

TRNOVNÍK AKÁT (*ROBINIA PSEUDOACACIA*) A JEHO ROLE VE STŘEDOEVROPSKÉM A ČESKÉM PROSTORU: REVIEW

BLACK LOCUST (*ROBINIA PSEUDOACACIA*) AND ITS ROLE IN CENTRAL EUROPE AND CZECH REPUBLIC: REVIEW

IVAN KUNEŠ ✉ - MARTIN BALÁŠ - JOSEF GALLO - MIROSLAV ŠULITKA - CHANNA SURAWEERA

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesů, Kamýcká 129, 165 00 Praha 6 - Suchbátka, Czech Republic

✉ e-mail: kunes@fd.czu.cz

ABSTRACT

The literature review summarises the available knowledge on black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) with the focus on Central Europe. General characteristics of the species are described. The origin and introduction pathways of black locust to Europe and across the continent are discussed. The area currently covered by the species in selected European countries is summarised. The paper also evaluates the growth habits of the species and its regeneration and dispersal strategy. Attention is paid to the invasiveness of black locust. The authors discuss detrimental effects of black locust on some plant communities and habitats and mention biotopes most vulnerable to black locust expansion. The review refers to silvicultural techniques that could unintentionally promote the undesirable spread of the species. On the other hand, the paper summarises the challenging positive features of black locust, appreciates its qualities and presents examples of successful utilization.

For more information see Summary at the end of the article.

Klíčová slova: invazivní druh; introdukce; neofyt; riziko pro ochranu přírody; výhody akátu

Key words: invasive species; introduction; neophyte; hazard to nature conservation; benefits of black locust

Stručný popis dřeviny

Trnovník akát (*Robinia pseudoacacia* L.) je listnatý strom pocházející ze Severní Ameriky. Se svou výškou (20–30 m) a výčetní tloušťkou (běžně 30–76 cm) patří mezi středně velké stromy. Má otevřenou, spíše řídkou korunu, která největší šířky zpravidla dosahuje pod svým vrcholem. Kmen je v podmínkách České republiky často křivý. Především u soliterně rostoucích stromů se brzy rozděluje do několika silných větví (obr. 1). V teplejších oblastech a na příznivých stanovištích však akátové porosty mohou vytvářet relativně dlouhé přímé kmeny. Kůra mladých stromů je hnědavá až tmavě šedohnědá. Velmi brzy se mění v tlustou, silně rozpukanou borku se síťnatě rozvětvenými, mírně vlnkovitě stočenými brázdami (obr. 2). Pupeny má akát skryté mezi párem jednoduchých špičatých trnů, které jsou vlastně proměněnými palisty. Listy jsou střídavé, cca 15 až 20 cm dlouhé, lichozpeřené. Na vršení je obvykle 11 až 15 krátce stopkatých eliptických celokrajných lístků, které jsou cca 3 cm dlouhé (HUNTLEY 1990;

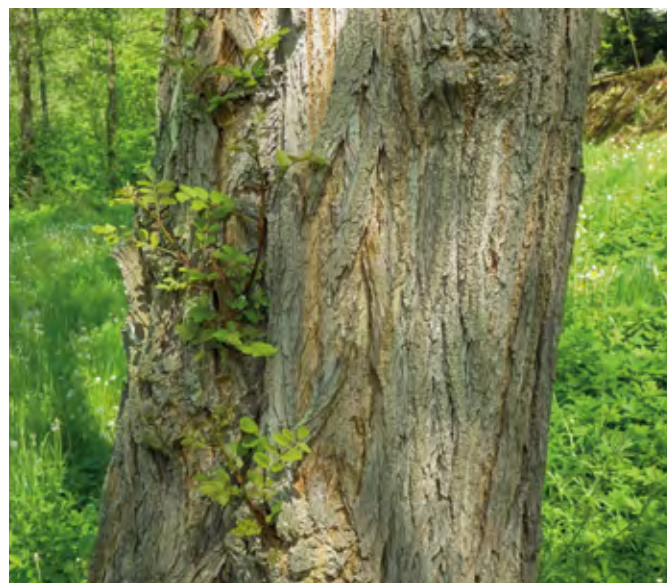
FÉR 1994; KREMER 1995). Lístky jsou na lici matně zelené s modravým nádechem, na rubové straně jsou světlejší (obr. 3). Kromě květů jsou všechny části rostliny v různé míře jedovaté. Obsahují toxiny robin a fasin. Rizikem mohou být především pro koně, eventuálně pro děti, především semena a kůra akátu, která má mít údajně nasládlou chuť (SMITH, DICKERT 2013), i když případy otrav lidí jsou velmi vzácné (HUI et al. 2004).

