000-0003-1878-087X

### ABSTRACT

The review article deals with the silvicultural and phytosanitary risks, which may influence the use of oak and walnut species in the Czech Republic in the climate change. The study covers 12 species: eight oak species native to Central and South-Eastern Europe along with the North-American northern red oak, eastern black walnut, Persian walnut, and hybrids of the two walnut species. Future risks associated with cultivation of northern red oak and eastern black walnut were found to be most serious. On the contrary, Turkey oak and Hungarian should be considered a species suitable for most drought-exposed sites. Growing of the studied species in new areas and sites should follow adjusted silvicultural designs. These could include creation of mixed stands managed with due care of individual trees. The coppice with standards, coppice, and even transformation towards agroforestry systems may be suitable systems for the studied species.

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

**Klíčová slova:** dub spp.; ořešák spp.; škodlivé agens; adaptační management

**Key words:** oak spp.; walnut spp.; pests and disease; adaptive forest management

### ÚVOD

Zásadním problémem, s nímž se musí potýkat současný lesnický sektor, je globální klimatická změna (LINDNER et al. 2010; HANEWINKEL et al. 2013; FANTA, PETŘÍK 2021). Předpokládaná změna klimatu, tedy především nerovnoměrné rozložení srážek, zvýšení teplot, extrémní projevy počasí a prodloužení vegetační doby budou mít za následek změnu ekologických podmínek pro růst dřevin (HLÁSNÝ et al. 2011; ČERMÁK et al. 2016). V Evropě je za nejvíce ohrožený region považován Mediterán a dále kontinentální mírná zóna (LINDNER et al. 2010), tedy i Česká republika, resp. její významná část (FITZGERALD, LINDNER 2013; HLÁSNÝ et al. 2014; BAIER et al. 2022).

V souvislosti s klimatickou změnou je diskutován posun areálů dřevin, a to jak napříč kontinentem, tak v rámci konkrétního regionu ve směru vertikálním z nížin do středních a vyšších (horských) poloh (FITZGERALD, LINDNER 2013; METTE et al. 2021). Za nejvíce ohrožené lze přitom považovat lesy rostoucí v nejnižších vegetačních stupních (LVS), tedy v 1., 2., případně 3. LVS. Jinak řečeno, zatímco v nejvyšších polohách lze využít dřevin přirozeně rostoucích v nižších (sušších) oblastech, případně zde lokálně může probíhat změna podmínek od suboptimálních k optimálním (např. smrk v 8. LVS), v nejsušších oblastech není v rámci daného regionu a dřevinné skladby alternativa (HLÁSNÝ et al. 2014). Využívání doposud opomíjených a minoritních dřevin je řešení vhodné spíše pro střední polohy, vzhledem k nižší toleranci těchto druhů vůči suchu než vykazují dřeviny hlavní (KUNZ et al.

2018; METTE et al. 2021). Ve své podstatě tak existuje pět možností, jak přizpůsobit lesy v nejvíce ohrožených oblastech na globální klimatickou změnu:

- 1 V prvé řadě by měly být využívány dřeviny původní, na sucho pro danou oblast nejlépe adaptované, případně vhodné proveniencí těchto druhů. Mj. to bude znamenat vyloučení smrku z těchto oblastí (HLÁSNÝ et al. 2011, 2014).
- 2 Využívání nepůvodních (introdukovaných) druhů dřevin snázejících sucho. V současnosti podléhá pěstování introdukovaných dřevin detailnímu zkoumání a ověřování jejich dopadu na původní ekosystémy. Využití nepůvodních dřevin je možné jen v rámci přísných legislativních pravidel. Zcela vyloučeny by měly být dřeviny s invazním potenciálem (POLENO 1997; BOLTE et al. 2009; KRUMM, VÍTKOVÁ 2016).
- 3 Širší využívání dřevin rostoucích v sousedních sušších regionech, z nichž se mohou přirozeně dále šířit – asistovaná migrace (WILLIAMS, DUMROESE 2013; GÖMÖRY et al. 2020).
- 4 Odlišný způsob pěstování, tj. přechod k rozvolněnějším lesům, péče o jednotlivé stromy a v neposlední řadě i záměna lesnického hospodaření za agrolesnické (ČERMÁK et al. 2016; BAIER et al. 2022; MARTINÍK, MITROVÁ 2022).
- 5 Kombinace výše uvedených přístupů, příp. další (MILLAR et al. 2007; BOLTE et al. 2009).

Kromě výše uvedených změn v abiotickém prostředí klimatická změna aktivuje řadu biotických činitelů (choroby, škůdci), kteří mohou ovlivňovat úspěšnou kultivaci dřevin v nově se tvořícím prostředí (LINDNER et al. 2010; HLÁSNÝ et al. 2011 – podrobněji o této problematice viz níže). Úkolem pěstování lesů je tyto hrozby reflektovat v rámci prováděných praktických opatření (ČERMÁK et al. 2016).

Za účelem demonstrace vlivu klimatické změny na aktivaci a aktivizaci biotických činitelů a zjištění, jak následně tyto činitelé mohou ovlivnit dosavadní pěstební postupy, byly vybrány dva rody – *Quercus* spp. a *Juglans* spp., jejichž druhy jsou oblíbené v ekonomicky zaměřených pěstebních systémech (modelech) poloh střední Evropy a České republiky. Celkem bylo vybráno 12 druhů dřevin, z nich dva rostou přirozeně v Severní Americe, devět je Evropského původu a jeden druh je kříženec druhu původem ze Severní Ameriky a Evropy.

Dílčími cíli tohoto článku jsou: a) shrnout ekologická východiska a dosavadní pěstební postupy u vybraných druhů dřevin; b) formou literární rešerše sumarizovat současná a potenciální fyto-sanitární (houbové patogeny, hmyzí škůdci) rizika spojená s těmito druhy. Na základě těchto dílčích cílů je hlavním cílem článku ověřit dosavadní pěstební postupy a naznačit, jak by mohly být uvedené druhy pěstovány v období klimatické změny.

## MATERIÁL A METODIKA

V rámci této studie jsme se zaměřili na dva hospodářsky významné rody dřevin – dub (*Quercus* spp.) a ořešák (*Juglans* spp.). Konkrétně se jedná o tyto druhy (řazeno abecedně): dub balkánský (*Quercus frainetto* Ten.), dub cer (*Quercus cerris* L.), dub červený (*Quercus rubra* L. syn. *Q. borealis* F. Michx.), dub jadranský (*Quercus virgiliana* Ten.), dub letní (*Q. robur* L.), dub mnohoplodý (*Quercus polycarpa* Schur.), dub šípák (*Quercus pubescens* Willd.), dub zimní (*Q. petraea* /Matt./ Liebl), dub žlutavý (*Quercus dalechampii* Ten.), ořešák černý (*Juglans nigra* L.), ořešák královský (*Juglans regia* L.) a kříženec předešlých druhů *Juglans nigra* x *Juglans regia* (*Juglans* x *intermedia* Carr).

Formou rešerše jsou v první části výsledků prezentovány základní ekologické nároky vybraných druhů, pěstební vlastnosti a jejich případné hospodářské využití.

V druhé části byl na základě dostupných literárních zdrojů vytvořen seznam nejvýznamnějších patogenních agens, které dle všech dostupných informací a předpokladů mohou v budoucnu zásadním způsobem limitovat úspěšné hospodářské využití vybraných dřevin (viz tab. 1). Do tabulky nebyly vkládány druhy, které management ochrany lesa v podmínkách střední Evropy intenzivně řeší nebo řešil v minulosti (ZAHRADNÍK 2014; LORENC et al. 2021). Celkem je zde uvedeno 19 patogenních agens, které představují potenciální ohrožení pro úspěšné pěstování dubů či ořešáků v Evropě. U každého patogenu je uvedeno doposud známé hostitelské spektrum a dále v pěti-četných stupnicích:

- a) závažnost dopadů na hostitelské dřeviny
  - 1 – minimální: pouze estetická poškození bez vlivu na perspektivu dřeviny a produkci dřevní biomasy,
  - 2 – slabé: poškození menšího rozsahu snižující perspektivu a přírůst,
  - 3 – závažné: poškození středního rozsahu zásadně snižující perspektivu a přírůst (stagnace napadených jedinců),
  - 4 – zásadní: poškození velkého rozsahu způsobující postupné odumírání hostitelských dřevin,
  - 5 – fatální: způsobuje akutní a plošné hynutí hostitelských dřevin;
- b) riziko plošného rozšíření po Evropě
  - 1 – velmi malé: patogen se vyskytuje na jiném kontinentu a jeho zavlečení do Evropy je nepravděpodobné,
  - 2 – malé: patogen se doposud nevyskytuje v Evropě, ale jeho zavlečení je pravděpodobné v horizontu do 30 let,
  - 3 – střední: patogen není doposud v Evropě plošně rozšířen, ale byl zde již zaznamenán a jeho plošné rozšíření je pravděpodobné v horizontu do 10 let,
  - 4 – velké: patogen se již vyskytuje v Evropě, ale jeho šíření je pomalé, limitované podmínkami prostředí,
  - 5 – velmi pravděpodobné: patogen se již vyskytuje v Evropě a rychle se zde rozšiřuje;
- c) z výše uvedených údajů vycházející vliv daného patogenu na úspěšné hospodářské využití hostitelských dřevin
  - 1 – zanedbatelný: bez zásadního vlivu na pěstování hostitelských dřevin,
  - 2 – slabý: jeho přítomnost mírně snižuje výnosy z pěstování hostitelských dřevin,
  - 3 – závažný: jeho přítomnost výrazně limituje hospodářské využití hostitelských dřevin,
  - 4 – kritický: jeho přítomnost znemožňuje hospodářské využití hostitelských dřevin,
  - 5 – fatální: jeho přítomnost znemožňuje existenci hostitelských dřevin.

Pro patogeny, které z tohoto srovnání vycházejí jako druhy s nejnintenzivnějším vlivem na výše uvedené rody dřevin, a tím představují kruciólní riziko pro úspěšné pěstování dubů a ořešáků a jejich porostů (tzv. kritické druhy), byly níže zpracovány stručné přehledy jejich vlastností, ekologie, symptomů jejich aktivity na hostitelských dřevinách a také dopadů jejich působení na lesní hospodářství (viz tab. 1).

**Tab. 1.**

 Přehled vybraných patogenních agens  
 Overview of selected pathogenic agents

Patogenní agens/ Pests and diseases	Hostitelské spektrum/ Host spectrum	Závažnost dopadů na hostitelské dřeviny <sup>a/</sup> Severity of impacts on host trees <sup>a</sup>	Riziko plošného rozšíření v Evropě <sup>b/</sup> Risk of widespread spread in Europe <sup>b</sup>	Vliv daného patogenu na úspěšné hospodářské využití <sup>c/</sup> Effect of the pathogen on successful economic use <sup>c</sup>	Použitá literatura/ Literature sources
AOD - Acute oak decline ( <i>Agilus biguttatus</i> , <i>Brenneria goodwinii</i> , <i>Gibbsiella quercinecan</i> )	<i>Quercus</i> spp. (hlavně/mainly <i>Q. robur</i> , <i>Q. petraea</i> )	4	5	4	PETTIFOR et al. 2020
CDO - Canker and Dieback of Oak Trees ( <i>Cytospora</i> spp.)	<i>Quercus</i> spp. (hlavně/mainly <i>Quercus mongolica</i> )	4	2	3	PAN et al. 2021
<i>Bretziella fagacearum</i> (syn. <i>Ceratocystis fagacearum</i> )	<i>Quercus</i> spp. (hlavně/mainly <i>Q. falcata</i> , <i>Q. rubra</i> , <i>Q. shumardii</i> , <i>Q. velutina</i> )	5	3	4	BRAGARD et al. 2020
<i>Phytophthora</i> sp. ( <i>P. plurivora</i> , <i>P. quercina</i> , <i>P. cinnamomi</i> , <i>P. ramorum</i> , <i>P. cambivora</i> atd.)	<i>Quercus</i> spp., <i>Juglans</i> spp.	3	4	3	JUNG et al. 1996
<i>Ophiostoma quercus</i>	<i>Quercus</i> spp. (hlavně/mainly <i>Q. frainetto</i> )	2	4	3	BILAŇSKI et al. 2023
CHCP - Charcoal Canker Pathogen ( <i>Biscogniauxia mediterranea</i> )	<i>Quercus</i> spp. (hlavně/mainly <i>Q. cerris</i> , <i>Q. robur</i> , <i>Q. pubescens</i> , <i>Q. brantii</i> )	2	4	3	PATEJUK et al. 2022
Botryosphaeria canker ( <i>Diplodia corticola</i> , <i>Platyphus cylindrus</i> )	<i>Quercus</i> spp. (hlavně/mainly <i>Q. canariensis</i> , <i>Q. coccifera</i> , <i>Q. ilex</i> , <i>Q. suber</i> , <i>Q. agrifolia</i> , <i>Q. chrysolepis</i> , <i>Q. rubra</i> , <i>Q. virginiana</i> )	3	3	3	MUÑOZ-ADALIA et al. 2022
Rot of Branches and Trunks ( <i>Erwinia rhapontici</i> )	<i>Quercus</i> spp. (hlavně/mainly <i>Q. robur</i> )	2	3	2	KULBANSKA et al. 2022
Pseudomonas Canker Disease ( <i>Pseudomonas fluorescens</i> )	<i>Quercus</i> spp. (hlavně/mainly <i>Q. robur</i> )	2	3	2	KULBANSKA et al. 2022
síňhatka dubová ( <i>Corythucha arcuata</i> )	<i>Quercus</i> spp.	3	4	3	CSÓKA et al. 2020 BARBER 2010 BERNARDINELLI 2006
Asian Longhorned Beetle ( <i>Anoplophora glabripennis</i> )	<i>Quercus</i> spp. (hlavně/mainly <i>Q. rubra</i> ), <i>Juglans</i> spp.	5	4	4	TURGEON et al. 2022 STRAW et al. 2015a, 2015b FACCOLI et al. 2015
Citrus Longhorned Beetle ( <i>Anoplophora chinensis</i> )	<i>Quercus</i> spp. (hlavně/mainly <i>Q. petraea</i> ), <i>Juglans</i> spp.	4	4	3	SJÖMAN et al. 2014 NICOLESCU et al. 2020a, 2020b MACLEOD 2022
listokaz japonský ( <i>Popillia japonica</i> )/Japanese Beetle ( <i>Popillia japonica</i> )	<i>Juglans nigra</i> , <i>Quercus</i> spp.	3	3	3	KLEIN 2022 SCHRADER et al. 2019
TCD - Thousand Cankers Disease ( <i>Geosmithia morbida</i> , <i>Pityophthorus juglandis</i> )	<i>Juglans</i> spp.	5	4	4	MORICCA et al. 2020 YAGHMOUR et al. 2014 SAURAT et al. 2023
<i>Dryocoetes himalayensis</i>	<i>Juglans</i> spp.	4	4	3	FOIT et al. 2017 PROCHÁZKA et al. 2018 KAŠÁK et al. 2023
<i>Lymantria mathura</i>	<i>Quercus</i> spp. a <i>Juglans</i> spp.	3	2	3	EPPO 2017, 2020, 2023
<i>Xylosandrus germanus</i>	<i>Quercus</i> spp. a <i>Juglans</i> spp.	3	5	3	
ochmet evropský ( <i>Loranthus europaeus</i> )	<i>Quercus</i> spp. (hlavně/mainly <i>Q. robur</i> , <i>Q. pubescens</i> , <i>Q. cerris</i> )	2	4	3	KUBOV et al. 2020
jmelí bílé ( <i>Viscum album</i> )/European Mistletoe ( <i>Viscum album</i> )	<i>Juglans</i> spp. (hlavně/mainly <i>J. nigra</i> , <i>J. cinerea</i> )	4	5	4	ROZSYPÁLEK et al. 2020

Vysvětlivky: a: 1–5: minimální–fatální, b: 1–5: velmi malé–velmi pravděpodobné, c: 1–5: zanedbatelný–fatální

Captions: a: 1–5: minimal–fatal, b: 1–5: very small–very likely, c: 1–5: negligible–fatal

## VÝSLEDKY

### 1) *Ekologická a pěstební východiska*

#### a) *duby (Quercus spp.)*

Duby patří do čeledi *Fagaceae*, celosvětově čítá tento rod kolem 500 stálezelených nebo opadavých druhů vyskytujících se od tropické po chladnou mírnou zónu severní polokoule. Jedná se o botanicky náročný rod vzhledem k časté fenotypové proměnlivosti a možnosti hybridizace (JOHNSON et al. 2019; NOVOTNÝ et al. 2022).