Akát kvete v květnu až červnu (obvykle na přelomu těchto měsíců). Vytváří květy v 10 až 20 cm dlouhých převislých hroznech, které výrazně a příjemně voní po vanilce a medu. Květy mají bílou barvu a žlutavý kalich (KREMER 1995; KERSCHNER et al. 2008). Jsou medonosné. Plodem akátu je 5 až 10 cm dlouhý a cca 12 mm široký lusk (obr. 3), jenž obsahuje 3 až 14 semen ledvinovitého tvaru a černohnědé barvy (KERSCHNER et al. 2008), (obr. 4). Počet chromozomů (2n) = 22, stupeň ploidie: diploid.



Obr. 1. Křivé krátké kmeny jsou charakteristickým znakem akátových porostů, které byly vysazeny na strmých svazích s mělkými vysychavými půdami. Akát u nás raší i v teplých oblastech poměrně pozdě. Snímek dosud neolistěných akátů byl pořízen během druhého květnového týdne (foto: I. Kuneš, 2019)

Fig. 1. Curved short stems are characteristic traits of black locust stands planted on steep slopes with shallow soils on drought-prone sites. In Bohemia, black locust bursts into leaf relatively late. The picture was taken during the second week of May (photo: I. Kuneš, 2019)



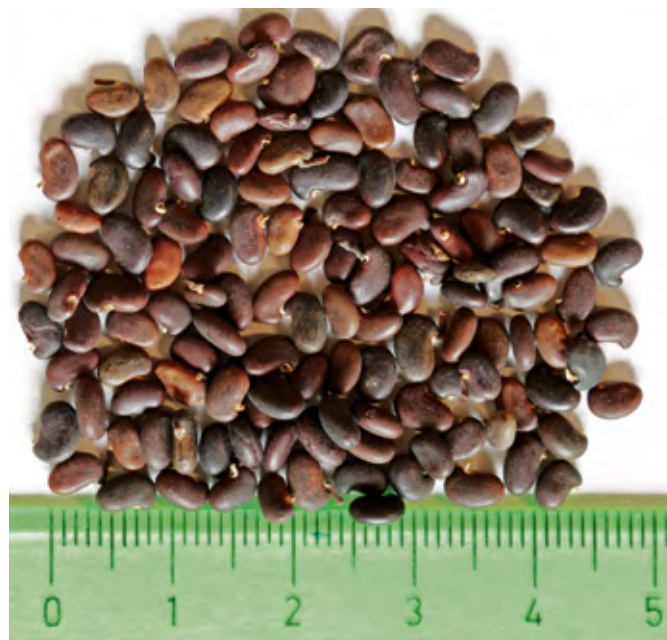
Obr. 2. Borka starších akátů je drsná s provazovitými hřebeny a hlubokými mírně zvlněnými brázdami. Na snímku jsou zachyceny také kmenové výmladky (foto: I. Kuneš, 2019)

Fig. 2. Bark of older black locust trees is rough with ropy-looking ridges and deep, slightly undulating furrows. The stem sprouts are visible in the picture as well (photo: I. Kuneš, 2019)



Obr. 3. Nové listy, květy a staré lusky z předchozího roku na mladém akátu (foto: I. Kuneš, 2019)

Fig. 3. New leaves, flowers and old pods from previous year on a young black locust (photo: I. Kuneš, 2019)



Obr. 4. Osivo akátu (foto: M. Baláš, 2014)

Fig. 4. Seeds of black locust (photo: M. Baláš, 2014)

Původní výskyt

Oblast původního výskytu trnovníku akátu je pravděpodobně Apalačské pohoří a systém nižších horstev Ozark-Ouachita na území mezi Missouri, Arkansasem a Oklahomou. Postupně se však v důsledku lidské činnosti rozšířil po větší části Spojených států, masivně především na východě. V současnosti jej lze nalézt ve všech státech federace kromě Aljašky; v Kanadě pak v Britské Kolumbii, Quebecu a Ontariu (CIERJACKS et al. 2013).

V oblastech přirozeného výskytu je akát dřevinou, která se svým zastoupením (četností) či dominancí v druhové skladbě výrazněji uplatňuje v raných fázích sukcese lesa. V pozdně sukcesních a klimaxových společenstvech je akát pouze přimíšeným či vtroušeným druhem doprovázejícím řadu jiných dřevin. Zmínit lze kupříkladu borovici ježabou (*Pinus echinata* Mill.), borovici pichlavou (*Pinus pungens* Lamb.), dub bílý (*Quercus alba* L.), dub červený (*Quercus rubra* L.), dub sametový (*Quercus velutina* Lamb.), dub šarlatový (*Quercus coccinea* Münchh.), ořechovce (*Carya* sp.) atd. (HUNTLEY 1990; KABRICK et al. 2004; STONE 2009). Akát se i v Americe, především na východě Spojených států, chová jako invazivní dřevina. Kolonizuje okraje cest a silnic i otevřená stanoviště (KERSCHNER et al. 2008; KURZ, HANSEN 2017). Je zajímavé, že oblast přirozeného výskytu akátu v Americe je humidní s průměrnými ročními srážkami přibližně v rozmezí 1000 až 1800 mm, přičemž průměrné roční srážky ve formě sněhu se zde pohybují rámcově od 50 mm do 150 mm (HUNTLEY 1990). V Apalačském pohoří akát vystupuje až do nadmořské výšky 1620 m, nicméně těžiště jeho přirozeného výskytu se nachází v nadmořské výšce od 1000 až 1200 m (MCALLISTER 1971).

Ve střední Evropě srážky pro akát nepředstavují limitující faktor. Akát se zde běžně vyskytuje v oblastech se srážkami mezi 400 a 800 mm a charakteristický je pro teplejší oblasti s průměrnou roční teplotou od 6 do 11 °C. Nevyhovuje mu výskyt pozdních jarních mrazíků po polovině května. Je schopen je přežít, ale mraz způsobuje kmenové malformace a netvárnost stromů (VÍTKOVÁ et al. 2017). Akát roste na půdách s velmi rozličným chemismem. Snese aktivní půdní reakci (pH/H₂O) v rozpětí 3,2 až 8,8, rozpětí nasycení sorpčního komplexu bázemi od 30 % do 100 %. Vyžaduje ale dostatečně provzdušněné půdy a nesnáší těžké zhutnělé substráty a trvalejší zamokření půdního profilu (VÍTKOVÁ et al. 2015).

Pěstování mimo původní areál

Informace o introdukci trnovníku akátu do Evropy se rozcházejí. Existuje rozšířený názor, že akátové osivo se dostalo do Evropy v roce 1601 (KERESZTESI 1988; TOKARSKA-GUZIĆ 2005) nebo 1603 (KOLBEK et al. 2004). Ve Francii měl osivo akátu ze Severní Ameriky jako první vysít Jean Robin (1550–1629), jenž byl zahradníkem a botanikem na dvoře francouzských králů Jiřího III., Jiřího IV. a Ludvíka XIII. V kultivaci akátu měl pokračovat Jeanův syn Vespasian. Na Jeana a Vespasiana Robina odkazuje také rodové jméno akátu (*Robinia*) ve vědeckém názvu, které je stromu přiděleno v Linného nomenklatuře. Je ale více než pravděpodobné, že ve skutečnosti existovalo více nezávislých cest, jimiž se akát do Evropy dostal, a že Francie nebyla první zemí, kam byl reprodukční materiál této dřeviny ze Severní Ameriky dovezen. Maďarský polyhistor ERNYEY (1927) na základě studia historických pramenů zpochybnil, že se Jean či Vespasian Robin přímo podíleli na introdukci akátu do Evropy ze Severní Ameriky. Podle Ernyeyho je daleko pravděpodobnější, že akát do Evropy dovezli Španělé, Angličané či Portugalci a že k Vespasianu Robinovi se akát dostal pravděpodobně později, a to možná až po roce 1640. Ernyey rovněž zastával strážlivý názor, že stávající populace akátu v Evropě s jistotou nepochází z jednoho místa a z jednoho stromu. Ernyeyho názory nepřímou podporu poskytl PEABODY (1982), který se domnívá, že reprodukční materiál akátu připutoval pravděpodobně nejprve do Velké Británie a z ní pak teprve do Francie, a to pravděpodobně někdy po roce 1630.

V průběhu 18. a 19. století se akát stal velmi populární a propagovanou dřevinou. Kromě Evropy se s jeho pěstováním začalo i v dalších částech světa (KOLBEK et al. 2004). V současnosti je akát kromě své domoviny přítomný ve většině evropských zemí. Nalezeme ho od Portugalska na západě až po Kavkaz na východě, od jižního Norska na severu až po Sicílii na jihu (SITZIA et al. 2016b). Je nejčastěji využívanou nepůvodní dřevinou na evropském kontinentu, kde zaujímá porostní plochu cca 2,3 mil. ha (Brus in NICOLESCU et al. 2018). Akát ale potkáme rovněž v subtropickém a mírném pásu Asie, Afriky, Austrálie a Jižní Ameriky (LI et al. 2014). Podle KERESZTESIHO (1983) v Evropě a v Asii (vyjma Číny, kde se akát rovněž často využívá) vzrostla v průběhu 60. a 70. let 20. století výměra člověkem založených akátových porostů z 337 tis. ha na 1890 tis. ha. Pozornost využití akátu v tu dobu byla věnována především v Jižní Koreji, kde akátové porosty zaujímaly rozlohu 1017 tis. ha.