Ve střední a západní Evropě, jakož i v České republice je z rodu dub (*Quercus* spp.) hospodářsky využíván především **dub zimní** (*Quercus petraea*) a **dub letní** (*Quercus robur*) (KONŠEL 1931; SVOBODA 1955; VYSKOT 1958; POLENO, VACEK 2009). Oba tyto druhy najdeme v přirozené dřevinné skladbě od 1. do 4. (5.) lesního vegetačního stupně (LVS) s těžištěm výskytu v 1. a 2. LVS. S přibývající nadmořskou výškou je zřetelný pokles v zastoupení dubu v přirozené dřevinné skladbě, a to jednak z důvodu nevyhovujících stanovištních podmínek (klíma), jednak vlivem konkurenční převahy buku v podmínkách 3. a 4. LVS (KADLUS 2005; POLENO, VACEK 2009; KOŠULIČ 2010). Zatímco v přirozené dřevinné skladbě ČR je uváděno zastoupení dubu kolem 19 % (bez rozlišení na jednotlivé druhy), jeho současné zastoupení se pohybuje kolem 7 % (opět bez rozlišení na jednotlivé druhy). Rozdíly v ekologických nárocích obou výše uvedených druhů jsou ve schopnosti dubu letního růst a prosperovat na vodou ovlivněných stanovištích, ať lužních nebo oglejených. Na stranu druhou jsou popsány ekotypy dubu letního, prosperující na vysychavých, ale na vápenec (bazické kationty) bohatých stanovištích. V porovnání s dubem zimním je dub letní také považován za druh méně rezistentní vůči suchu (TIMBAL, AUSENNAC 1996; PONTON et al. 2002; HLÁSNÝ et al. 2011). Další odlišností lze najít také v nárocích na světlo, kdy především mladší rostliny dubu letního vyžadují více světla než stejně staří jedinci dubu zimního (ÚRADNÍČEK et al. 2009). S pěstováním dubu se dlouhodobě počítá především na živných stanovištích 1. až 3. LVS, případně na azonálních společenstvech jedlových doubrav, resp. dubových jedlin (PLÍVA, PRŮŠA 1969; vyhláška č. 456/2021 Sb). Na ostatních stanovištích, např. kyselá stanoviště 1. až 3. LVS, bory nebo exponovaná stanoviště, nebyvá dub dřevinou hlavní hospodářskou, byť má na těchto stanovištích významnou funkci (POLENO, VACEK 2009). V souvislosti s globální klimatickou změnou je předpokládán posun ve vegetační stupňovitosti, a tedy i perspektiva pěstování dubu až do 4. a 5. LVS. Naopak v nejužších oblastech ČR, stejně jako jinde v Evropě, se jeví pěstování dubu letního i zimního z dlouhodobého hlediska neperspektivní (HLÁSNÝ et al. 2011; METTE et al. 2021).

Pěstebním a hospodářským cílem v dubových porostech na „dubových“ (tedy živných) stanovištích je vysoce jakostní tlusté dříví (POLENO, VACEK 2009). Pěstební postupy a opatření k dosažení tohoto cíle jsou podrobně a obsáhle popsány v odborné i vědecké literatuře (např. VYSKOT 1958; SLODIČÁK, NOVÁK 2007; KLIMO 2008). V souvislosti s dubem letním je potřeba zmínit uváděnou vyšší kvalitu dubu letního původem z jižní Evropy – tzv. *dub slavovský* (*Q. robur* ssp. *slavonica*) (KLIMO 2008; BURIÁNEK et al. 2009; DOBROVOLNÝ et al. 2017).

O úspěchu přirozené obnovy dubu rozhoduje období bezprostředně po semenném roku, neboť pouze ten je zárukou dostatečného množství semen pro úspěšnou obnovu (VAŇKOVÁ 2004; MARTINÍK et al. 2014). Limitem úspěchu obnovy je predace semen hlodavci, zvěří, vymrzání semen a semenáček, případně kompetice ostatních dřevin (VAŇKOVÁ 2004; PALÁTOVÁ, RYCHNOVSKÁ 2010). V případě umělé obnovy se jeví zásadní kvalita (původ) osiva a dále udržení (vnos) ostatních dřevin snázejících zástin (DOBROVOLNÝ et al. 2017). Kritickým momentem při péči o nárosty (kultury), jakož i při prvních pročistkách je tvorba optimální hustoty (zápoje) tak, aby nedocházelo k negativním projevům fototropismu (POLENO, VACEK 2009). V duchu francouzské probírkové metody je výchova ve stadiu tyčovin a mladých

kmenovin zaměřena na pozitivní výběr (ca od výšky 15–20 m s délkou kmene kolem 8 m). Pěstebně vhodná je účast stín snázejících dřevin v dubových porostech (buk, habr, lípa), které zlepšují půdní poměry, zabraňují rozvoji buřeně a tvorbě sekundárních výhonů na kmenech; jejich přítomnost také zlepšuje kvalitu kmene (TIMBAL, AUSENNAC 1996; SOUČEK 2009; SLÁVIK, KHUN 2014). V porostech, kde tato spodní etáž chybí, se jeví vhodným pěstebním opatřením podsadba dřevin schopných tuto etáž vytvořit (POLENO, VACEK 2009; KOŠULIČ 2010). Podle stanoviště, pěstební koncepce a cílové tloušťky se počet cílových jedinců dubu pohybuje v rozmezí 50–100 ks/ha při obmýti 160–200 let (KADLUS 2005; POLENO VACEK 2009; ŠTEFANČÍK 2012). Kromě lesa vysokého lze pěstovat dub také ve tvaru lesa středního (KONŠEL 1931; KADLUS 2005; KADAVÝ et al. 2011).

Po dubu zimním a letním je druhem s největším zastoupením v České republice **dub cer** (*Quercus cerris*). ÚRADNÍČEK et al. (2009) uvádí, že tento druh je u nás původní pouze na jižní Moravě, jeho výskyt v dalších částech České republiky je podmíněn lidskou činností. Dnes tak tuto dřevinu nacházíme v Českém krasu, Českém středohoří, ve Žďárských vrších, Novohradských horách a řídce i jinde v ČR. Stejně jako všechny ostatní níže uvedené duby je i cer dubem teplomilným, sucho snázejícím; s těžištěm výskytu v jihovýchodní Evropě (Balkán, Apeniny a Malá Asie) (SIMEONE et al. 2019). V Maďarsku je cer zastoupen 11 %, pěstován je hojně ve Slovinsku i na Slovensku (NOVOTNÝ et al. 2022). Jedná se o druh se značnou morfologickou proměnlivostí (NOVOTNÝ et al. 2022).

Dub cer dorůstá stromovitěho vzrůstu s výškou až kolem 30 (35) metrů. Na rozdíl od dubu letního a zimního je kvalita dříví ceru nižší, častý je výskyt mrazových trhlin. Pěstebně lze využít jeho větší toleranci k zástině, a to především v mladším věku. Jedná se o druh nenáročný na půdu, využívaný i při lesnických rekultivacích a v agrolesnických systémech, má výbornou výmladnost a uváděna je i nižší atraktivita semenáček k okusu zvěří (NOVOTNÝ et al. 2018). Podobně jako většina ostatních minoritně zastoupených dubů je i dub cer významně zastoupen v lesích nízkých (TIMBAL, AUSENNAC 1996).

Na Moravě i v Čechách je původním dubem **dub šípák** (*Quercus pubescens*), který přirozeně preferuje vápencové podklady (ÚRADNÍČEK et al. 2009). V Evropském kontextu je ale považován za dřevinu nenáročnou na půdu (BORDÁCS et al. 2019b). Jedná se o druh vysoce tolerantní k suchu, na druhou stranu nedorůstá takových rozměrů jako předchozí druhy a často vytváří pouze keřovitou formu – to omezuje jeho komerční využívání (BORDÁCS et al. 2019b). Výška dospělých stromů jen málokdy přesahuje 20 metrů (BURIÁNEK et al. 2009; ÚRADNÍČEK et al. 2009).

Společně s dubem šípákem je možné na bazických podkladech najít i **dub jadranský** (*Quercus virgiliana*), byť spektrum stanovišť, kde jej lze u nás najít, je širší (BURIÁNEK et al. 2013). ÚRADNÍČEK et al. (2009) uvádí přirozený výskyt dubu jadranského pouze na jižní Moravě, kde vyznívá jeho severní hranice přirozeného rozšíření. Podobně jako druh předchozí, i tento dub dorůstá maximálně 20 metrů výšky.

K nejméně probádaným druhům dubu v ČR lze řadit **dub mnohoploďný** (*Quercus polycarpa*) a **dub žlutavý** (*Quercus dalechampii*). Oba mohou dorůstat až 30 metrů výšky a jsou řazeny k druhům teplomilným, značně odolným vůči suchu (ÚRADNÍČEK et al. 2009). V lesních porostech na jižní Moravě lze nalézt také křížence těchto druhů (BURIÁNEK et al. 2009).

V České republice je pravděpodobně nepůvodním druhem **dub balkánský** (*Quercus frainetto*), někdy nazýván také dubem uherským nebo maďarským (KONŠEL 1931; BORDÁCS et al. 2019a). Přirozený výskyt této dřeviny na jihovýchodní Moravě je sporný (KOBILÍZEK 1990; NOVÁK, ROLEČEK 2013; NOVOTNÝ et al. 2022). Jedná se o submediteránní druh s přirozeným výskytem na balkánském poloostrově, kde dorůstá výšky až 30 (40) metrů (ÚRADNÍČEK et al. 2009; MAURI et al.

2016). Přirozeně roste s cerem, habrem východním, habrovcem a jasanem zimnářem (NOVOTNÝ et al. 2018). Podobně jako většina ostatních dubů se i tento druh vyznačuje vysokými nároky na světlo, byť nižšími než dub letní (NOVOTNÝ et al. 2022). Je tolerantní k půdním vlastnostem, upřednostňuje hlubší i ulehle kyselé půdy, na kterých snáší i dočasné jarní podmáčení (MAURI et al. 2016), ne však záplavy (NOVOTNÝ et al. 2018). Jeho ekologická valence je užší než u dubu ceru. Dub balkánský je značně tolerantní vůči suchu, více než dub cer, ale méně než např. stálezelený mediteránní druh – dub cesmínovitý (*Quercus ilex* L.) (MAURI et al. 2016). Dub balkánský vytváří rovný kmen a upotřebitelnost jeho dříví je srovnatelná s naším dubem letním, resp. zimním. Jeho dřevo se vyznačuje nesnadnou štípatelností (KONŠEL 1931; BORDÁCS et al. 2019a). Pěstební vlastnosti a postupy jsou srovnatelné s našimi domácími duby (NOVOTNÝ et al. 2022).

Nejvíce rozšířeným a pěstovaným nepůvodním dubem na území České republiky a Evropy je **dub červený** (*Quercus rubra*). U nás je rozšířen na přibližně 5 600 ha lesní půdy (zastoupení 0,2 %). V Evropě je tato dřevina nejvíce rozšířena na Ukrajině s cca 193 000 ha a dále ve Francii s 52 000 ha (NICOLESCU et al. 2020a).

Dub červený přirozeně roste na východě Severní Ameriky; v Evropě je kultivován již od konce 17. století. Ve své původní domovině roste na pestré škále stanovišť od nížin do hor a vytváří společenstva s řadou listnatých (břízy, duby, javory, ořešáky aj.) i jehličnatých (borovice, jedlovec aj.) druhů dřevin (SANDER 1990; GILMAN, WATSON 1994; NICOLESCU et al. 2020a; <https://www.srs.fs.usda.gov/>). Uváděno je až 15 dalších druhů dubů rostoucích v původním areálu dubu červeného (JOHNSON et al. 2019). Přirozeně dub červený roste na půdách středně zásobených živinami, což bylo využíváno také při jeho kultivaci v Evropě (LEAK et al. 2017; DRESSEL, JÄGER 2002).

V Evropě je tento druh považován za dřevinu odolnou vůči suchu, je pěstován především na půdách méně úrodných, kde svým růstem a produkcí vyniká nad domácími duby (NICOLESCU et al. 2020a). Jedná se o dřevinu tolerantní vůči jarním mrazům, na stranu druhou trpí časnými podzimními mrazy a na řadě míst je poškozován těžkým sněhem. Poškození sněhem vede následně k vidličnatosti kmene (KONŠEL 1931). Dub červený je považován za dřevinu rychlerostoucí a především v mladém věku je jeho růst výrazně větší než u dubu zimního, příp. letního (KUPKA et al. 2018; NICOLESCU et al. 2020a; MAMULA 2020). Obnovní ekologie této dřeviny je srovnatelná s domácími druhy dubu, byť jsou u této dřeviny častější semenné roky s celkově větší úrodou semen. Vzhledem k absenci škodlivých činitelů na žaludech v Evropě bývá zde jejich kvalita větší, než je tomu v místech jeho původního výskytu. Být jsou žaludy tohoto druhu atraktivní pro savce i ptáky, žaludy domácích dubů jsou predací více ohroženy. Především vysoký reprodukční potenciál této dřeviny je důvodem, proč je dub červený v řadě evropských zemí považován za druh invazní (MAJOR et al. 2013; MILTNER, KUPKA 2016). To platí především na chudších stanovištích (NICOLESCU et al. 2020a). Pěstební opatření a postupy v porostech této dřeviny jsou srovnatelná s doporučeními pro domácí druhy dubu. Podobné jsou i směsi dřevin – je doporučováno pěstovat dub červený s habrem, lípou nebo s bukem. Vzhledem k rychlému růstu této dřeviny je jeho pěstování spojeno s intenzivní výchovou. Být se jedná o dřevinu s širokým využitím dřeva, jeho kvalita a zpeněžení je v porovnání s dřevem domácích druhů dubu nižší (NICOLESCU et al. 2020a).

Výzkum dubu červeného v ČR byl v nedávné minulosti zaměřen také na vliv této dřeviny na půdu (MILTNER et al. 2017). Dle této studie lze dub červený považovat za druh snižující kvalitu půd na stanovištích přirozených doubrav. Na stranu druhou je tato dřevina doporučována k rekultivacím na degradovaná stanoviště (DIMITROVSKÝ et al. 2008). Nezanedbatelný význam má dub červený v estetice lesa (KONŠEL 1931), což je dáno jeho tmavočerveným zbarvením listů na podzim (GILMAN, WATSON 1994).

## b) ořešáky (*Juglans* spp.)

Rod *Juglans* zahrnuje dle taxonomického členění až 45 druhů s výskytem v mírné (temperátní) a subtropické oblasti severní polokoule (WANI et al. 2016). Oba zájmové druhy, tedy jak ořešák černý, tak královský, i jejich křížence, lze pro oblast střední Evropy, resp. ČR považovat za dřeviny nepůvodní, přesto v odlišných nuancích. POLLEGIONI et al. (2017) dokládá přežívání **ořešáku královského** i v (jiho-) stře-doevropských refugiích a jeho následné postglaciální šíření v těsném spojení s činností člověka. Naproti tomu **ořešák černý** se v Evropě objevuje až přičiněním člověka v 17. století a konečně jejich **kříženec** sice může vznikat spontánně (HRIB et al. 2002), ale bez introdukce ořešáku černého je zde jeho přítomnost nemožná.

Přirozený areál **ořešáku královského** (*Juglans regia* L.) naznačuje jeho optimální růstové podmínky. Ořešák vyžaduje dostatek tepla, a to především ve vegetační sezoně, konkrétně teplotu nad 10 °C po dobu minimálně šesti měsíců (MOHNI et al. 2009; WANI et al. 2016). Existují však kultivary vyznačující se vyšší tolerancí ke chladnějšímu počasí (HEMERY et al. 2005; OOSTERBANN et al. 2005). Jedná se o dřevinu se značnou citlivostí na zimní a především jarní mrazy. Přestože je ořešák považován za dřevinu odolnou vůči suchým periodám, srážky během vegetační sezony by neměly poklesnout pod 100–150 mm. Za optimální jsou pak uváděny roční srážky v rozpětí 700–800 mm (MOHNI et al. 2009; WANI et al. 2016). K optimálnímu růstu vyžaduje ořešák hluboké, vzdušné a na živiny dobře zásobené půdy. Nebude prosperovat na půdách mělkých, zaplavovaných, minerálně chudých a vysychavých. Jedná se o dřevinu citlivou na změny v hladině spodní vody (BELLONI, MAPELLI 2001). Vhodné podmínky pro růst ořešáku mimo jiné indikuje i přítomnost bezu černého, lísky obecné, jasanu ztepilého a kopřivy dvoudomé (MOHNI et al. 2009).

Ořešák královský je silně světlomilná dřevina. Slabé zastínění snese krátce, pouze v mladém věku, delší zastínění má neblahý vliv na kvalitativní parametry kmene a koruny (MOHNI et al. 2009). Již v mládí vytváří tato dřevina mohutný panohovitý kořenový systém, který již během několika let může dorůst do 3–5 m hloubky. Ořešák lze považovat za středněvěkou dřevinu, obvykle se dožívá 150–200 let, v přirozených porostech i více než 300 let (HEMERY, POPOV 1998). V dospělosti může dorůst výšky 25–30 m a výčetní tloušťky 1,5–2 m (MOHNI et al. 2009).