Z evropských zemí je v současnosti akát nejvíce zastoupený v Maďarsku, kde má jeho porosty rozlohu cca 465 tis. ha. Představují tak cca 24 % celkové rozlohy tamních lesů a pokrývají přibližně 25 % celkové výše těžeb (RÉDEI et al. 2017). Přitom ještě na začátku 80. let 20. století akátové lesy zaujímaly přibližně 18% podíl v celkové rozloze maďarských lesů (KERESZTESI 1983). Průměrné obmýty akátových porostů v Maďarsku je přibližně 31 let a průměrná zásoba těchto mýtních porostů je 190 m³.ha⁻¹. I když i v Maďarsku se ozývají názory upozorňující na některá rizika a invazivnost akátu (BARTHA et al. 2008), všeobecně Maďaři akát vnímají jako svůj neoficiální národní strom (VÍTKOVÁ et al. 2017) a počítají s jeho intenzivním využitím i do budoucna. NICOLESCU et al. (2018) uvádějí, že v nadcházejících padesáti letech se v Maďarsku podle prvotních odhadů předpokládá zalesňování cca 720 tis. ha zemědělské půdy. Přibližně třetina této rozlohy by měla být zalesněna právě akátem.

Mezi další evropské země s významnou plochou akátových porostů patří Ukrajina (423 tis. ha), Itálie (377 tis. ha), Rumunsko (250 tis. ha), Francie (přibližně 191 tis. ha), Srbsko (191 tis. ha) a Bulharsko (151 tis. ha). Uvedené údaje vycházejí z reportů za jednotlivé země podaných v rámci COST ACTION FP1403 NNEXT 2016, které shrnul NICOLESCU et al. (2018).

VÍTKOVÁ et al. (2017) na základě analýzy literatury uvádějí, že ve střední Evropě se akát objevil nejprve v Německu, konkrétně v Berlíně v roce 1672. V Čechách a v Maďarsku je o něm první zmínka roku 1710, resp. KERESZTESI (1983) pro Maďarsko uvádí období první introdukce mezi 1710 až 1720. Z dalších středoevropských zemí je akát na Slovensku prvně zmiňován roku 1720, ve Švýcarsku roku 1800 a v Polsku v roce 1806. Z počátku akát sloužil především jako okrasná dřevina v parcích a v alejích kolem cest. Brzy ale došlo k jeho uplatnění při zalesňování. Z údajů, které uvádí VÍTKOVÁ et al. (2017), to bylo ve středoevropském regionu poprvé v Maďarsku (1750), následovalo Česko (1760), Slovensko (1769), Německo (1787), Švýcarsko (cca 1850), Slovinsko (1858) a Polsko (1860). Na druhou stranu KOLBEK et al. (2004) míní, že k zalesňování akátem ve střední Evropě došlo nejdříve v Německu, přičemž z kontextu jejich práce vyplývá, že to muselo být nezanedbatelnou dobu před rokem 1700. Některé záznamy o využití a propagování akátu v Čechách shrnuje NOŽIČKA (1957). Podle Nožičkových údajů existovaly doklady o pěstování akátu na Křivoklátsku z roku 1785 (zde se Nožička odkazuje na starší práci Pravdomila Svobody), na Červenohrádecku (1795), na Drhovelsku, resp. Písecku (1800), Židlochovicku (1802) a ve Valdické oboře u Jičína (1803).

Pěstování v českých zemích

Zatímco v Maďarsku, Rakousku a Polsku se akátové porosty zakládaly na lehkých (erozí ohrožených) půdách a náplavech v rovinatých terénech, v Čechách byl akát často vysazován na strmých svazích kolem řek a opuštěných pastvinách (KOLBEK et al. 2004). Akát zde měl

zabránit erozi a regenerovat mělké narušené půdy. Příkladem mohou být akátové porosty ve středním a dolním Povltaví. V Praze a jejím okolí měly akátové porosty rovněž zvýšit estetickou hodnotu krajiny. KOLBEK et al. (2004) uvádějí, že některé rozsáhlejší porosty akátu na Mělnicku a v Českém středohoří byly založeny jako medonosné. Akátové výsadby se zakládaly rovněž v blízkosti vinic (využití trvanlivého dřeva pro vinohradnické sloupky).

K roku 1978 bylo na lesní půdě v rámci celého Československa evidováno 28 tis. ha akátu (KERESZTESI 1983). V současnosti akát na území České republiky zaujímá přibližně 14 tis. ha (PODRÁZSKÝ et al. 2013; VÍTKOVÁ et al. 2016), což odpovídá přibližně 0,52 % porostní plochy u nás. Střední věk těchto porostů k roku 2018 byl 66 let a jejich průměrná porostní zásoba činila 125 m³.ha⁻¹ bez kůry (ÚHÚL 2019). Nízká hodnota průměrné porostní zásoby je dána extremitou stanovišť, na něž se akát u nás sázel. Je třeba upozornit, že akát se vyskytuje i mimo pozemky určené k plnění funkcí lesa, které jediné jsou do výše uvedených čísel zahrnuty. Reálná plocha porostů akátu u nás tak bude vyšší.

Nové lesnické výsadby akátu se v Česku neprovádějí ani neplánují a kupříkladu v lesích na území hlavního města Prahy probíhá postupná přestavba akátových porostů na porosty odpovídající přirozené druhové skladbě. S výsadbami akátu se ale nadále lze setkat v rámci intravilánů obcí.

Růst akátu

V příznivých podmínkách střední Evropy může akát dorůstát výšky až 35 m (KERESZTESI 1983), i když obvykle (i v oblasti svého původu) bývá výška dospělých stromů v závislosti na stanovišti mezi 12 a 18 m, v optimálních podmínkách 30 m (HUNTLEY 1990). Roste rychle především v mládí (CLARK 1954; BORING, SWANK 1984; HUNTLEY 1990), ale přírůst začíná brzy polevovat. V Americe k tomu dochází v průměru ve věku kolem 30 let (HUNTLEY 1990). Porosty vzniklé spontánně kořenovými výmladky mohou dosahovat vysokých hustot (50 000 kmíneků na hektar) a zapojují se během 1 až 2 let (NICOLESCU et al. 2019). V Maďarsku kulminuje výškový přírůst akátu během prvních pěti let a tloušťkový během první dekády existence porostu. Běžný objemový přírůst vrcholí ve věku kolem 20 let a průměrný roční objemový přírůst kolem 35–40 let (RÉDEI et al. 2011).

Akát obvykle vytváří mělčí, ale velmi bohatý kořenový systém, který může sahát do značné vzdálenosti od mateřského stromu. Cutler in HUNTLEY (1990) uvádí, že radiální kořeny akátu mohou dosahovat 1–1,5násobku výšky stromu. Častěji je to ale pravděpodobně výrazně méně. US Department of Agriculture ve svém rešeršním rozboru (USDA 1980) uvádí, že akáty obvykle mají na dostatečně hlubokých půdách srdcovitý kořenový systém, kde délka laterálních a diagonálních kořenů bývá srovnatelná s hloubkou kořenového systému.

Akát je někdy schopný vytvářet i relativně hluboko pronikající kořeny. Bunger a Thomson podle RANNEY et al. (1990) prohlašují, že mohou sahát až do hloubky přesahující 8 m.

Je ale třeba uvést, že tvar a rozměry kořenového systému do značné míry určuje charakter stanoviště a hloubku půdy, na které akát roste. Schopnost akátu pronikat svými kořeny hluboko do půdy je jedním z mechanismů jeho obrany vůči suchu (RANNEY et al. 1990), který ale dřevina jen těžko uplatní, pokud roste na mělkých půdách pokrývajících skalní podloží bez dostatku puklin, což může být aktuální téma i v řadě porostů na území České republiky.

Na jižním Slovensku se podzemní biomasou akátu zabýval BENČAĎ (1988). Kořenové systémy porostů na degradovaných černozemích až hnědozemích charakterizoval jako plastické bez hlavních či kúlových kořenů. Kořeny dosahovaly maximálních hloubek v rozmezí 1,7 až 3,3 m, délka horizontálních podpovrchových kořenů se pohybovala od 4,2 do 18,8 m. V 27letém porostu se zakmeněním 0,8 až 0,9

(1100 stromů.ha⁻¹) byl objem čerstvé podzemní biomasy 66,7 m³.ha⁻¹, což odpovídalo hmotnosti sušiny cca 34,3 t.ha⁻¹. V 49letém porostu se sníženým zakmeněním 0,4 až 0,5 (249 stromů.ha⁻¹) činil objem čerstvé podzemní biomasy 36,9 m³.ha⁻¹ a hmotnost sušiny podzemní biomasy byla 19,8 t.ha⁻¹.

Způsoby šíření a invazivnost

Bylo to zřejmě právě lesnické využití akátu, které postupně vedlo ve větší míře k situacím, kdy se akát začal spontánně šířit a obsazovat stanoviště v okolí svých porostů. Podle údajů, které uvádějí PÝSEK et al. (2012), byla v Čechách takováto situace poprvé zdokumentována v roce 1874. Je ale možné, že k únikům akátu z míst jeho kultivace a jeho spontánnímu šíření do okolních ekosystémů začalo docházet již dříve, především tam, kde byl akát vysazován do volné přírody.

Akát se vyskytuje na mnoha lokalitách a stanovištích v zemi. Odpovídá to velké ekologické valenci akátu vůči řadě stanovištních faktorů a jeho schopnosti poutat vzdušný dusík díky půdním bakteriím. Míra akvizice vzdušného dusíku se u něj pohybuje v rozmezí od 23 až do 300 kg na hektar a rok (DEGOMEZ, WAGNER 2001; CIERJACKS et al. 2013).

Akát je pionýrský druh schopný kolonizovat chudé a degradované půdy. Rozmnožuje se jednak generativně prostřednictvím semen, která si uchovávají relativně dlouho klíčivost, jednak pařezovými (kmenovými) a především kořenovými výmladky (CIERJACKS et al. 2013), kterými je schopný expandovat do okolí. Kořenovými rametami často kolonizuje nelesní neudržovaná stanoviště nebo biotopy s bylinnou vegetací (např. xerothermní trávníky), kam může pronikat rychlostí v průměru až cca 1 m za rok (KOWARIK 1996), i když jednotlivé kořenové výmladky se mohou objevovat ve vzdálenostech 3 až 7 m od mateřských jedinců, resp. jejich pařezů, pokud dojde k pokácení starých stromů (TRYLČ 2007).