Ořešák je pěstován povětšinou formou plantáží na dřevo, na ořechy, kombinovaně na oba tyto produkty nebo jako součást agrolesnických systémů (FERNÁNDEZ-MOYA et al. 2019; BISHOP et al. 2024). Plantáže ořešáku jsou zakládány buď bez příměsí, kdy je v současnosti preferován volný spon s početností 70–120, případně až 150–200 ks/ha, nebo je pěstován ve směsi s doprovodnými dřevinami. Obecně ale platí, že při vhodném smíšení a odpovídajícím managementu vytvářejí smíšené porosty podmínky pro dosažení lepších hospodářských výsledků (CAMPBELL, DAWSON 1989; TANI et al. 2006; CLARK et al. 2008; MOHNI et al. 2009). Často je ořešák pěstován společně s olší, a to z důvodu obohacování půdy dusíkem, na který je náročný. Z doprovodných (výchovně melioračních) dřevin jsou příznivé výsledky s lískou, bezem nebo olivovníkem. K zajištění diverzifikovaných příjmů je doporučována také směs ořešáku s rychle rostoucími topoly (MOHNI et al. 2009). V optimálních podmínkách a při adekvátní péči je dosahováno cílové výčetní tloušťky až 80–90 cm již ve věku 70–80 let; v sub-optimálních podmínkách je cílová tloušťka nižší, v rozmezí 50–60 cm. Důležitou činností při pěstování ořešáku je vyvětvování, které souvisí s přirozenou růstovou tendencí této dřeviny (sympodiální růst a nízká apikální dominance v pozdějším věku). Vylišeny jsou tři základní typy (metody) vyvětvování, lišící se technologií odstraňování větví (MOHNI et al. 2009). Cílem vyvětvování je dosažení kvalitního kmene s výškou od 2,5 m do 6 m. Významným pěstebním ukazatelem je šířka (průměr) koruny, neboť bezprostředně ovlivňuje tloušťkový růst (přírůst). Obvyklý průměr koruny

v dospělosti pro stromy s dbh 40–60 cm je uváděn v rozpětí 12–16 m (MOHNI et al. 2009).

V České republice nejsou s pěstováním ořešáku v lesních porostech doposud žádné výzkumné ani praktické zkušenosti, byť se na řadě míst v lesních porostech spontánně objevuje, nebo zde roste coby pozůstatek zarůstajících sadů (zahrad) a záměny ve způsobu využívání půdy.

**Ořešák černý** (*Juglans nigra*) je původem severoamerická dřevina přirozeně rostoucí v širokém areálu na východním pobřeží Spojených států. Přírodní podmínky původního výskytu této dřeviny lze charakterizovat teplotami v rozmezí od 7 do 19 °C a srážkami kolem 800 mm (BURNS 1983; WILLIAMS 1990; PODRÁZSKÝ et al. 2023). Ořešák černý má vysoké nároky na půdu, srovnatelné s jasanem ztepilým (NICOLESCU et al. 2020b). Ve své domovině roste ořešák černý hlavně ve směšně společně s pestrou škálou především listnatých dřevin, konkrétně s liliovníkem (*Liriodendron tulipifera* L.), jasanem (*Fraxinus americana* L.), bukem (*Fagus grandifolia* Ehrh.), javorem (*Acer saccharum* Marsh.), duby (*Quercus* spp.) aj. (BURNS 1983).

První zmínky o kultivaci ořešáku v Evropě pocházejí ze 17. století (VĚTVIČKA 1999). Na území současné České republiky jsou uváděny nejstarší výsadby z roku 1799 na jižní Moravě (NOŽIČKA 1956; PODRÁZSKÝ et al. 2023). Ekologické nároky tohoto druhu vedly v minulosti k jeho kultivaci ve střední Evropě především na lužních stanovištích, kde měl dostatek vláhy a tepla (HRIB et al. 2003; HRIB 2005). Vzhledem k současnému poklesu hladiny spodní vody v lužních oblastech, která do značné míry nahrazovala nedostatek srážek, jakož i s ohledem na probíhající globální klimatickou změnu je diskutováno posunutí vhodného areálu této dřeviny v ČR na živná stanoviště do nižších, příp. i středních poloh – CHS 25 a 45 (PODRÁZSKÝ et al. 2023).

Ořešák černý je dřevinou náročnou na světlo a je považován za dřevinu rychle rostoucí. Na lužních stanovištích je ořešák černý v ČR pěstován především formou intenzivních lesních kultur – plantáží (HRIB 2005; OTÁHAL 2016).

Standardně je ořešák obnovován sjezími nebo výsadbou. Sjezí (obvykle do rýh) je nejčastěji prováděna na podzim, výjimečně na jaře. K výsadbě je doporučováno využívat jednoletých semenáčků. Za úspěšné sjezí lze považovat ty, kde se hustota semenáčků po prvním roce pohybuje kolem 5 000 ks/ha. Doporučené hektarové počty při umělé obnově (výsadbě) jsou značně variabilní dle jednotlivých zemí a zkušenosti se pohybují v rozmezí 100–5 000 jedinců na hektar (HRIB 2005, 2007; NICOLESCU et al. 2020b). Pro ČR jsou závazné minimální hektarové počty pro tuto dřevinu dle vyhlášky č. 456/2021 Sb., a sice 3 000 ks/ha. Porosty ořešáku jsou zakládány buď jako nesmíšené, nebo s příměsí. V ČR je obnova ořešáku omezena stávající legislativou (vyhláška 298/2018 Sb.), tj. mj. minimálním podílem melioračních a zpevňujících dřevin. Nejčastěji se jako vhodná příměs pro tuto dřevinu využívá habr, případně lípa.

Péče o mladé porosty ořešáku zahrnuje ochranu proti nepříznivému vlivu trávo-bylinné vegetace (buřeň), která brzdí odrůstání mladých rostlin, především v prvních dvou letech od jejich obnovy (HRIB 2007; NICOLESCU et al. 2020b). V místech s hustší populací zvěře je nezbytná ochrana proti okusu. Vzhledem k rychlému růstu ořešáku jsou mladé porosty zajištěny obvykle již mezi 4. a 5. rokem, výjimkou jsou místa, kde je růst mladých rostlin limitován opakovaným poškozením mrazem (HRIB 2007; OTÁHAL 2016).

Ve stadiu mlazin je doporučováno provádět standardní negativní výběr, a to obvykle dvěma zásahy (cca 9 a 14 let). Dalšími případnými zásahy již upravujeme zápoj ve prospěch nadějných jedinců. Probírkou bývají mírné, v intervalu 3–10 let a jsou zaměřeny na podporu nadějných jedinců, jejichž cílový počet se obvykle pohybuje v rozmezí 40–150 (200) ks/ha (HRIB 2007; NICOLESCU et al. 2020b). Především při výsadbách ve volnějším sponu je důležitým pěstebním nástrojem

vyvětřování. Ořešák vyvětřujeme brzy nebo pozdě na jaře, kdy vrcholí mízotok, případně na konci léta, obvykle do výšky 5–8 m při tloušťce větví maximálně 2,5–4 cm (RÉDEI et al. 2019; NICOLESCU et al. 2020b).

S výjimkou Francie, kde je tato dřevina pěstována také v lese středním, je kultivace ořešáku spojena s lesem vysokým. Obmýti se pohybuje od 60 do 100 let (výjimečně např. v ČR až 140 let) a je odvislé od dosažení cílové tloušťky 45–60 cm. Záměrná přirozená obnova ořešáku pod mateřským porostem se vzhledem k jeho obnovní ekologii (vysoké nároky na světlo) běžně neprovádí; na řadě míst se ale spontánně zmlazuje v porostních mezerách a na okrajích porostů a je třeba jen zvolit vhodnou technologii, jak toto zmlazení pěstebně využít. Časná a bohatá plodivost ořešáku má v ČR za následek jeho řazení k druhům invazním – jinde v Evropě tomu tak ale není (NICOLESCU et al. 2020b).

Ořešák je kultivován minimálně ve 14 evropských zemích s celkovou výměrou přibližně 7 800 ha. Hlavním důvodem pěstování ořešáku černého je kvalitní dřevo, které je využíváno především pro svou specifickou tmavou barvu, ale i vzhledem ke svým fyzikálním vlastnostem v nábytkářském a řezbářském průmyslu mimo jiné jako alternativa ke dřevu tropickému (NICOLESCU et al. 2020b; PODRÁZSKÝ et al. 2023). Celková objemová produkce ořešáku je vyšší nebo srovnatelná s produkcí dubu letního jakožto hlavní hospodářské dřeviny na lužních stanovištích (PODRÁZSKÝ, ŠÁLEK 2018). Produkce hodnotová, resp. zpeněžení ořešáku černého oproti dubu letnímu je ale často až dvojnásobné (OTÁHAL 2016; PODRÁZSKÝ et al. 2023).

Dříví ořešáku slouží k výrobě nábytku, hudebních nástrojů, parket, pažeb a jiných cenných nástrojů; metr krychlový dříví nejvyšší jakosti se prodává v evropských zemích v rozmezí od 400 do 5 000 eur. Kromě lesního fondu a parků nachází ořešák uplatnění i v agrolesnických systémech, a to jak v Severní Americe, tak v Evropě (BISHOP et al. 2024; PODRÁZSKÝ et al. 2023). Jedním z limitních faktorů jeho širšího uplatnění může být jarní mráz a alelopatické působení, které je významné především v silvoorebných agrolesnických systémech a na půdách s vyšším obsahem vlhkosti (HRIB et al. 2017; NICOLESCU et al. 2020b; PODRÁZSKÝ et al. 2023).

Limitem pěstování této dřeviny ve středních polohách mohou být kromě nedostatku srážek také jarní mrazy, vůči kterým je tento druh citlivější než ořešák královský (BARKLEY, BRUSVEN 2007).

Posledním zájmovým druhem je kříženec ořešáků *Juglans nigra* x *Juglans regia* (*Juglans* x *intermedia* Carr) (HRIB et al. 2002; POLLEGIONI et al. 2017). Předností kříženců je rychlý růst, odolnost vůči chorobám, příznivější morfologické parametry (lepší apikální dominance a menší větve) a také schopnost růst na širší škále stanovišť včetně chladnějších oblastí (CLARK, HEMERY 2010; POLLEGIONI et al. 2017). Záměrnou hybridizací vznikají kultivary především pro produkci dříví (FERNÁNDEZ-MOYA et al. 2019), a to přesto, že dříví z těchto kultivarů nemá tak výrazné černé zbarvení jako oba rodiče (CLARK, HEMERY 2010). Postupy kultivace hybridů se neliší od postupů doporučených pro jejich rodičovské druhy (FERNÁNDEZ-MOYA et al. 2019).

## 2) Rizika ochrany lesa – biotičtí činitelé

### a) Obecná východiska

Stromy hrají zásadní roli ve fungování podstatné části ekosystémů především tím, že poskytují klíčové ekosystémové služby, podporují biodiverzitu a vytvářejí stanoviště pro velkou škálu rostlinných a živočišných druhů (FREER-SMITH, WEBBER 2017; ANDREOTE, CÁSSIA PEREIRA E SILVA 2017). Hromadná chřadnutí až odumírání stromů vlivem chorob a škůdců způsobujících nejrůznější poškození jsou přitom stále častější u řady ekonomicky významných druhů dřevin (HOLMES et al. 2009; COKER et al. 2019). Uvedené souvislosti vedou ke zvýšené potřebě detailního prozkoumání patogenních agens, způsobujících tyto choroby a poškození dřevin a zjištění toho, jak ovlivňují

jejich hostitelské druhy a zároveň lesní ekosystémy (ČERMÁKOVÁ et al. 2017).

Jednou z podstatných příčin zhoršujících dopady patogenů na dřeviny jsou změny klimatu, přinášející stále častější dlouhotrvající sucha nebo časově nerovnoměrné rozvržené srážky (ŠIKANJA, MILOVANOVIĆ 2020). V důsledku těchto rychlých změn teplotního a vodního režimu dochází k výraznému oslabení obranyschopnosti dřevin, které jsou následně poškozovány organismy, jež byly doposud vnímány jako bezproblémové nebo méně škodlivé. Nejčastěji se jedná o organismy endofytické, nebo o saprofyty či málo intenzivní parazity bez negativního vlivu na stabilitu lesních ekosystémů (PALAJ, KOLLÁR 2019). Charakteristickým příkladem výše uvedeného mohou být změny v chování hub rodu václavka (*Armillaria* spp. nebo zástupců rodu *Ips* spp.), které jsou v posledních letech čím dál častěji zmiňovány v souvislosti s chřadnutím celé řady listnatých i jehličnatých dřevin (WHITNEY, IRWIN 2005; BAKYS et al. 2006; HLÁSNÝ et al. 2021). Výrazný vliv změn klimatu je patrný především v půdním prostředí, kde i mírná změna klimatických faktorů pravděpodobně výrazně mění složité vztahy mezi organismy, které se zde vyskytují (GORBAN et al. 2020).

Další výrazně negativní vliv pozorujeme u globalizace, která vede k čím dál častějšímu zavlékání nepůvodních rostlinných patogenů. Ty jsou přitom velkou měrou zodpovědné za opakující se odumírání lesů i zemědělských ekosystémů po celém světě (BRASIER 2008; SANTINI et al. 2013). Lidské aktivity v této oblasti se přitom stále zvyšují. Především jde o nárůst cestování, obchodu s rostlinami a produkty ze dřeva, které se podílejí na zrychlování tohoto globálního problému (FISHER et al. 2012; WINGFIELD et al. 2015). Mezi ukázkové příklady, mající za následek rychlé odumírání desítek milionů stromů, patří například rozšíření polníka jasanového (*Agrilus planipennis*) či rakoviny kůry kaštanovníku (*Cryphonectria parasitica*) v USA, grafiózy jilmu (*Ophiostoma novo-ulmi*) ve střední Asii, Evropě a Severní Americe, *Phytophthora cinnamomi* celosvětově, voskovičky jasanové (*Hymenoscyphus fraxineus*) v Evropě a mnoha dalších patogenů (RIGLING, PROSPERO 2018; PAPIĆ et al. 2018; SHAKYA et al. 2021; BRASIER et al. 2021; DAVYDENKO et al. 2022; ROQUES et al. 2023). Tyto invaze nepůvodních patogenů často napadají základní hospodářské druhy dřevin, čímž podstatně mění strukturu lesních společenstev i funkce napadených ekosystémů, což ve výsledku snižuje schopnost lesa se adaptovat a zmírňovat klimatické změny (SEIDL et al. 2018). Pochopení těchto procesů, včasná identifikace potenciálních zdrojů patogenů a informování o rizicích spojených s původními i nepůvodními patogeny jsou tak naprosto stěžejní pro současné lesní hospodářství (COKER et al. 2019; ROQUES et al. 2023).

## b) Přehled patogenních agens

Přehled patogenních agens je zpracován níže s tím, že obsah tab. 1 je zpracován v rozsahu uvedeném v části „Materiál a metodika“. Na základě přiděleného skóre ke každému patogennímu agens, resp. k jeho všem třem kategoriím kritérií, byly pro podrobnější popis vybrány dále uvedené agens (AOD – Acute Oak Decline, vadnutí dubů způsobované *Bretziella fagacearum* (syn. *Ceratocystis fagacearum*), Thousand Cankers Disease (*Geosmithia morbida*, *Pityophthorus juglandis*) a Asian Longhorned Beetle *Anoplophora glabripennis*).

## c) Kritické druhy

### AOD – Acute Oak Decline

Tato choroba způsobuje závažné odumírání původních druhů dubů, především dubu letního (*Q. robur*) a dubu zimního (*Q. petraea*), ve Velké Británii (DENMAN et al. 2014). Toto odumírání bylo poprvé pozorováno v roce 2006 a do současnosti se velmi rychle rozšířilo po celé zemi, od jihovýchodu až po středohoří Anglie a na západ až do jižního Walesu (BROBERG et al. 2018). Příčinou je pravděpodobně souběžné

působení jak abiotických, tak biotických stresorů. Projevuje se nejprve rychlým poklesem vitality hostitelských dřevin a následnou rychlou mortalitou, která nastává v průměru do pěti let od pozorování prvních symptomů (DENMAN et al. 2012). Typickým vnějším symptomem této choroby jsou praskliny na kůře kmene a kosterních větví s přítomností tmavého bakteriálního výtoku a výletové otvory polníka dvojtečného (*Agrilus biguttatus*), který je velmi častým druhem v podmínkách lesního i nelesního prostředí střední Evropy. Mezi vnitřní symptomy pak patří především tmavé nekrotické léze v oblasti lýka, kambia a bělového dřeva, které jsou obvykle v těsné blízkosti larválních chodeb výše zmíněného krasce (DENMAN et al. 2014). Nekrotické léze a mokvavé výtoky na kmeni jsou způsobeny několika druhy bakterií, z nichž nejvýznamnější roli hrají pravděpodobně *Brenneria goodwinii* a *Gibbsiella quercinecans* (BROBERG et al. 2018). Tyto dva bakteriální druhy jsou nejčastěji izolovány z lézí symptomatických stromů ve všech stadiích odumírání a jejich dominantní role v odumírání dubů byla prokázána i inokulacemi do zdravých dřevin (SAPP et al. 2016; BRADY et al. 2017; DENMAN et al. 2018). Výzkum (PETTIFOR et al. 2020) prokázal, že bakterie *B. goodwinii* není schopna samostatně přežít v lesních půdách a dešťové vodě. To naznačuje, že se pravděpodobně jedná o endofytický druh, zatímco *G. quercinecans* zůstává dlouhodobě životaschopná v půdě i dešťové vodě. Ačkoli existuje silná korelace mezi přítomností *A. biguttatus* a AOD, empirický důkaz jeho role jako vektoru pro výše popsané nekrotrofní bakterie stále chybí (BROWN et al. 2015). Předpokládá se, že pomocí dospělců a larev pronikají některé bakterie spojené s AOD (především *G. quercinecans*) skrze kůru do pletiv hostitelských dřevin, což je patrné díky faktu, že jsou nekrotické léze umístěny vždy v blízkosti matečných a larválních chodeb (DENMAN et al. 2012). Tato zjištění pomáhají pochopit potenciální epidemiologii akutního odumírání dubů, čímž se zvyšuje celková znalost patologie AOD, která podporuje vývoj budoucích obranných strategií (PETTIFOR et al. 2020). Přes rychlé šíření ve Velké Británii nebylo doposud zaznamenáno toto odumírání v kontinentální Evropě. Je však velmi pravděpodobné, že se zde také objeví, s ohledem na doposud velmi malou objasněnost možností šíření této choroby a intenzivní pohyb osob i zboží mezi Velkou Británií a EU.

### Vadnutí dubů způsobované *Bretziella fagacearum* (syn. *Ceratocystis fagacearum*)

Již několik desítek let se v USA šíří závažná choroba označovaná jako vadnutí dubů, způsobovaná tracheomykózním patogenem *Bretziella fagacearum* (dříve označována jako *Ceratocystis fagacearum*). V Evropě bylo již několik podezření na výskyt, ale doposud zde nebyla potvrzena, především díky uplatňování velmi přísných rostlinolékařských opatření, jako je zákaz dovozu dubového dřeva z postižených států USA a dalších. Tato opatření jsou však v poslední době pod tlakem obchodních společností oslabována, což zvyšuje pravděpodobnost zavlečení tohoto velmi nebezpečného patogena do Evropy (BRAGARD et al. 2020).

Tato patogenní houba způsobuje velmi rychlé odumírání dubů vlivem ucpání vodivých pletiv myceliem patogena (JUZWIK et al. 2011). Mezi charakteristické symptomy patří nejprve nespecifické vadnutí listů v periferních oblastech koruny. Následně se objevují především v tenčích větvích tmavé nepravidelné diskolorace, zasahující jak bělové, tak jádrové dřevo. U silně napadených dřevin se pak objevují také tmavé nekrotické léze elipsoidního tvaru, tvořící se nejčastěji na kůře kmenů a kosterních větví v místech poškozených podkorním hmyzem. Pod kůrou čerstvě odumřelých stromů se následně vytvářejí plodnice se sporami, které způsobují praskání kůry a pomocí charakteristického ovocného zápachu lákají hmyz, který je jedním z nejčastějších vektorů této choroby (HARRINGTON 2013). Hostitelské spektrum této patogenní houby zahrnuje desítky druhů dubů, které vykazují různě úrovně náchylnosti nebo rezistence. Zástupci skupiny dubu červeného (např. *Q. falcata*, *Q. rubra*, *Q. shumardii*, *Q. velutina*) jsou nejvíce

napadání a dochází u nich k akutní mortalitě již několik měsíců od prvního napadení (JUZWIK et al. 2011; HARRINGTON 2013). Naopak příslušníci sekce dubu bílého (např. *Q. alba*, *Q. fusiformis*, *Q. macrocarpa* a *Q. virginiana*) vykazují zvýšenou úroveň odolnosti. Infekce může být u těchto druhů i několik let v latentní formě a následně má spíše chronický průběh, dochází k postupnému odumírání koruny, ale dřeviny přežívají mnoho let (JUZWIK et al. 2011; YANG, JUZWIK 2017). U Evropských druhů dubů je zatím velmi málo výzkumů věnujících se testování jejich odolnosti. Největší hospodářské ztráty v důsledku této choroby jsou v USA pozorovány především na písčitéch a hlinitopísčitéch půdách v sušších oblastech, kde duby zpravidla více vytvářejí kořenové srůsty, kterými se tato patogenní houba efektivně šíří na nové jedince (HAUGEN et al. 2008).

K šíření této choroby uvnitř lesních porostů dochází především prostřednictvím kořenových srůstů. Toto šíření je tak neefektivnější v monokulturách dubů s vysokým zakmeněním na písčitéch půdách (HARRINGTON 2013). K šíření do nových lesních porostů dochází nejčastěji za pomoci hmyzu, který přenáší spory patogena (JUZWIK et al. 2011). Přenos spor byl v USA prokázán u dvou druhů patřících k podkornímu hmyzu *Colopterus truncatus* a *Carpophilus sayi*, další tři druhy kůrovců jsou z přenosu spor podezřívány a intenzivně sledovány (JAGEMANN et al. 2018). Tento způsob šíření je však výrazně omezen maximálním doletem brouků na několik stovek metrů až jeden kilometr (SHELSTAD et al. 1991). Nejúspěšněji se tak patogen do nových oblastí šíří s přepravou kontaminovaného dřeva (HARRINGTON 2013), což je také nejpravděpodobnější cesta šíření na nové kontinenty (CHALKLEY 2016).

Vztah mezi nepůvodním patogenem a původním vektorem je vždy obtížné odhadnout a předpovědi o výsledcích bývají velmi nejisté. V Evropě se nachází několik druhů hmyzu podobných těm, které se vyskytují v Severní Americe (např. *Scolytus intricatus*, *Carpophilus hemipterus*, *Glischrochilus fasciatus* či *G. quadrisignatus*) a mohly by být vhodnými vektory *B. fagacearum* (JUZWIK et al. 2004). Proto nelze vyloučit možnost, že budou v Evropě původní druhy brouků tuto chorobu v případě zavlečení rozšiřovat po Evropě. Nejpravděpodobnější variantou by bylo zavlečení *B. fagacearum* společně se severoamerickými druhy kůrovců v rámci dovozu neošetřených dubových kmenů s kůrou z USA. Několik takových případů bylo již v Evropě zachyceno (HARRINGTON 2013). Stejně jako u dalších kritických patogenních agens i zde bude klíčová míra dodržování zákazu dovozu neošetřeného dřeva, rostlin a jejich částí dle nařízení (EU) 2016/2031 o ochranných opatřeních proti škodlivým organismům rostlin.

#### Thousand Cankers Disease (*Geosmithia morbida*, *Pityophthorus juglandis*)

Patosystém zvaný jako Thousand Cankers Disease (TCD) je odpovědný za intenzivní mortalitu ořešáku černého (*Juglans nigra* L.) ve Spojených státech, a to konkrétně od poloviny 90. let dvacátého století (SAURAT et al. 2023). Původcem tohoto onemocnění je houbový patogen *Geosmithia morbida* M. Kolařík, Freeland, C. Utley & Tisserat (Ascomycota, Hypocreales), který je v porostech ořešáků přenášen kůrovcem *Pityophthorus juglandis* Blackman 1928 (Coleoptera, Curculionidae) (SAURAT et al. 2023). Toto onemocnění je pojmenováno podle velkého počtu rakovinných lézí, které se objevují na hostitelských stromech jako následek působení aktivity kůrovce *P. juglandis* při jeho zralostním a rozplazovacím žíru (MONTECCHIO, FACCOLI 2014) a s tím související infekce *G. morbida*. Tímto onemocněním je postiženo několik druhů rodu *Juglans* (MONTECCHIO, FACCOLI 2014). Toto onemocnění ořešáků bylo v rámci Evropy poprvé pozorováno v září 2013, a to konkrétně v severovýchodní Itálii (Bressanvido, Vicenza) u ořešáků černých různého stáří. Jednalo se o osmdesátileté stromy v okrasné zahradě, ale také o cca dvacetileté stromy, které patřily k nedaleké plantáži dřevin (SAURAT et al. 2023).

Symptomy tohoto onemocnění jsou žloutnutí a vadnutí listů, odumírání větviček, letorostů a větví, kdy jsou na povrchu (na kůře) jednoznačně patrná velká množství menších rakovinných lézí (MONTECCHIO, FACCOLI 2014). Po odloupení kůry pod lézemi je zřetelná změna zbarvení jak floému, tak vnější odloupené kůry, a zároveň jsou zjevné pozerky působené přítomnými kůrovci *P. juglandis*, pro které je typické, že jejich pozerky jsou pod kůrou orientovány jak horizontálně, tak vertikálně.

TCD je tedy celý patosystém onemocnění dřevin, které je přítomno již intenzivně v Severní Americe a už také v Evropě. Zde bylo toto onemocnění pozorováno v extenzivně i intenzivně pěstovaných porostech různých druhů ořešáků (*J. regia*, *J. nigra* a jejich kříženci) (MONTECCHIO, FACCOLI 2014; SAURAT et al. 2023). Poškozované dřeviny rostly jak pro okrasné účely, tak pro produkci dřeva. Toto zjištění je obzvláště důležité z hlediska dalších možných závleků do střední Evropy a také managementu ochrany dřevin před tímto onemocněním. Zásadním opatřením v managementu ochrany lesa je vyhnout se pěstování uniformních porostů hostitelských dřevin. V tomto případě tedy ořešáků. Dalším opatřením ochrany dřevin je také pěstování předmětných dřevin pouze v jejich příhodném prostředí a ze zdrojů s optimálními parametry pro využití v podmínkách střední Evropy. Dále je zcela zásadní realizace intenzivních průzkumů v okolí zón rozšíření tohoto patosystému v lesním i nelesním prostředí a také dodržování všech legislativně nařízených fytoosanitárních opatření v provozech, kde dochází k transportu potenciálně infikovaného či napadeného rostlinného materiálu. V tomto případě jde tedy o částečně zpracované dříví ořešáků a jejich sazenice. Z hlediska přímé obrany dřevin bude vždy zásadní na základě legislativních nařízení realizovat eradikaci napadených dřevin, v rozsahu daném zjištěnými možnostmi šíření tohoto patosystému. Uvedené omezení patogenních agens by mělo být doplněno aktivní obranou dřevin, a to včetně možného využití specifických způsobů individuální ochrany dřevin (ROZSYPÁLEK et al. 2023).

#### Asian Longhorned Beetle *Anoplophora glabripennis*

*Anoplophora glabripennis* (MOTSCHULSKY 1853), známý jako Asian Longhorned Beetle (ALB), je druh (Coleoptera, Cerambycidae) hmyzu s původem v Asii (TURGEON et al. 2022), který představuje zásadní fytoosanitární riziko pro porosty listnatých dřevin v severních regionech Ameriky a také v Evropě (STRAW et al. 2015a, 2015b). Tento druh má schopnost působit rozsáhlé škody na listnatých stromech a jejich porostech. Byl identifikován ve více evropských zemích (např. Německo, Francie, Itálie, Spojeného království aj.), což vytváří riziko pro místní ekosystémy a přímé i nepřímé hospodářské důsledky (EPPO 2020). Přítomnost *A. glabripennis* v těchto regionech byla spojena s mezinárodním obchodem s dřevem a sádkovým materiálem a také s transportem dalších komodit, kdy je dřevo použito jako obalový a ochranný materiál (HÉRARD et al. 2006). Toto rozšíření představuje vážnou hrozbu pro místní populace dřevin, zahrnující především duby, javory a další listnaté stromy (jedná se např. o zástupce rodů *Aesculus*, *Corylus*, *Fagus*, *Fraxinus*, *Malus*, *Platanus*, *Populus*, *Prunus*, *Pyrus*, *Salix*, *Sorbus*, *Ulmus* atp.) (GAAL, LOOMANS 2014; MARCHIORO, FACCOLI 2021).

Symptomy přítomnosti *A. glabripennis* na dřevině jsou velmi charakteristické a lze je relativně snadno detektovat. Jde o výskyt velkých a kruhových otvorů sloužících dovyvinutým dospělcům k opuštění kukleních komůrek ve dřevě hostitelské dřeviny, odumírání celých větví či podstatné části koruny napadeného stromu a přítomnost zjevných jamek po kladení samic. Tyto jamky jsou patrné hlavně na kmeni či větvích (MARCHIORO, FACCOLI 2021). Larvy se následně vyvíjejí pod kůrou a ve dřevě, kde může být jejich aktivita patrná silným klejotokem a přítomností tzv. čistících otvorů na kůře napadené dřevní hmoty.

V rámci Evropské unie byla zavedena řada legislativních regulí, které řeší monitorování a kontrolu tohoto druhu. Stejně tak jsou uplatňovány v jednotlivých zasažených evropských regionech specifické managementy eliminace a eradikace tohoto škůdce, a to včetně opatření na zamezení šíření, zahrnující omezení pohybu potenciálně infikovaného dřevěného materiálu a kontrolu obchodu s potenciálně napadenými rostlinami nebo dřívím, a to jak mezi Evropou a zbytkem světa, tak mezi evropskými zeměmi navzájem. Tato legislativa a uplatňovaná fyto-sanitární opatření si kladou za cíl minimalizovat šíření ALB v Evropě, a tím chránit lesní i nelesní ekosystémy s podstatným zastoupením listnatých dřevin, které mohou tohoto zástupce hostit. Opět je také zásadní vyhnout se pěstování uniformních porostů hostitelských dřevin s tím, že neméně důležitý je intenzivní průzkum přítomnosti/absence ALB v okolí zón rozšíření (ROQUES et al. 2023) a také dodržování všech legislativně nařízených fyto-sanitárních opatření. Uvedená specifika fyto-sanitární povahy by měla být doplněna také aktivní obranou dřevin, a to včetně možného využití specifických způsobů individuální ochrany (SMITH et al. 2009; HOYER-TOMICZEK, SAUSENG 2013; ROZ-SYPÁLEK et al. 2023).

#### d) Dílčí závěr

Je velmi pravděpodobné, že dle současných trendů souvisejících s klimatickými změnami a globalizací bude úspěšné pěstování lesů stále více obtížné (SANTINI et al. 2013). Pro maximální možné snížení rizik plynoucích z přítomnosti stávajících či nově objevovaných patogenů se jeví jako velmi podstatná druhová a věková pestrost porostů, která odumírání dřevin sice zcela nezastaví, ale může podstatně snížit jeho rychlost i dopady na lesní hospodářství. Velmi důležitá je taktéž včasná detekce patogenů v porostech, pomocí níž je možné zabránit větším škodám. Zcela novou oblastí je pak možnost obrany dřevin pomocí technologie stromové injekce, která se dnes úspěšně uplatňuje především v obraně cenných dřevin v mimolesní zeleni vůči patogenům, jako je například voskovička jasanová (ROZSYPÁLEK et al. 2023), ale s příchodem nových patogenních hrozeb je zvažováno i její možné využití v lesnictví.

## DISKUSE

V současnosti zažíváme turbulentní změny v lesnictví podmíněné jak měnicími se celospolečenskými požadavky, tak klimatickou změnou (FANTA, PETŘÍK 2021). Mění se náplň lesnictví, a tedy i pěstování lesů (PRETZCH 2009; BRANG et al. 2014; ROTTER et al. 2021). Zažité postupy jsou revidovány s ohledem na měnící se cíle hospodaření; na řadě míst bude pravděpodobně vyloučen primární ekonomický rámec a půjde jen o udržení lesních porostů (HANEWINKEL et al. 2013; METTE et al. 2021; BAIER et al. 2022). Kromě abiotických faktorů je se změnou klimatu potřeba počítat i s faktory biotickými, které se mohou na řadě míst stát faktory limitujícími řádné pěstování lesů (HLÁSNÝ, TURČÁNI 2009). K posouzení změny pěstebních postupů v probíhající klimatické změně, při zohlednění rizik spojených se zavlečením nepůvodních patogenů (včetně změn vlastností původních škůdců a chorob), byly vybrány dva rody a celkem dvanáct druhů dřevin. Při výběru jsme se zaměřili jak na druhy domácí, tak nepůvodní – společným pojítkem vybraných druhů je jejich pěstování v nejsušších oblastech. Odlišnosti jsou v časovém měřítku jejich pěstování – od současnosti k budoucnosti.

Jak duby, tak ořešáky jsou pěstovány s primárním cílem dosažení maximálního množství vysoce hodnotného dříví (POLENO, VACEK 2009; FERNÁNDEZ-MOYA et al. 2019; PODRÁZSKÝ et al. 2023). Uvedené platí především o dubu letním, ořešáku černém a na vhodných stanovištích i o dubu zimním. Většina ostatních zájmových druhů dubů není s lokální výjimkou dubu ceru na Valticku a dubu červeného lokálně napříč ČR (MILTNER et al. 2017; MAMULA 2020) záměrně pěstována. V případě ořešáku je v lesích ČR využíván výhradně severoamerický

orešák černý, a to především na lužních stanovištích (HRIB 2005, 2007; PODRÁZSKÝ et al. 2023).