Na rozdíl od stanovišť svého přirozeného výskytu, kde je akát omezen svou světlomilností (TRIMBLE 1975) a zranitelností vůči některým hmyzím škůdcům a chorobám (HUNTLEY 1990), je v podmínkách střední Evropy (vedle své pionýrské povahy) konkurenčně poměrně zdatný, především vůči některým původním druhům dřevin. Pravděpodobně i proto, že v Evropě některé choroby a škůdci zatím chybějí, nebo nemají takovou razanci. Akát u nás nezřídka vytváří souvislejší skupiny, z nichž vytlačuje některé domácí druhy v podúrovni nebo v podrostu (VÍTKOVÁ, KOLBEK 2010; WOJDA et al. 2015). Svou značnou světlomilnost si akát nicméně i v Evropě ponechává.

Škůdci a choroby

Přestože je akátu ve střední Evropě připisována značná odolnost, najde se i zde organismy, které mohou negativně ovlivnit jeho vitalitu a postupem času by se z některých mohli vyvinout jeho vážnější biotičtí nepřátelé v regionu, resp. škůdci při jeho hospodářské kultivaci. Při testování akátového osiva sbíraného v některých lesních porostech v Praze jsme zaregistrovali nezanedbatelné procento semen parazitovaných lesknatkou čimšníkovou (*Eurytoma caraganae*). Semena akátu poškozují rovněž zavíječ sojový (*Etiella zinckenella* Treitschke) (GEORGEVITS 1981), který se ve střední Evropě na akátu vyskytuje (např. KULFAN 2012). Semenačky akátu mohou být infikovány černí střídavou (*Alternaria alternata* (Fr.) Keissl.) nebo srpovničkou špičatovýtrosou (*Fusarium oxysporum* Schlechtendahl). Mladé výhony a listy akátu dokáže napadnout pučlice švestková (*Parthenoclanium corni* Bouché) (RÉDEI et al. 2011). Listy mohou být minovány zavlečenými druhy: klíněnkou akátovou (*Phyllonorycter robiniella* Clemens), případně vzpřímenkou akátovou (*Parectopa robiniella* Clemens) (ŠEFROVÁ 2006). Listy napadá zavlečená bejломorka akátová (*Obolodiplosis robiniae* Haldeman) (SKUHRÁVÁ, SKUHRÁVÝ 2004) nebo mšice maková (*Aphis fabae* Scopoli). Mladé akátové porosty mohou poško-

zovat zajíci (*Lepus europaeus* L.), králíci (*Oryctolagus cuniculus* L.) a dále spárkatá zvěř, především srnec obecný (*Capreolus capreolus* L.) a jelen evropský (*Cervus elaphus* L.) (RÉDEI et al. 2011).

Ekologické limity

V podmínkách střední Evropy je z hlediska stanovišť rozšíření trnovníku určeno několika jeho ekologickými limity. Mezi ně patří chladné klima s kratší vegetační dobou a výskytem pozdních mrazíků. Akát nesnáší těžké neprovzdušněné a dále přemokřené půdy. Limituje ho dlouhodobý zástin zapojených porostů. V prostředí ovlivněném člověkem trnovníku nevyhovují sešlapávané půdy a dále stanoviště s pravidelným managementem (zemědělské obhospodařování) nebo pravidelným vnějším narušováním (VÍTKOVÁ et al. 2017), jakým může být především pastva či okus. Naopak spontánně se prosazuje na zanedbaných a nevyužívaných stanovištích („brownfieldy“ v intravilánu obcí, nevyužívané a zanedbané plochy zeleně atd.).

Tam, kde se v areálech svého sekundárního výskytu akát prosadí, chová se často do jisté míry jinak než ve své domovině. V Evropě nezřídka obsazuje biotopy s výrazně odlišným klimatem, než jaké panuje v místech jeho přirozeného výskytu. Na některých nově kolonizovaných stanovištích (zanedbané plochy zeleně) také setrvává výrazně déle (KOWARIK 1996). SÁDLO et al. (2017) uvádějí, že jednou obsazené stanoviště je akát schopný „kontrolovat“ po několik dekád často prakticky bez ohledu na vnější prostředí. Takový biotop si dokáže modifikovat tím, že mění chemismus půdy (včetně dostupnosti některých živin), vlhkostní a světelné podmínky.

Uvedené efekty směřují v ekosystémech s vyšším zastoupením akátu k tvorbě specifických porostů s homogenizovaným stromovým patrem, které se podstatně odlišují od charakteru společenstev, jež jsou pro dané biotopy původní a charakteristická. Zajímavé je, že v poměrech severovýchodních listnatých lesů v Severní Americe, kde akát rovněž není původní, nebyly pozorovány rozdíly v přízemní vegetaci mezi porosty akátu a původních listnatých dřevin a jen málo rozdílu v půdním chemismu (DENEAU 2013).

V souvislosti s dřívějším vysazováním akátu na strmých svazích u nás stojí za zmínku HUNTLEYHO (1990) informace, že při zalesňování výsypek v Západní Virginii na svazích strmějších než 25 % klesalo přežívání akátu o 3,4 % na každých dalších 10 % svazitosti.

Vliv na okolní vegetaci v Evropě

V porostech s převahou akátu často dochází k ochuzení nebo druhové modifikaci přízemní vegetace (bylinného a keřového patra) (KOLBEK et al. 2004; VASILOPOULOS et al. 2007). Akátu je přisuzována schopnost alelopatického působení, tj. že jeho metabolity jsou schopny inhibovat růst a vývoj některých rostlinných druhů. Podle BARTHY et al. (2008) akát může u břízy (*Betula* sp.) indukovat tvorbu menších listů a usychání vrcholů výhonků. Podobný, i když méně zjevný účinek měl být pozorován u buku (*Fagus* sp.). V Rusku měl být pozorován brzdicí účinek akátu na růst jilmu (*Ulmus* sp.) a výtažky z kořenů akátu měly snižovat intenzitu fotosyntézy u dubu letního (*Quercus robur* L.).

Na druhou stranu, za procesem modifikace fytoocenóz akátem se v našich podmínkách spíše než alelopatické působení akátu pravděpodobně skrývá především nepřirozené obohacení stanoviště o dusík (nitrifikace), okyselení svrchních vrstev půdy a zvýšené vyplavování půdních bází (BERTHOLD et al. 2009; VÍTKOVÁ 2014; VÍTKOVÁ et al. 2015). V úvahu připadá také zvýšené odčerpávání živin vlastními akáty, které jsou náročné na fosfor, vápník a draslík (KOLBEK et al. 2004), specifické klima, stín (VASILOPOULOS et al. 2007; VÍTKOVÁ 2014) a v neposlední řadě tendence k vysychání svrchních vrstev půd v akátových porostech (KOLBEK et al. 2004), která je pravděpodobně důsledkem velmi intenzivní evapotranspirace, již akáty vykazují (BARTHA et al. 2008). SÁDLO et al. (2017) uvádějí, že v podrostu akátu může být sice

přítomno relativně dost druhů (cca 20 až 45 na 200 m², což je podobné jako u klimaxových lesů), ale z hlediska zastoupení dominují nitrofilní druhy jako sverep jalový (*Bromus sterilis* L.), svízel přítula (*Galium aparine* L.), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica* L.), břechtan popínavý (*Hedera helix* L.) a bez černý (*Sambucus nigra* L.). Podle vlastních pozorování se ve smíšených nebo prosvětlených porostech akátu prosazuje také ostružiník (*Rubus* sp.). TRENTANOVI et al. (2013) studovali vliv porostů nepůvodního akátu a původní břízy na diverzitu podrostu v enklávách zeleně v Berlíně. Zjistili, že akát měl ve srovnání s břízou ve svém podrostu nižší množství druhů nejen původních, ale i těch nepůvodních.

Trnovník akát patří mezi deset druhů neofytů, pro které se uvádí nejširší škála invadovaných biotopů, je řazen mezi 100 nejinvazivnějších nepůvodních druhů na evropském kontinentu (VILÁ et al. 2009) a řadí se mezi 40 nejinvazivnějších krytosemenných dřevin na světě (RICHARDSON, REJMÁNEK 2011; VÍTKOVÁ et al. 2017).

V našich podmínkách (střední Evropa) jsou akátem nejvíce ohroženy teplomilné trávníky, písčiny (MATUS et al. 2003), křoviny a azonální lesy, jako jsou např. zakrslé doubravy nebo reliktní bory. Na mechanicky narušené, holé půdě nebo na požářištích se mohou prosadit semenáčky, které jsou ale značně citlivé na zástin (VÍTKOVÁ 2014). Nicméně tam, kde se provádějí přestavby akátin holosečně (s aplikací herbicidu na pařezy) a kde (např. při vyklizování dříví) dojde k narušení nadložní vrstvy humusu, představují klíčící semenáčky značné riziko šíření akátu. TRYLČ (2007) v jedné takové situaci holosečných přestaveb akátových porostů v Praze evidoval až 350 semenáček na 1 m². Akát je schopný vytvářet si v půdě pod svým porostem semennou banku, jejímž prostřednictvím může regenerovat, pokud se objeví příznivé podmínky. Životnost semen v této bance přitom může být velmi dlouhá (BARTHA et al. 2008). AMBRASS et al. (2014) upozornili na skutečnost, že k postupnému šíření akátu může přispět i systematicky uplatňovaný výmladkový způsob hospodaření v lesích (nízký les), který se týká jiných cílových druhů dřevin. Krátký cyklus obměny (spojený s výrazně kratší dobou plného zastínění než ve vysokém lese) a současně dostatek ploch se značným světelným požitkem (těsně nebo nedlouho po těžbě) vytvářejí pro šíření akátu vhodné podmínky.