V současnosti jsme také svědky zvýšeného ataku hmyzích škůdců především v komerčně intenzivně (plantážovitě) pěstovaných porostech s převahou dubu na jižní Moravě. Příkladem je přemnožení a holožiry bekyně velkohlavé (*Lymantria dispar*) a zlatořitné (*Euproctis chrysorrhoea*) v letech 2021 a 2022 (MZE 2022) nebo chronický problém s chroustem (*Melolontha hippocastani*) na Bzenecku (KULA 2021), přestože dub zde není hlavní hospodářskou dřevinou. S probíhající klimatickou změnou lze očekávat nárůst takových událostí (HLÁSNÝ et al. 2011, 2014). Zároveň, přestože vážnější projevy v Evropě původních chorob a škůdců nebyly doposud v ČR na dubu červeném pozorovány (NICOLESCU et al. 2020a), je tato dřevina extrémně riziková z pohledu zavlečení nepůvodních patogenních agens jako je patogenní houba *Bretziella fagacearum* (dříve *Ceratocystis fagacearum*) způsobující akutní a plošné odumírání dubů červených v USA (BRAGARD et al. 2020). Velké riziko pro tento druh dubu představují také nepůvodní škůdci jako je *Anoplophora glabripennis* (TURGEON et al. 2022). V řadě zemí západní Evropy a především na chudých stanovištích je přítom dub červený aktuálně považován za invazní druh (NICOLESCU et al. 2020a). Jeho pěstování, resp. záměrné vysazování by tak mělo být výrazně omezeno také v ČR. Stále více rizikové se pak stává i pěstování v Evropě původních druhů dubů jako je dub letní a zimní, jejichž zastoupení v lesních porostech se díky odumírání ostatních druhů stále zvyšuje. Velkým rizikem pro tyto stěžejní druhy dubů ve střední Evropě je především AOD – Acute Oak Decline, v překladu akutní odumírání dubu, které je způsobováno patogenními bakteriemi (*Brenneria goodwinii*, *Gibbsiella quercinecan*), jež jsou pravděpodobně přenášeny podkorním hmyzem (*Agilus biguttatus*). Tato choroba se během posledních patnácti let rozšířila téměř po celé Velké Británii a je velmi pravděpodobné, že se dostane i do kontinentální Evropy (PETTIFOR et al. 2020).

Očekávaný vertikální posun vegetační stupňovitosti (HLÁSNÝ et al. 2014; ČERMÁK et al. 2016), resp. pěstování dubu letního a především dubu zimního ve středních polohách nemůže být bez změny v pěstebních postupech. Aktivaci biotických škodlivých činitelů v těchto doposud méně příznivých podmínkách nelze jednoznačně předvídat, přesto z hlediska principu předběžné opatrnosti, ale také vzhledem k predikovaným extrémům v projevu klimatu (např. pozdní mrazy, těžký sníh) by měl být důraz kladen jednak na tvorbu smíšených porostů, jednak na přechod k podpoře stability a vitality jednotlivých stromů (BAIER et al. 2022). Správnost této cesty se ostatně ukázala také při holožirech bekyně na jižní Moravě. Největší rezilienci zde vykazovaly stromy až solitérního charakteru.

Vzhledem k vysokým nárokům dubu na světlo (POLENO, VACEK 2007) je obtížné pěstovat porosty s převahou této dřeviny nepasečnými formami hospodaření s vysokou věkovou diverzitou (KOŠULIČ 2010); nabízí se ale využití konceptu mozaikových lesů (SANIGA 2007). Dále se nabízí uplatnění volnějších sponů při zakládání dubových porostů ve středních polohách a dále řadové, jednotlivé nebo skupinkovité smíšené a často i intenzivnější výchovu.

Jako perspektivní dřeviny v suchem nejvíce ohrožených oblastech České republiky se z vybraných druhů dubu jeví především dub ceru a dub balkánský (NOVOTNÝ et al. 2022). V případě dubu balkánského je ale potřeba zohlednit jeho větší náchylnost vůči patogenním druhům rodu *Phytophthora* spp. (JUNG et al. 1996) a výskyt přirozené hybridizace s dubem šípákem (NOVOTNÝ et al. 2022). U dubu ceru byl lokálně v posledních letech zaznamenán zvýšený výskyt škůdce *Curculio glandium*, znemožňující tvorbu plodů (DOBROSAVLJEVIĆ et al. 2018).

S ohledem na omezené spektrum potenciálně vhodných dřevin do příměsi k těmto dřevinám na suchem ohrožených stanovištích bude nezbytné k tvorbě smíšených porostů využívat ve větší míře také keře nebo i jiné nepůvodní dřeviny (např. líska turecká, kaštanov-

ník setý aj.). Kromě vytváření smíšených porostů lze na suchem exponovaných stanovištích doporučit tvary lesa nízkého a středního (ČERMÁK et al. 2016; MATOUŠKOVÁ et al. 2022). Zde mohou najít větší uplatnění také posuzované minoritně zastoupené druhy dubů (šípák, mnohoplodý, jadranský, žlutavý), s jejichž pěstováním na kvalitní dřevní hmotu nejsou na rozdíl od výmladkového způsobu pěstování větší zkušenosti (TIMBAL, AUSENNAC 1996; BORDÁCS et al. 2019b). Limitem širšího uplatnění těchto druhů může být také nedostatek zdrojů reprodukčního materiálu. Alternativní možností je přechod k pěstování rozvolněných porostů až soliterních stromů, což může v konečném důsledku vyústit v záměnu lesnického hospodaření za hospodaření agrolesnické (MARTINÍK, MITROVÁ 2022). Agrolesnické systémy a především ty silvopastorální s sebou přinášejí mj. i možnou eliminaci šíření škůdců a patogenů lesních dřevin (GURR et al. 2004; PUMARIÑO et al. 2015; MARTIN-CHAVE et al. 2019), ale i šanci na kompenzaci dřevoprodukčních ztrát, které lze očekávat s klimatickou změnou a záměnou dřevin (HANEWINKEL et al. 2013; ZANG et al. 2014). V agrolesnických systémech se mohou šířející uplatnit také ořešáky, což je ostatně běžnou praxí v jiných zemích a je to dáno využíváním jak jejich dřeva, tak i plodů (GARRETT et al. 1991; BISHOP et al. 2024). Na stranu druhou uvedené druhy ořešáků nejsou z hlediska ekologických nároků optimální volbou pro suchem nejvíce ohrožené oblasti (MOHNI et al. 2009; NICOLESCU et al. 2020b). Postupující klimatická změna ale může znamenat širší uplatnění ořešáku královského a jeho křížence s ořešákem černým. Uvedené druhy mohou do určité míry nahradit ořešák černý, který se jeví jako dřevina z hlediska fyto-sanitárního vysoce riziková. U tohoto druhu se dá předpokládat v nejbližších letech rozšíření tracheomykózní houby *Geosmithia morbida*, která již dnes způsobuje hromadné hytnutí v Itálii a vlivem klimatické změny se čím dál rychleji šíří do střední Evropy (MONTECCHIO, FACCOLI 2014; SAURAT et al. 2023). Zároveň se tento druh ořešáku potýká již dnes, především v lužních porostech, s výrazně negativním působením poloparazitické rostliny jmelí bílého (*Viscum album*), která jej velmi silně napadá již ve fázi dospívání a v oblastech, kde je jmelí rozšířeno tak, že prakticky znemožňuje úspěšné pěstování tohoto druhu (ROZSYPÁLEK et al. 2020). Vzhledem k ekologickým nárokům ořešáku královského se může jednat o perspektivní dřevinu na stanovištích CHS 19, 25 a 45. Limitním faktorem využívání ořešáku v chladnějších oblastech může být jeho poškozování mrazem. Dílčím řešením tohoto problému je ve výběru vhodných proveniencí, případně kultivarů (HEMERY et al. 2005; OOSTERBANN et al. 2005). Handicapem při pěstování ořešáku královského a křížence ořešáků může být také nedostatek praktických zkušeností.

Vzhledem k dosavadním poznatkům a pěstebně-ekologickým nárokům ořešáků, ale i s ohledem na potenciální rizika lze podobně jako v případě dubových porostů doporučit pěstovat porosty s těmito druhy jednak ve směsích (např. s habrem, lípou nebo babykou, ale i keří a pionýrskými dřevinami, srv. MOHNI et al. 2009), jednak pod intenzivní výchovou. Uvedené platí také pro ořešák černý – na rozdíl od současné praxe při umělé obnově, tj. 2–3 řady ořešáku a 1 řada dřeviny meliorační, lze doporučit model opačný. Důraz na individuální rezistenci bude znamenat intenzivnější výchovu a celkově nižší počet jedinců ořešáku na plochu. Tím lze mj. také eliminovat jeho případné aleopatické působení (HRIB et al. 2017; PODRÁZSKÝ et al. 2023). Při odlišném způsobu pěstování bude také kladen větší důraz na výběr vhodných proveniencí, a to jak po stránce fyziologických, tak morfologických vlastností – uvedené platí pro všechny posuzované dřeviny (BOLTE et al. 2009; KONNERT et al. 2015). V případě stanovištních podmínek vhodných pro pěstování ořešáku černého, příp. i královského, bude u lužních stanovišť hrát významnou roli výška hladiny spodní vody, na dalších potenciálně vhodných stanovištích riziko poškozování mrazem a celkové množství srážek během vegetace (MOHNI et al. 2009; PODRÁZSKÝ et al. 2023). Pěstebně zajímavou variantou se jeví využívání spontánně zmlazených jedinců ořešáku a jejich zakomponování do porostů s bohatší věkovou strukturou, byť s těmito formami hospodaření jsou jen nepatrné zkušenosti.

## ZÁVĚR

Přes nejasnosti dopadu klimatické změny a neustálý vznik nových patogenů především vlivem globalizace bylo možné ze souboru posuzovaných dřevin identifikovat druhy, jejichž kultivace je spojena s větším či menším rizikem. Z hlediska výskytu patogenů lze za rizikové považovat především pěstování ořešáku černého a dubu červeného. Rizikovitost pěstování těchto dřevin v nových (vyšších) a na suchu méně ohrožených oblastech nelze jednoznačně předvídat. Přesto by se tato kultivace vzhledem k předpokládaným výkyvům počasí neobešla beze změny v tradičních pěstebních postupech. Optimálním cílovým stavem by měly být jednotlivě smíšené porosty s relativně malým počtem cílových, ale vitálních stromů. Tohoto stavu bude možné docílit jednak zakládáním smíšených porostů, jednak intenzivní výchovou. Obdobné postupy lze doporučit také při pěstování ostatních zájmových dřevin – dub zimní a letní, ořešák královský, příp. křížence ořešáku královského a černého ve středních polohách. Ořešák královský spolu s výše uvedeným křížencem se jeví při tomto způsobu pěstování vhodnou náhradou na určitých typech stanovišť za ořešák černý. Obdobným způsobem lze na lužních stanovištích také kultivovat tradiční dřevinu dub letní. Porosty s vysokou účastí dřevin typu dub cer nebo dub balkánský (dalších druhů dubů snášejících suchu) lze doporučit tam, kde je v současnosti, anebo kde očekáváme do budoucna největší suchu. V těchto oblastech lze dále jako adaptační opatření navrhnout přechod k lesu nízkému nebo střednímu a v nejzávažnějších případech až pěstování soliterních stromů, resp. změnu hospodaření z lesnického na agrolesnické.

## Poděkování:

Příspěvek vznikl díky finanční podpoře projektu NAZV č. QK22020045 „Potenciál geograficky nepůvodních druhů dřevin v lesním hospodářství ČR“ a také s podporou projektu IGA 2101/SP4220591.

## LITERATURA

- ANDREOTE F.D., CÁSSIA PEREIRA E SILVA M. DE 2017. Microbial communities associated with plants: learning from nature to apply it in agriculture. *Current Opinion in Microbiology*, 37: 29–34. DOI: 10.1016/j.mib.2017.03.011
- BAIER P., GERHARDT E., HOCHBICHLER E., IMMITZER M., KIRISITS T., NETHERER S. et al. 2022. Manuál pro řízení budoucích rizik a krizí v lesnictví. Brno, MENDELU: 157 s. Projekt FORRISK – Přeshraniční řízení rizik v lesnictví. Dostupné na/Available on: <https://uzpl-fraxinus.mendelu.cz/index.php/projekt-forrisk/manual-pro-řízení-rizik-a-krizí-v-lesnictví>
- BAKYS R., VASILIAUSKAS R., BARKLUND P., IHRMARK K., STENLID J. 2006. Fungal attacks to root systems and crowns of declining *Fraxinus excelsior*. In: Solheim, H., Hietala A.M. (eds.): *Forest pathology research in the Nordic and Baltic countries 2005. Proceedings from the SNS meeting...* Biri, Norway, 28. – 31. August 2005(71–72). Ås, Norsk Institutt for Skogforskning; Inst. for Skogfag: 71–72.
- BARBER N.A. 2010. Light environment and leaf characteristics affect distribution of *Corythucha arcuata* (Hemiptera: Tingidae). *Environmental Entomology*, 39: 492–497. DOI: 10.1603/EN09065
- BARKLEY Y.C., BRUSVEN A. 2007. Black walnut. *Alternative Tree Crops Information Series No. 4*, January 2007. University of Idaho, College of Natural Resources: [2 s.]
- BELLONI V., MAPELLI S. 2001. Effects of drought or flooding stresses on photosynthesis xylem flux and stem radial growth. *Acta Horticulturae*, 544: 327–333. DOI: 10.17660/ActaHortic.2001.544.43

- BERNARDINELLI I. 2006. Potential host plants of *Corythucha arcuata* (Het., Tingidae) in Europe: A laboratory study. *Journal of Applied Entomology*, 130: 480–484. DOI: 10.1111/j.1439-0418.2006.01098.x
- BILAŇSKI P., JANKOWIAK R., SOLHEIM H., FORTUNA P., CHYRZYŇSKI Ł., WARZECHA P., TAERUM S.J. 2023. Soil-borne Ophiostomatales species (Sordariomycetes, Ascomycota) in beech, oak, pine, and spruce stands in Poland with descriptions of *Sporothrix roztoczensis* sp. nov., *S. silvicola* sp. nov., and *S. tumida* sp. nov. *MycKeys*, 97: 41–69. DOI:10.3897/mycokeys.97.97416
- BISHOP B., MEIER N.A., COGESHAL M.V., LOVELL S.T., REVORD R.S. 2024. A review to frame the utilization of Eastern black walnut (*Juglans nigra* L.) cultivars in alley cropping systems. *Agroforestry Systems*, 98: 309–321. DOI:10.1007/s10457-023-00909-0
- BOLTE A., AMMER C., LÖF M., MADSEN P., NABUURS G. J., SCHALL P., ROCK J. 2009. Adaptive forest management in central Europe: Climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 24 (6): 473–482. DOI: 10.1080/02827580903418224
- BORDÁCS S., ZHELEV P., SCHIRONE B. 2019a. EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use for Hungarian oak (*Quercus frainetto*). European Forest Genetic Resources Programme (EUFORGEN), European Forest Institute: 6 s. ISBN 978-952-5980-61-5
- BORDÁCS S., ZHELEV P., SCHIRONE B. 2019b. EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use of pubescent oak (*Quercus pubescens*). European Forest Genetic Resources Programme (EUFORGEN), European Forest Institute: 6 s. ISBN 978-952-5980-63-9
- BRADY C., ARNOLD D., McDONALD J., DENMAN S. 2017. Taxonomy and identification of bacteria associated with acute oak decline. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 33: 143. DOI:10.1007/s11274-017-2296-4
- BRAGARD C., DEHNEN-SCHMUTZ K., DI SERIO F., JACQUES M.-A., JAQUES MIRET J.A., FEJER JUSTESEN A., MACLEOD A., MAGNUSSEN C.S., MILONAS P., NAVAS-CORTES J.A., PARNELL S., POTTING R., REIGNAULT P.L., THULKE H.-H., VAN DER WERF W., CIVERA A.V., YUEN J., ZAPPALA L., BATTISTI A., (BOB) DOUMA J.C., RIGLING D., MOSBACH-SCHULZ O., STANCANELLI G., TRAMONTINI S., GONTHIER P. 2020. Commodity risk assessment of oak logs with bark from the US for the oak wilt pathogen *Bretziella fagacearum* under an integrated systems approach. *EFSA Journal*, 18 (12): 6352. DOI:10.2903/j.efsa.2020.6352
- BRANG P., SPATHELF P., LARSEN J.B., BAUHUS J., BONČINA A., CHAUVIN C., DRÖSSLER L., GARCÍA-GÜEMES C., HEIRI C., KERR G., LEXER M.J., MASON B., MOHREN F., MÜHLETHALER U., NOCENTINI S., SVOBODA M. 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 87 (4): 492–503. DOI: 10.1093/forestry/cpu018
- BRASIER C.M. 2008. The biosecurity threat to the UK and global environment from international trade in plants. *Plant Pathology*, 57(5): 792–808. DOI: 10.1111/j.1365-3059.2008.01886.x
- BRASIER C., FRANCESCHINI S., FORSTER J., KIRK S. 2021. Enhanced outcrossing, directional selection and transgressive segregation drive evolution of novel phenotypes in hybrid swarms of the Dutch elm disease pathogen *Ophiostoma novo-ulmi*. *Journal of Fungi*, 7 (6): 452. DOI:10.3390/jof7060452
- BROBERG M., DOONAN J., MUNDT F., DENMAN S., McDONALD J.E. 2018. Integrated multi-omic analysis of host-microbiota interactions in acute oak decline. *Microbiome*, 6: 21. DOI:10.1186/s40168-018-0408-5
- BROWN N., INWARD D.J.G., JEGER M.A., DENMAN S. 2015. A review of *Agrilus biguttatus* in UK forests and its relationship with acute oak decline. *Forestry*, 88 (1): 53–63. DOI: 10.1093/forestry/cpu039
- BURIÁNEK V., NOVOTNÝ P., BENEDÍKOVÁ P. 2009. Výsledky fenotypového šetření v porostech domácích druhů dubu (*Quercus* spp.). *Zprávy lesnického výzkumu*, 54: 174–188.
- BURIÁNEK V., BENEDÍKOVÁ M., FRÝDL J., NOVOTNÝ P. 2013. Metodická příručka k určování domácích druhů dubů. Strnady, VÚLHM: 40 s. Lesnický průvodce 8/2013.
- BURNS R.M. 1983. *Silvicultural systems for the major forest types of the United States*. Washington, US Department of Agriculture, Forest Service: 191 s. Agriculture handbook, 445.
- CAMPBELL G.E., DAWSON J.O. 1989. Growth, yield, and value projections for black walnut interplantings with black alder and autumn olive. *Northern Journal of Applied Forestry*, 6 (3): 129–132. DOI:10.1093/njaf/6.3.129
- CLARK J.R., HEMERY G.E., SAVILL P.S. 2008. Early growth and form of common walnut (*Juglans regia* L.) in mixture with tree and shrub nurse species in southern England. *Forestry*, 81 (5): 631–644. DOI: 10.1093/forestry/cpn036
- CLARK J., HEMERY G. 2010. Walnut hybrids in the UK: fast growing quality hardwoods. *Quarterly Journal of Forestry*, 104: 43–46.
- COKER T.L.R., ROZSYPÁLEK J., EDWARDS A., HARWOOD T.P., BUTFOY L., BUGGS R.J.A. 2019. Estimating mortality rates of European ash (*Fraxinus excelsior*) under the ash dieback (*Hymenoscyphus fraxineus*) epidemic. *Plants, People, Planet*, 1 (1): 48–58. DOI: doi:10.1002/ppp3.11
- CSÓKA G., HIRKA A., MUTUN S., GLAVENDEKÍĆ M., MIKÓ Á., SZŐCS L., PAULIN M., EÖTVÖS C.B., GÁSPÁR C., CSEPELÉNYI M., SZÉNÁSI Á., FRANJEVIĆ M., GNINENKO Y., DAUTBAŠIĆ M., MUZEJINOVIĆ O., ZÚBRIK M., NETOIU C., BUZATU A., BĂLĂCENOIU F., JURC M., JURC D., BERNARDINELLI I., STREITO J.-C., AVTZIS D., HRAŠOVEC B. 2020. Spread and potential host range of the invasive oak lace bug [*Corythucha arcuata* (Say, 1832) – Heteroptera: Tingidae] in Eurasia. *Agriculture and Forest Entomology*, 22 (1): 61–74. DOI: 10.1111/afe.12362
- ČERMÁK P., ZATLOUKAL V., CIENCIALA E., POKORNÝ R., KADAVÝ J., KNEIFL M., KADLEC J., DOBROVOLNÝ L., MARTINÍK A., MIKITA T., ADAMEC Z., KUPEC P., SLOUP R., ŠIŠÁK L., PULKRAB K., TRNKA M., JUREČKA F. 2016. Katalog lesnických adaptačních opatření. Brno, Mendelova univerzita v Brně.
- ČERMÁKOVÁ V., KUDLÁČEK T., ROTKOVÁ G., ROZSYPÁLEK J., BOTELLA L. 2017. *Hymenoscyphus fraxineus* mitovirus 1 naturally disperses through the airborne inoculum of its host, *Hymenoscyphus fraxineus*, in the Czech Republic. *Biocontrol Science and Technology*, 27 (8): 992–1008. DOI:10.1080/09583157.2017.1368455
- DAVYDENKO K., SKRYLNYK YU., BORYSENKO O., MENKIS A., VYSOTSKA N., MESHKOVA V., OLSON Å., ELEFTRAND M., VASAITIS R. 2022. Invasion of emerald ash borer *Agrilus planipennis* and ash dieback pathogen *Hymenoscyphus fraxineus* in Ukraine – A concerted action. *Forests*, 13 (5): 789. DOI: 10.3390/f13050789
- DENMAN S., BRADY C., KIRK S., CLEENWERCK I., VENTER S., COUTINHO T., DE VOS P. 2012. *Brenneria goodwinii* sp. nov., associated with acute oak decline in the UK. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 62 (Pt 10): 2451–2456. DOI: 10.1099/ijs.0.037879-0

- DENMAN S., BROWN N., KIRK S., JEGER M., WEBBER J. 2014. A description of the symptoms of Acute Oak Decline in Britain and a comparative review on causes of similar disorders on oak in Europe. *Forestry*, 87 (4): 535–551. DOI: 10.1093/forestry/cpu010
- DENMAN S., DOONAN J., RANSON-JONES E., BROBERG M., PLUMMER S., KIRK S., SCARLETT K., GRIFFITHS A.R., KACZMAREK M., FORSTER J., PEACE A., GOLYSHIN P.N., HASSARD F., BROWN N., KENNY J.G., McDONALD J.E. 2018. Microbiome and infectivity studies reveal complex polyspecies tree disease in Acute Oak Decline. *The ISME Journal*, 12 (2): 386–399. DOI: 10.1038/ismej.2017.170
- DIMITROVSKÝ K., KUPKA I., KUNT M., ŠTIBINGER J. 2008. Problematika obnovy lesů na výspokových stanovištích, jejich vývoj, struktura a skladba. In: Neuhöferová P. (ed.): *Obnova lesního prostředí při zalesnění nelesních a devastovaných stanovišť*. Sborník z konference. Kostelec nad Černými lesy. Praha, ČZU: 13–20.
- DOBROSLAVJEVIC J., MARKOVIC C., MILANOVIC S., VUJICIC P., SRBULOVIC B., BOJIC S. 2018. Influence of *Curculio glandium* (Marsham, 1802) (Coleoptera, Curculionidae) on Turkey Oak (*Quercus cerris* L., 1753) (Fagales, Fagaceae) Acorn Germination. In: *Proceedings of the IX International Agricultural Symposium "Agrosym 2018"*. Jahorina, Bosnia and Herzegovina, October 04–07, 2018. Sarajevo, Faculty of Agriculture: 1014–1018.
- DOBROVOLNÝ L., MARTINÍK A., DRVODELIC D., ORŠANIC M. 2017. Structure, yield and acorn production of oak (*Quercus robur* L.) dominated floodplain forests in the Czech Republic and Croatia. *South-east European Forestry*, 8 (2): 127–136. DOI:10.15177/seefor.17-18
- DRESSEL R., JÄGER E.J. 2002. Beiträge zur Biologie der Gefäßpflanzen des herzynischen Raumes. 5. *Quercus rubra* L. (Roteiche): Lebensgeschichte und agriophytische Ausbreitung im Nationalpark Sächsische Schweiz. *Hercynia-Ökologie und Umwelt in Mitteleuropa*, 35 (1): 37–64.
- DZURENKO M., RANGER C.M., HULCR J., GALKO J., KAŇUCH P. 2021. Origin of non-native *Xylosandrus germanus*, an invasive pest ambrosia beetle in Europe and North America. *Journal of Pest Science*, 94: 553–562. DOI: 10.1007/s10340-020-01283-x
- ELLENBERG H. 2009. *Vegetation ecology of Central Europe*. Cambridge, Cambridge University Press: 756 s.
- EPPO 2017. PM 8/5 (1) *Quercus*. *Bulletin OEPP/EPPO Bulletin*, 47 (3): 452–460. DOI: 10.1111/epp.12412
- EPPO 2020. PM 8/12 (1) *Juglans*. *Bulletin OEPP/EPPO Bulletin*, 50 (1): 107–119. DOI: 10.1111/epp.12634
- EPPO 2023. *Datasheet: Anoplophora glabripennis*. EPPO Global Database. [online] [cit. 2023-12-11]. Dostupné na/Available on: <https://gd.eppo.int/taxon/ANOLGL>
- FACCOLI M., FAVARO R., SMITH M.T., WU J. 2015. Life history of the Asian longhorn beetle *Anoplophora glabripennis* (Coleoptera Cerambycidae) in southern Europe. *Agricultural and Forest Entomology*, 17 (2): 188–196. [cit. 2023-12-11]. DOI: 10.1111/afe.12096
- FANTA J., PETŘÍK P. (eds.) 2021. *Jiné klima – jiný les*. Praha, Academia: 212 s. ISBN 978-80-200-3300-0
- FERNÁNDEZ-MOYA J., URBÁN-MARTÍNEZ I., PELLERÍ F., CASTRO G., BERGANTE S., GIORCELLI A., GENNARO M., LICEA-MORENO R.J., SANTACRUZ PÉREZ D., GUTIÉRREZ-TEJÓN E., HOMAR-SÁNCHEZ C., BIDINI C., CHIARABAGLIO P.M., MANETTI M.C., PLUTINO M., SANSONE D. 2019. *Silvicultural guide to managing walnut plantations for timber production*. *Bosques naturales*: 76 s. ISBN 978-84-09-12163-2
- FIALA T., HOLUŠA J., PROCHÁZKA J., ČÍŽEK L., DZURENKO M., FOIT J., GALKO J., KAŠÁK J., KULFAN J., LAKATOS F., NAKLÁDAL O., SCHLAGHAMERSKÝ J., SVATOŠ M., TROMBIK J., ZÁBRANSKÝ P., ZACH P., KULA E. 2020. *Xylosandrus germanus* in Central Europe: Spread into and within the Czech Republic. *Journal of Applied Entomology*, 144 (6): 423–433. DOI: 10.1111/jen.12759
- FISHER M.C., HENK D.A., BRIGGS C.J., BROWNSTEIN J.S., MADOFF L.C., MCCRAW S.L., GURR S.J. 2012. Emerging fungal threats to animal, plant and ecosystem health. *Nature*, 484 (7393): 186–194. DOI:10.1038/nature10947
- FITZGERALD J., LINDNER M. (eds.) 2013. *Adapting to climate change in European forests – results of the MOTIVE project*. Sofia, Pensoft Publishers: 108 s.
- FOIT J., KAŠÁK J., MÁJEK T., KNÍŽEK M., HOCH G., STEYDER G. 2017. First observations on the breeding ecology of invasive *Dryocoetes himalayensis* Strohmeier, 1908 (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) in its introduced range in Europe. *Journal of Forest Science*, 63 (6): 290–292. DOI: 10.17221/3/2017-JFS
- FREER-SMITH P.H., WEBBER J.F. 2017. Tree pests and diseases: the threat to biodiversity and the delivery of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, 26: 3167–3181. DOI: 10.1007/s10531-015-1019-0
- GAAG D.J. VAN DER, LOOMANS A.J.M. 2014. Host plants of *Anoplophora glabripennis*, a review. *EPPO Bulletin*, 44 (3): 518–528. DOI:10.1111/epp.12151
- GARRETT H.E., JONES J.E., KURTZ W.B., SLUSHER J.P. 1991. Black walnut (*Juglans nigra* L.) agroforestry – its design and potential as a land-use alternative. *The Forestry Chronicle*, 67 (3): 213–218. DOI: 10.5558/tfc67213-3
- GILMAN E.F., WATSON D.G. 1994. *Quercus rubra* Northern red oak. Environmental Horticulture Department, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida: [4 s.] Fact Sheet ST-560
- GÖMÖRY D., KRAJMEROVÁ D., HRIVNÁK M., LONGAUER R. 2020. Assisted migration vs. close-to-nature forestry: what are the prospects for tree populations under climate change? *Central European Forestry Journal*, 66 (2): 63–70. DOI: 10.2478/forj-2020-0008
- GORBAN V., HUSLYSTYI A., KOTOVYCH O., YAKOVENKO V. 2020. Changes in physical and chemical properties of calcic chernozem affected by *Robinia pseudoacacia* and *Quercus robur* plantings. *Ekológia (Bratislava)*, 39 (1): 27–44. DOI: 10.2478-eko-2020-0003
- GURR G.M. et al. 2004. Ecological engineering, habitat manipulation and pest management. In: Gurr, G. et al.: *Ecological engineering for pest management: Advances in habitat manipulation for arthropods*. Collingwood, CSIRO: 1–12.
- HANEWINKEL M., CULLMANN D.A., SCHELHAAS M.-J., NABUURS G.-J., ZIMMERMANN N.E. 2013. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change*, 3: 203–207. DOI: 10.1038/nclimate1687
- HARRINGTON T.C. 2013. *Ceratocystis* Diseases. In: Gonthier P., Nicolotti G. (eds.): *Infectious Forest Diseases*. Wallingford, CAB International, Wallingford, UK: 230–255.
- HAUGEN L., O'BRIEN J., POKORNY J., MIELKE M. 2008. Oak wilt in the North Central region. In: Billings, R.F., Appel, D.N. (eds.): *National Oak Wilt Symposium. The Proceedings of the 2nd National Oak Wilt Symposium*. June 4–7, 2007. Austin, Texas. Texas Forest Service Publication: 155–164.

- HEMERY G.E., POPOV S.I. 1998. The walnut (*Juglans regia* L.) forests of Kyrgyzstan and their importance as a genetic resource. *Commonwealth Forestry Review*, 77 (4): 272–276.
- HEMERY G.E., SAVILL P.S., THAKUR A. 2005. Height growth and flushing in common walnut (*Juglans regia* L.): 5-year results from provenance trials in Great Britain. *Forestry*, 78 (2): 121–133. DOI: 10.1093/forestry/cpi012
- HÉRARD F., CIAMPITTI M., MASPERO M., KREHAN H., BENKER U., BOEGEL C., SCHRAGE R., BOUHOT-DELUDUC L., BIALOOKI P. 2006. *Anoplophora* species in Europe: infestations and management processes. *EPPO Bulletin*, 36 (3): 470–474. DOI: 10.1111/j.1365-2338.2006.01046.x
- HLÁSNÝ T., TURČÁNI M. 2009. Insect pests as climate change driven disturbances in forest ecosystems. In: Štřelcová et al.: *Bioclimatology and natural hazards*. Dordrecht, Springer: 165–177. DOI: 10.1007/978-1-4020-8876-6\_15
- HLÁSNÝ T., HOLUŠA J., ŠTĚPÁNEK P., TURČÁNI M., POLČÁK N. 2011. Expected impacts of climate change on forests: Czech Republic as a case study. *Journal of Forest Science*, 57 (10): 422–431. DOI: 10.17221/103/2010-JFS
- HLÁSNÝ T., MÁTYÁS C., SEIDL R., KULLA L., MERGANIČOVÁ K., TROMBIK J., DOBOR L., BARCZA Z., KONŮPKA B. 2014. Climate change increases the drought risk in Central European forests: What are the options for adaptation? *Lesnický Časopis – Forestry Journal*, 60: 5–18. DOI: 10.2478/forj-2014-0001
- HLÁSNÝ T., KÖNIG L., KROKENE P., LINDNER M., MONTAGNÉ-HUCK C., MÜLLER J., QIN H., RAFFA K.F., SCHELHAAS M.-J., SVOBODA M., VIIRI H., SEIDL R. 2021. Bark beetle outbreaks in Europe: State of knowledge and ways forward for management. *Current Forestry Reports*, 7 (3), 138–165. DOI:10.1007/s40725-021-00142-x
- HOLMES T.P., AUKEA J.E., VON HOLLE B., LIEBHOLD A., SILLS E. 2009. Economic impacts of invasive species in forests. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162 (1): 18–38. DOI:10.1111/j.1749-6632.2009.04446.x
- HOYER-TOMICZEK U., SAUSENG G. 2013. Sniffer dogs to find *Anoplophora* spp. infested plants. *Journal of Entomological and Acarological Research*, 45 (1s): 10–12.
- HRIB M., KOBLÍZEK J., MADĚRA P. 2002. *Juglans × intermedia* cart. an interesting finding in the Židlochovice forest enterprise. *Journal of Forest Science*, 48: 475–481.
- HRIB M., KNEIFL M., KADAVÝ J. 2003. Growth of black walnut (*Juglans nigra* L.) in the floodplain forests of the Židlochovice Forest Enterprise. *Ekológia (Bratislava)*, 22: 162–176.
- HRIB M. 2005. Pěstování ořešáku černého (*Juglans nigra* L.) v lesích jižní Moravy. Brno, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita: 78 s.
- HRIB M. 2007. Regeneration of noble broadleaves on alluvial sites of the Židlochovice Forest Enterprise. In: Hobza, P. (ed.): *Forest management systems and regeneration of floodplain forest sites*, Reviewed proceedings from the international conference. 8. – 9. 10. 2007, Brno. Brno, Mendel University of Agriculture and Forestry: 169–182.
- HRIB M., PODRÁZSKÝ V., MATĚJKA K., VIEWEGH J. 2017. Effect of black walnut (*Juglans nigra*) on the understorey vegetation - a case study of South Moravian forests (Czech Republic). *Journal of Forest Science*, 63 (3): 136–148. DOI: 10.17221/68/2016-JFS
- CHALKLEY D. 2016. Invasive fungi fact sheets - Oak wilt - *Ceratocystis fagacearum*. Systematic Mycology and Microbiology Laboratory. ARS, USDA.
- JAGEMANN S.M., JUZWIK J., TOBIN P.C., RAFFA K.F. 2018. Seasonal and regional distributions, degree-day models, and phoresy rates of the major sap beetle (Coleoptera: Nitidulidae) vectors of the oak wilt fungus, *Bretziella fagacearum*, in Wisconsin. *Environmental Entomology*, 47 (5): 1152–1164. DOI: 10.1093/ee/nvy080
- JOHNSON P.S., SHIFLEY S.R., ROGERS R., DEY D.C., KABRICK J.M. 2019. *The ecology and silviculture of oaks*. Wallingford, CABI Publishing: 612 s.
- JUNG T., BLASCHKE H., NEUMANN P. 1996. Isolation, identification and pathogenicity of *Phytophthora* species from declining oak stands. *European Journal of Forest Pathology*, 26 (5): 253–272. DOI:10.1111/j.1439-0329.1996.tb00846.x
- JUZWIK J., SKALBECK T.C., NEUMAN M.F. 2004. Sap beetle species (Coleoptera: Nitidulidae) visiting fresh wounds on healthy oaks during spring in Minnesota. *Forest Science*, 50 (6): 757–764. DOI: 10.1093/forestscience/50.6.757
- JUZWIK J., APPEL D.N., MACDONALD W.L., BURKS S. 2011. Challenges and successes in managing oak wilt in the United States. *Plant Disease*, 95 (8): 888–900. DOI: 10.1094/PDIS-12-10-0944
- KADAVÝ J., KNEIFL M., SERVUS M., KNOTT R., HURT V., FLORA M. 2011. Nízký a střední les jako plnohodnotná alternativa hospodaření malých a středních vlastníků lesa. *Obecná východiska. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce*: 294 s.
- KADLUS Z. 2005. Poznámky k pěstování dubu. *Lesnická práce*, 84 (4): 8–9.
- KAŠÁK J., HOLUŠA O., FOIT J. 2023. Invasive bark beetle *Dryocoetes himalayensis* (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) – A threat for walnut trees (*Juglans* spp.) in Europe? *Journal of Applied Entomology*, 147 (10): 941–952. DOI: 10.1111/jen.13190
- KLEIN M. 2022. *Popillia japonica* (Japanese beetle) [online]. CABI Compendium [cit. 2023-12-11]. DOI: 10.1079/cabicompendium.43599. Dostupné z/Available on: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.43599#sec-21>.
- KLIMO E. (ed.) 2008. *Floodplain forests of the temperate zone of Europe*. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce: 623 s.
- KONNERT M., FADY B., GÖMÖRY D., A'HARA S., WOLTER F., DUCCI F., KOWALCZYK J. 2015. *Use and transfer of forest reproductive material in Europe in the context of climate change*. Rome, European Forest Genetic Resources Programme (EUFORGEN), Bioversity International: 75 s.
- KONŠEL J. 1931. *Stručný nástin tvorby a pěstění lesů v biologickem poněti*. Písek, Čs. matice lesnická: 552 s.
- KOŠULIČ M. 2010. *Cesta k přírodě blízkému hospodářskému lesu*. Brno, FSC ČR: 452 s.
- KRUMM F., VÍTKOVÁ L. (eds.) 2016. *In focus – managing forests in Europe*. Introduced tree species in European forests: Opportunities and challenges. Joensuu, European Forest Institute: 424 s.
- KUBOV M., FLEISCHER P. J., ROZKOŠNÝ J., KURJAK D., KONŮPKOVÁ A., GALKO J., HÚDOKOVÁ H., LALÍK M., RELI S., PITTNER J., FLEISCHER P. 2020. Drought or severe drought? Hemiparasitic yellow mistletoe (*Loranthus europaeus*) amplifies drought stress in sessile oak trees (*Quercus petraea*) by altering water status and physiological responses. *Water*, 12 (11): 2985. DOI: 10.3390/w12112985
- KULA E. 2021. *Chroust maďalový: (Melolontha hippocastani Fabricius, 1801)*. Hradec Králové, Lesy České republiky: 295 s. Grantová služba Lesů České republiky. ISBN 978-80-86945-35-4

- KULBANSKA I., SHVETS M., GOYCHUK A., SPOREK M., PASICNHYK L., PATYKA V., KALINICHENKO A., BAK M. 2022. Phytopathogenic bacteria associated with bacterioses of common oak (*Quercus robur* L.) in Ukraine. *Forests*, 14 (1): 14. DOI: 10.3390/f14010014.
- KUNZ J., LÖFFLER G., BAUHUS J. 2018. Minor European broadleaved tree species are more drought-tolerant than *Fagus sylvatica* but not more tolerant than *Quercus petraea*. *Forest Ecology and Management*, 414: 15–27. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.02.016
- KUPKA I., BALÁŠ M., MILTNER S. 2018. Quantitative and qualitative evaluation of northern red oak (*Quercus rubra* L.) in arid areas of North-Western Bohemia. *Journal of Forest Science*, 64 (2): 53–58. DOI: 10.17221/147/2017-JFS
- LEAK W.B., YAMASAKI M., WARD J., DESMARAIS K., BENNETT K.P. 2017. Ecology and management of northern red oak in New England. Durham, University of New Hampshire Cooperative Extension: 50 s.
- LINDNER M., MAROSCHEK M., NETHERER S., KREMER A., BARBATI A., GARCIA-GONZALO J., SEIDL R., DELZON S., CORONA P., KOLSTRÖM M., LEXER M. J., MARCHETTI M. 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259 (4): 698–709. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.09.023
- LORENC F., LUBOJACKÝ J., TONKA T. 2021. Influence of mycorrhizal preparation on seedling growth and Armillaria infestation. *Journal of Forest Science*, 67 (4): 155–164. DOI: 10.17221/198/2020-JFS
- MACLEOD A. 2022. *Anoplophora chinensis* (black and white citrus longhorn) [online]. CABI Compendium [cit. 2023-12-11]. DOI: 10.1079/cabicompendium.5556. Dostupné na/Available on: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.5556>.
- MAJOR K.C., NOSKO P., KUEHNE C., CAMPBELL D., BAUHUS J. 2013. Regeneration dynamics of non-native northern red oak (*Quercus rubra* L.) populations as influenced by environmental factors: A case study in managed hardwood forests of southwestern Germany. *Forest Ecology and Management*, 291: 144–153. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.12.006
- MAMULA D. 2020. Prosperita a uplatnitelnost dubu červeného (*Quercus rubra* L.) při obnově lesa na revíru Hlubočec (LS Opava). Diplomová práce. Brno, Mendelova univerzita v Brně: 96 s.
- MARCHIORO M., FACCOLI M. 2021. Successful eradication of the Asian longhorn beetle, *Anoplophora glabripennis*, from North-Eastern Italy: Protocol, techniques and results. *Insects*, 12 (10): 877. DOI:10.3390/insects12100877
- MARTIN-CHAVE A., BÉRAL C., CAPOWIEZ Y. 2019. Agroforestry has an impact on nocturnal predation by ground beetles and Opiliones in a temperate organic alley cropping system. *Biological Control*, 129: 128–135. DOI: 10.1016/j.biocontrol.2018.10.009
- MARTINÍK A., DOBROVOLNÝ L., PALÁTOVÁ E. 2014. Tree growing space and acorn production of *Quercus robur*. *Dendrobiology*, 71: 101–108.
- MARTINÍK A., MITROVÁ A.M. 2022. Agrolesnictví a vize krajiny budoucnosti. In: *Agrolesnictví – nástroj diverzifikace krajiny. Sborník příspěvků*. 9. 6. 2022. Praha, Česká lesnická společnost: 19–22. ISBN 978-80-02-02980-9
- MATOUŠKOVÁ M., URBAN J., VOLAŘÍK D., HÁJÍČKOVÁ M., MATULA R. 2022. Coppicing modulates physiological responses of sessile oak (*Quercus petraea* Matt. Lieb.) to drought. *Forest Ecology and Management*, 517: 120253. DOI: 10.1016/j.foreco.2022.120253
- MAURI A., ENESCU C.M., HOUSTON DURRANT T., DE RIGO D., CAUDULLO G. 2016. *Quercus frainetto* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel-Ayán J. et al. (eds.): *European atlas of forest tree species*. Luxembourg, Publ. Off. EU: 150–151.
- METTE T., BRANDL S., KÖLLING C. 2021. Climate analogues for temperate European forests to raise silvicultural evidence using twin regions. *Sustainability*, 13: 6522. DOI: 10.3390/su13126522
- MILLAR C.I., STEPHENSON N.L., STEPHENS S.L. 2007. Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications*, 17 (8): 2145–2151. DOI: 10.1890/06-1715.1
- MILTNER S., KUPKA I. 2016. Silvicultural potential of northern red oak and its regeneration-Review. *Journal of Forest Science*, 62 (4): 145–152.
- MILTNER S., PODRÁZSKÝ V., BALÁŠ M., KUPKA I. 2017. Vliv dubu červeného (*Quercus rubra* L.) na lesní stanoviště. *Zprávy lesnického výzkumu*, 62: 109–115.
- MOHNI C., PELLER F., HEMERY G. 2009. The modern silviculture of *Juglans regia* L.: A literature review. *Die Bodenkultur*, 60 (3): 19–32.
- MONTECCHIO L., FACCOLI M. 2014. First record of thousand cankers disease *Geosmithia morbida* and walnut twig beetle *Pityophthorus juglandis* on *Juglans nigra* in Europe. *Plant Disease*, 98 (5): 696–696. DOI:10.1094/PDIS-10-13-1027-PDN
- MORICCA S., BRACALINI M., BENIGNO A., GHELARDINI L., FURTADO E.L., MARINO C.L., PANZAVOLTA T. 2020. Observations on the non-native thousand cankers disease of walnut in Europe's southernmost outbreak. *Global Ecology and Conservation*, 23: e01159. DOI: 10.1016/j.gecco.2020.e01159
- MUÑOZ-ADALIA E.J., MEIJER A., COLINAS C. 2022. New qPCR protocol to detect *Diplodia corticola* shows phoretic association with the oak pinhole borer *Platypus cylindrus*. *Pest Management Science*, 78: 3534–3539. DOI: 10.1002/ps.6994
- MŽE 2022. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2021. Praha, Ministerstvo zemědělství. ISBN 978-80-7434-669-9
- Nařízení (EU) 2016/2031 – Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2016/2031 ze dne 26. října 2016 o ochranných opatřeních proti škodlivým organismům rostlin, o změně nařízení. Dostupné na/Available on: <https://eur-lex.europa.eu/CS/legal-content/summary/protection-against-plant-pests.html>
- NICOLESU V-N., VOR T., MASON W.L., BASTIEN J-CH., BRUS R., HENIN J-M., KUPKA I., LAVNY V., LA PORTA N., MOHREN F., PETKOVA K., RÉDEI K., ŠTEFANČÍK I., WĄSIK R., PERIĆ S., HERNEA C. 2020a. Ecology and management of northern red oak (*Quercus rubra* L. syn. *Q. borealis* F. Michx.) in Europe: a review. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 93 (4): 481–494. DOI: 10.1093/forestry/cpy032
- NICOLESU V-N., RÉDEI K., VOR T., BASTIEN J-CH., BRUS R., BENČAĚ T., DODAN M., CVJETKOVIC B., ANDRAŠEV S., LA PORTA N., LAVNY V., PETKOVA K., PERIĆ S., BARTLETT D., HERNEA C., PÁSTOR M., MATARUGA M., PODRÁZSKÝ V., SFECLA V., ŠTEFANČÍK I. 2020b. A review of black walnut (*Juglans nigra* L.) ecology and management in Europe. *Trees*, 34: 1087–1112. DOI: 10.1007/s00468-020-01988-7
- NOVÁK P., ROLEČEK J. 2013. Dub balkánský (*Quercus frainetto*) – nová lokalita na jihozápadní Moravě a zhodnocení výskytu v České republice. *Zprávy České botanické společnosti Praha*, 48: 1–7.

- NOVOTNÝ P., FULÍN M., BAŽANT V. 2018. Založení výzkumných ploch s introdukovanými dřevinami potenciálně odolnými vůči suchu v oblasti pahorkatin severní Moravy postižené chřadnutím smrku – dílčí realizační výstup I (literární rešerše). Strnady, VÚLHM: 76 s.
- NOVOTNÝ P., FULÍN M., BAŽANT V. 2022. Katalog taxonů introdukovaných dřevin s potenciálem lesnického využití na stanovištích s nižší dostupností vláhy. Certifikovaná metodika. Strnady, VÚLHM: 196 s. Lesnický průvodce 1/2022.
- NOŽIČKA J. 1956. Z minulosti jihomoravských luhů. Práce výzkumných ústavů lesnických, 1956, 10: 169–199.
- OOSTERBAAN A., SCHEPERS H., KWANTEN E. 2005. Walnut as a farm crop in the Netherlands: an agroforestry project in the east and selection of cultivars for organic cultivation in the north. Acta Horticulturae, V International Walnut Symposium, 705: 27–34. DOI: 10.17660/ActaHortic.2005.705.1
- OTÁHAL J. 2016. Ekonomická, ekologická a environmentální analýza pro odlišnou dřevinnou skladbu na LZ Židlochovice. Diplomová práce. Brno, MENDELU v Brně: 93 s.
- PALAJ A., KOLLÁR J. 2019. Changes in snowbed vegetation in the Western Carpathians under changing climatic conditions and land use in the last decades. Ekológia (Bratislava), 38 (4): 318–335. DOI: 10.2478-eko-2019-0024
- PALÁTOVÁ E., RYCHNOVSKÁ A. 2010. Analýza faktorů ovlivňujících úspěšnost přirozeného nasazení dubu letního na lužních stanovištích. In: Knott, R. et al. (eds.): Pěstování lesů v nižších vegetačních stupních. Sborník původních vědeckých prací prezentovaných na mezinárodní konferenci. Brno, MENDELU: 101–107.
- PAN M., ZHU H., LIANG L., TIAN C., FAN X. 2021. Studies of canker and dieback of oak tree in China, with two *Cytospora* species described. Plant Pathology, 70 (9): 2005–2015. DOI:10.1111/ppa.13435
- PAPIĆ S., LONGAUER R., MILENKOVIĆ I., ROZSYPALEK J. 2018. Genetic predispositions of common ash to the ash dieback caused by ash dieback fungus. Genetika, 50 (1): 221–229. DOI: 10.2298/GENSR1801221P
- PATEJUK K., BATURO-CIESNIEWSKA A., PUSZ W., KACZMAREK-PIEŃCZEWSKA A. 2022. Biscogniauxia charcoal canker – A new potential threat for mid-European forests as an effect of climate change. Forests, 13 (1): 89. DOI:10.3390/f13010089
- PETTIFOR B.J., DOONANA J., DENMAN S., McDONALD J.E. 2020. Survival of *Brenneria goodwinii* and *Gibbsiella quercinecans*, associated with acute oak decline, in rainwater and forest soil. Systematic and Applied Microbiology, 43 (2): 126052. DOI: 10.1016/j.syapm.2019.126052
- PLÍVA K., PRŮŠA E. 1969. Typologické podklady pěstování lesů. Praha, SZN: 401 s.
- PODRÁZSKÝ V., ŠÁLEK L. 2018. Produkční možnosti ořešáku černého (*Juglans nigra* L.) v České republice: review. Zprávy lesnického výzkumu – Reports of Forestry Research, 63 (4): 237–242.
- PODRÁZSKÝ V., HOLUŠA O., ŠÁLEK L., RESNEROVÁ K., ZEIDLER A., BORŮVKA V., PRKNOVÁ H., BAŽANT V., D'ADREA G. 2023. Potenciál pěstování ořešáku černého (*Juglans nigra*) v ČR. In: Využití a pěstování cenných listnáčů v podmínkách České republiky. Sborník příspěvků. 16. 5. 2023. Praha, Česká lesnická společnost: 11–22.
- POLENO Z. 1997. Trvale udržitelné obhospodařování lesů. Praha, Ministerstvo zemědělství ČR: 54 s.
- POLENO Z., VACEK S. 2009. Pěstování lesů III. Praktické postupy pěstování lesů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce: 951 s.
- POLLEGIONI P., WOESTE K., CHIOCCHINI F., DEL LUNGO F., CIOLFI M., OLIMPIERI I., TORTOLANO V., CLARK J., HEMERY G.E., MAPELLI S., MALVOLTI M.E. 2017. Rethinking the history of common walnut (*Juglans regia* L.) in Europe: Its origins and human interactions. PLoS ONE, 12 (3): e0172541. DOI: 10.1371/journal.pone.0172541
- PONTON S., DUPOUEY J.-L., BRÉDA N., DREYER E. 2002. Comparison of water-use efficiency of seedlings from two sympatric oak species: genotype×environment interactions. Tree Physiology, 22 (6): 413–422. DOI: 10.1093/treephys/22.6.413
- PRETZSCH H. 2009. Forest dynamics, growth and yield from measurement to model. Berlin, Springer: 664 s.
- PROCHÁZKA J., STEJSKAL R., ČÍŽEK L., HAUCK D., KNÍŽEK M. 2018. *Dryocoetes himalayensis* (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae), a new bark beetle species for Slovakia and Austria, and its occurrence in the Czech Republic. Klapalekiana, 54: 117–121.
- PUMARIÑO L., WELDESEMYAT SILESHI G., GRIPENBERG S., KAARTINEN R., BARRIOS E., NYAWIRA MUCHANE M., MIDEGA CH., JONSSON M. 2015. Effects of agroforestry on pest, disease and weed control: A meta-analysis. Basic and Applied Ecology, 16 (7): 573–582. DOI: 10.1016/j.baae.2015.08.006
- RÉDEI K., TAKÁCS M., KISS T., KESERÜ ZS. 2019. Ecology and management of black walnut (*Juglans nigra* L.) in Hungary. South-east European Forestry, 10 (2): 187–191. DOI: 10.15177/seefor.19-12
- RIGLING D., PROSPERO S. 2018. *Cryphonectria parasitica*, the causal agent of chestnut blight: invasion history, population biology and disease control. Molecular Plant Pathology, 19 (1): 7–20. DOI: 10.1111/mpp.12542
- ROQUES A., REN L., RASSATI D., SHI J., AKULOV E., AUDSLEY N., AUGER-ROZENBERG M.A., AVTZIS D., BATTISTI A., BELLANGER R., BERNARD A., BERNADINELLI I., BRANCO M., CAVALETTO M., COCQUEMPOT CH., CONTARINI M., COURTIAL B., DVOŘÁK M., MARTINEK P., MILLAR J.G. et al. 2023. Worldwide tests of generic attractants, a promising tool for early detection of non-native cerambycid species. NeoBiota, 84: 169–209. DOI: 10.3897/neobiota.84.91096
- ROTTER P., DOBROVOLNÝ L., HRON M., KOŠULIČ M., MARTINÍK A., URBANOVÁ M., CHABADA T., BABUKA R., SKALÍK J. 2021. Lesníkův průvodce neklidnými časy. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy: 212 s.
- ROZSYPALEK J., PROUZA M., JAVORSKÝ D., MARTINEK P. 2020. Nová metoda ochrany dřevin vůči jmelí za pomoci aplikace fytohormonů. Lesnická práce, 99 (3): 44–47.
- ROZSYPALEK J., MARTÍNEK P., PALOVČÍKOVÁ D., JANKOVSKÝ L. 2023. The protection of ash trees against ash dieback by tree injections. Urban Forestry & Urban Greening, 88: 128071. DOI:10.1016/j.ufug.2023.128071
- SANDER I.L. 1990. Northern red oak (*Quercus rubra* L.). In: Burns R.M., Honkala B.H. (eds.): Silvics of North America. Vol. 2. Hardwoods. Washington, USDA Forest Service: 727–733. Agriculture Handbook no. 654.
- SANIGA M. 2007. Pestovanie lesa. Zvolen, TU Zvolen: 310 s.
- SANTINI A., GHELARDINI L., DE PACE C., DESPREZ-LOUSTAU M.L., CAPRETTI P., CHANDELIER A., CECH T., CHIRA D., DIAMANDIS S., GAITNIEKIS T., HANTULA J., HOLDENRIEDER O., JANKOVSKÝ L., JUNG T., JURC D., KIRISITS T., KUNCA A., LYGIS V. et al. 2013. Biogeographical patterns and determinants of invasion by forest pathogens in Europe. New Phytologist, 197 (1): 238–250. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2012.04364.x

- SAPP M., LEWIS E., MOSS S., BARRETT B., KIRK S., ELPHINSTONE J.G., DENMAN S. 2016. Metabarcoding of bacteria associated with the acute oak decline syndrome in England. *Forests*, 7 (12): 95. DOI:10.3390/f7050095
- SAURAT C., MOUTTET R., JEANDEL C., PROST J., TELLEZ D., IOOS R. 2023. First report of thousand cankers disease caused by the fungus *Geosmithia morbida* and its vector *Pityophthorus juglandis* on *Juglans regia* in France. *New Disease Reports*, 47: e12151. DOI: 10.1002/ndr2.12151
- SEIDL R., KLONNER G., RAMMER W., ESSL F., MORENO A., NEUMANN M., DULLINGER S. 2018. Invasive alien pests threaten the carbon stored in Europe's forests. *Nature Communications*, 9 (1): 1626. DOI: 10.1038/s41467-018-04096-w
- SHAKYA S.K., GRÜNWARD N.J., FIELAND V.J., KNAUS B.J., WEILAND J.E., MAIA C., DRENTH A., GUEST D.I., LIEW E.C.Y., CRANE C., CHANG T-T., FU C-H., CHI N.M., PHAM QUANG T., SCANU B., STOWASSER E.S. VON, DURÁN Á., HORTA JUNG M., JUNG T. 2021. Phylogeography of the wide-host range panglobal plant pathogen *Phytophthora cinnamomi*. *Molecular Ecology*, 30 (20): 5164–5178. DOI:10.1111/mec.16109
- SHELSTAD D., QUEEN L., FRENCH D., FITZPATRICK D. 1991. Describing the spread of oak wilt using a geographic information system. *Journal of Arboriculture*, 17, 192–199.
- SCHRADER G., CAMILLERI M., CIUBOTARU R.M., DIAKAKI M., VOS S. 2019. Pest survey card on *Popillia japonica*. EFSA Supporting Publication, 16 (3): 1568E. DOI: 10.2903/sp.efsa.2019. EN-1568
- SIMEONE M.C., ZHELEV P., KANDEMIR G. 2019. EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use of Turkey oak (*Quercus cerris*). Bonn, European Forest Genetic Resources Programme (EUFORGEN), European Forest Institute: 6 s. ISBN 978-952-5980-43-1
- SJÖMAN H., OSTBERG J., NILSSON J. 2014. Review of host trees for the wood-boring pests *Anoplophora glabripennis* and *Anoplophora chinensis*: An urban forest perspective. *Arboriculture & Urban Forestry*, 40: 143–164. DOI:10.48044/jauf.2014.016
- SLÁVIK M., KHUN J. 2014. Vliv pomocných dřevin (habru a lípy) na kvalitativní parametry dubových porostů. *Zprávy lesnického výzkumu*, 59 (2): 86–95.
- SLODIČÁK M., NOVÁK J. 2007. Výchova lesních porostů hlavních hospodářských dřevin. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti: 46 s. Lesnický průvodce 4/2007.
- SMITH M.T., TURGEON J.J., DE GROOT P., GASMAN B. 2009. Asian longhorned beetle *Anoplophora glabripennis* (Motschulsky): lessons learned and opportunities to improve the process of eradication and management. *American Entomologist*, 55 (1): 21–25. DOI: 10.1093/ae/55.1.21a
- SOUČEK J. 2009. Podrost v dubovém porostu s rozdílnou výchovou. *Zprávy lesnického výzkumu*, 54 (1): 17–22.
- STRAW N.A., TILBURY C., FIELDING N.J., WILLIAMS D.T., CULL T. 2015a. Timing and duration of the life cycle of Asian longhorn beetle *Anoplophora glabripennis* (Coleoptera: Cerambycidae) in southern England. *Agricultural and Forest Entomology*, 17 (4): 400–411. DOI: 10.1111/afe.12120
- STRAW N.A., FIELDING N.J., TILBURY C., WILLIAMS D.T., INWARD D. 2015b. Host plant selection and resource utilisation by Asian longhorn beetle *Anoplophora glabripennis* (Coleoptera: Cerambycidae) in southern England. *Forestry, An International Journal of Forest Research*, 88 (1): 84–95. DOI: 10.1093/forestry/cpu037
- SVOBODA P. 1955. Lesní dřeviny a jejich porosty. Část 2. Praha, SZN: 571 s.
- ŠIKANJA S., MILOVANOVIĆ N. 2020. The impact of climate change on the appearance of some pathogens in oak forests (*Quercus frainetto* Ten.) and the analysis of thickness increase in the Šumadija Region (Central Serbia). *Ekológia (Bratislava)*, 39 (4): 310–321. DOI: 10.2478/eko-2020-0025
- ŠTEFANČÍK I. 2012. Growth characteristics of oak (*Quercus petraea* [Mattusch.] Liebl.) stand under different thinning regimes. *Journal of Forest Science*, 58 (2): 67–78. DOI: 10.17221/79/2011-JFS
- TANI A., MALTONI A., MARIOTTI B., BURESTI LATTES E. 2006. *Juglans regia* L. tree plantations for wood production in mining area of S. Barbara (AR). Evaluation of N-fixing accessory trees effect. *Forest – Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale*, 3 (4): 588–597. DOI: 10.3832/efor0407-0030588
- TIMBAL J., AUSSÉNAC G. 1996. An overview of ecology and silviculture of indigenous oaks in France. *Annals of Forest Science*, 53 (2-3): 649–661. DOI: 10.1051/forest:19960243
- TURGEON J.J., SMITH M.T., PEDLAR J.H., FOURNIER R.E., ORR M., GASMAN B. 2022. Tree selection and use by the polyphagous xylophage *Anoplophora glabripennis* (Coleoptera: Cerambycidae) in Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 52 (4): 622–643. DOI: 10.1139/cjfr-2021-0244
- ÚRADNÍČEK L. et al. 2009. Dřeviny České republiky. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce: 367 s.
- VAŇKOVÁ K. 2004. Natural regeneration of oak in floodplain forest. Dissertation. Brno, Mendel university: 164 s.
- VĚTVIČKA V. 1999. Evropské stromy. Praha, Aventinum: 216 s.
- Vyhlaška č. 298/2018 Sb., o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů. *Sbírka zákonů, částka 149.*
- Vyhlaška č. 456/2021 Sb., o podrobnostech přenosu reprodukčního materiálu lesních dřevin, o evidenci o původu reprodukčního materiálu a podrobnostech o obnově lesních porostů a o zalesňování pozemků prohlášených za pozemky určené k plnění funkcí lesa. *Sbírka zákonů, částka 204.*
- VYSKOT M. 1958. Pěstění dubu. Praha, SZN: 284 s.
- WANI M.S., HUSSAIN A., GANIE S.A., MUNSHI A.H., LAL E.P., GUPTA R.C. 2016. *Juglans regia* – A review. *International Journal of Latest Research in Science and Technology*, 5 (1): 90–97.
- WHITNEY R.D., IRWIN R.N. 2005. Comparison of *Armillaria* root disease on burned and unburned, harvested sites in Ontario. *The Forestry Chronicle*, 81 (1): 56–60. DOI: 10.5558/tfc81056-1
- WILLIAMS M.I., DUMROESE R.K. 2013. Preparing for climate change: forestry and assisted migration. *Journal of Forestry*, 111 (4): 287–297.
- WILLIAMS R.D. 1990. *Juglans nigra* L., black walnut. *Silvics of North America*, 1990, 2: 391–399.
- WINGFIELD M.J., BROCKERHOFF E.G., WINGFIELD B.D., SLIPPERS B. 2015. Planted forest health: The need for a global strategy. *Science*, 349 (6250): 832–836. DOI:10.1126/science.aac6674
- YAGHMOUR M.A., NGUYEN T.L., ROUBTSOVA T.V., HASEY J.K., FICHTNER E.J., DEBUSE C., SEYBOLD S.J., BOSTOCK R.M. 2014. First report of *Geosmithia morbida* on English walnut and its paradox rootstock in California. *Plant Disease*, 98 (10): 1441. DOI: 10.1094/PDIS-06-14-0569-PDN
- YANG A., JUZWIK J. 2017. Use of nested and real-time PCR for the detection of *Ceratocystis fagacearum* in the sapwood of diseased

- oak species in Minnesota. *Plant Disease*, 101 (3): 480–486. DOI: 10.1094/PDIS-07-16-0990-RE
- ZANG CH., HARTL-MEIER C., DITTMAR CH., ROTHE A., MENZEL A. 2014. Patterns of drought tolerance in major European temperate forest trees: Climatic drivers and levels of variability. *Global Change Biology*, 20 (12): 3767–3779. DOI: 10.1111/gcb.12637
- ZAHRADNÍK P. (ed.) 2014. Metodická příručka integrované ochrany rostlin pro lesní porosty. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce: 376 s. ISBN 978-80-7458-057-4

## PHYTOSANITARY RISKS OF THE SILVICULTURE OF OAKS AND WALLNUTS IN THE PERIOD OF CLIMATIC CHANGE: REVIEW

### SUMMARY

This article provides a literature review focused on pests and pathogens of 12 *Quercus* and *Juglans* species with the aim to improve their current cultivation practices. The studied species include oaks: Hungarian oak (*Quercus frainetto* Ten.), Turkey oak (*Quercus cerris* L.), red oak (*Quercus rubra* L. syn. *Q. borealis* F. Michx.), oak of Virgil (*Quercus virgiliana* Ten.), pedunculate oak (*Q. robur* L.), „polycarp“ oak (*Quercus polycarpa* Schur.), pubescent oak (*Quercus pubescens* Willd.), sessile oak (*Q. petraea* /Matt./Liebl) and Balkan durmast oak (*Quercus dalechampii* Ten.), along with three walnut species: black walnut (*Juglans nigra* L.), Persian walnut (*Juglans regia* L.) and their hybrid *Juglans x intermedia* Carr.

The article reflects the ongoing climate change and its foreseeable effects including i.e. the shift of the growing conditions, which also change conditions for the development of pests and diseases of forest tree species (LINDNER et al. 2010; HLÁSNÝ et al. 2011; HANEWINKEL et al. 2013). The section aimed at the silviculture deals with ecological requirements, silvicultural properties and silvicultural treatments suitable for the studied species (MOHNI et al. 2009; POLENO, VACEK 2009; FERNÁNDEZ-MOYA et al. 2019; NICOLESCU et al. 2020a, 2020b). The quality of available information corresponds to the current importance of the tree species. While a considerable amount of scientific work is available about the pedunculate, sessile and northern red oaks and the black walnut tree as well, information about other species is limited, especially for *Q. dalechampii*, *Q. polycarpa* and *Q. virgiliana*. (ÚRADNÍČEK et al. 2009). We assume that silvicultural practices comparable to the major oak species can be applied for these less common oaks with attention paid to their specific site requirements. Among others, our review shows a considerable silvicultural potential of the Persian walnut, which is not yet commonly grown in the forests of the Czech Republic. For areas most threatened by drought, Turkey oak, Hungarian oak and Balkan durmast oak seem to be the most appropriate options (NOVOTNÝ et al. 2022).

From the phytosanitary point of view, the northern red oak and black walnut appeared to be the most risk species. There is significant danger of serious damage by several species of serious pathogens, such as *Geosmithia morbida* causing the mortality of black walnut trees, *Bretziella fagacearum* causing wilting of oaks, *Anoplophora glabripennis*, which causes serious damage to the northern red oak, or white mistletoe (*Viscum album*) already causing serious damage to black walnut stands in South Moravia (BRAGARD et al. 2020; ROZSYPÁLEK et al. 2020; SAURAT et al. 2023). On the other hand, Turkey oak, Persian walnut and hybrid walnut *Juglans x intermedia* Carr. appear to be relatively low-risk species. As in the case of silviculture, *Q. dalechampii*, *Q. polycarpa* and *Q. virgiliana* appeared to be largely unexplored from the phytosanitary perspective.

Given the high degree of uncertainty as to how “fast” climate change and its associated impacts will occur, the conclusions of this study can be formulated in rather synthetic general terms with the view of precautionary approach and management of risks (HLÁSNÝ et al. 2014; ČERMÁK et al. 2016; METTE et al. 2021; BAIER et al. 2022). The vertical shift of the climatic ranges of our most common sessile and pedunculate oak should be accompanied by a change in the way they are managed. Monospecific stands should be avoided and emphasis should be put on the care of individual trees. This approach could be considered also for growing of more drought-tolerant species, such as Turkey oak, Hungarian oak and others, in the most drought-exposed sites with the goal to have vigorous trees with deep large crowns. Similar recommendations as for representatives of the genus *Quercus* can also be formulated for species of the genus *Juglans*. Other recommendable measures include the conversion of age-class stands into a rich structure (texture) forests, transition to a coppice forest or coppice with standards. In the most extreme cases, cultivation of solitary trees or a change from forestry to agroforestry-oriented management can be applied (ČERMÁK et al. 2016; BAIER et al. 2022; NOVOTNÝ et al. 2022).

Zasláno/Received: 12. 12. 2023

Přijato do tisku/Accepted: 18. 12. 2023