Přednosti a přínosy

RÉDEI et al. (2011) shrnují přednosti trnovníku akátu z pohledu jeho možného využití v Maďarsku. Z výčtu uvedme vlastnosti, které mají platnost i v kontextu celé střední Evropy. Jedná se o rychlý růst a schopnost prosadit se vůči buřeni, schopnost poutat vzdušný dusík, vysokou hustotu dřeva a jeho dobrou použitelnost pro zpracování na vlákninu/dřevovinu, odolnost proti chorobám a škůdcům, schopnost růstu na chudých stanovištích, odolnost vůči znečištění ovzduší, suchu a vysokým teplotám, světlomilnost a vysokou rychlost čisté fotosyntézy, rychlý nárůst listové plochy, relativně dobrou prostupnost korunového zápoje pro světlo, schopnost akátu přizpůsobit olistění intenzitě osvit, velmi plastický kořenový systém sestávající obvykle z kosterních kořenů pronikajících hlouběji a husté síť jemných kořenů při povrchu půdy, kvetení již od časného věku (význam pro včelaře), časté a vydatné semenné roky, jednoduchou zpracovatelnost semenné suroviny, dobrou vzcházivost a snadnou skladovatelnost osiva, rychlý průběh klíčení osiva, vysokou genetickou variabilitu a snadnost *in vitro* kultivace.

Využití dřeva

Dřevo akátu má mimořádné vlastnosti nabízející různé možnosti upotřebení. Akát má ve svém kmeni velmi vysoký podíl jádrového dřeva. KLISZ et al. (2015) zjistili, že průměr jádra ve kmenech akátových porostů ve věku od 31 do 46 let se pohybuje od 91 % do 96 % celko-

vého průměru kmene a že podíl jádrového dřeva ve kmeni je daleko více závislý na věku stromů než na živnosti stanoviště. Dřevo akátu je vysoce trvanlivé. Pacyniak in WOJDA et al. (2015) uvádí, že jádrové dřevo akátu, pokud je v suchém prostředí, může vydržet až 1500 let. Když je ponořeno ve vodě, má trvanlivost až 500 let. Je-li exponováno vnějšímu prostředí, může mít trvanlivost až 80 let. Uvedené má význam především v oblastech, kde nejsou problémem pozdní mrazy (prozatím jižní Evropa nebo jih střední Evropy), protože v takových oblastech akát může vytvářet tvárné plnodřevné kmeny, a to i ve výrazně kratším obmýti.

Dřevo akátu je značně výhřevné. Množství tepla uvolněného spálením 2,5 t akátového dřeva, tj. cca 3,3 m³ palivového dříví, odpovídá (při 12% vlhkosti) teplu uvolněnému spálením 1 tuny topného oleje (MOLNÁR, NÉMETH 1983). Akátové dřevo je výhřevnější než buk a habr. Nízký obsah vody v čerstvém dřevě (cca 30 %) umožňuje spalovat akát i bez předchozího sušení a popel ze spalování akátu nemá tendenci zanášet spalínové cesty a komíny topenišť (WOJDA et al. 2015).

Využití v lesnictví i mimo les

Akát je velmi tolerantní dřevina, vhodná pro městskou zeleň. Používá se do městských alejí i jako solitérní parkový strom. Vykazuje velmi dobrou adaptabilitu vůči celé řadě stresů, které městské prostředí přináší. MOSER et al. (2016) ve své studii v městském prostředí naznačili větší míru adaptability trnovníku akátu na stres suchem, než jakou vykazovala lípa srdčitá (*Tilia cordata*). BAYER et al. (2018) porovnávali různé strukturní parametry akátu a lípy srdčité v parcích, na náměstích a v ulicích v bavorském Mnichově. Lípy vykazovaly větší objem korun než akáty se srovnatelnou výškou a výčetním průměrem, dále měly hustší koruny (vyšší index listové plochy), a tedy větší účinnost ochrany před přehříváním prostředí, kde rostly. Oproti tomu akáty měly (při srovnatelném objemu koruny) větší plochu korunové projekce a z hlediska stínění výhodnější tvary korun.

Vzhledem ke své schopnosti obsazovat zdevastovaná stanoviště sehrává akát v Evropě nezanedbatelnou roli v přirozené remediaci a sukcesi zeleně v opuštěných industriálních areálech, nevyužívaných nebo zanedbaných enklávách intravilánu měst a obcí. Zatímco v přirozených společenstvech akát mívá na biodiverzitu neblahý vliv, v antropogenně zdevastovaných opuštěných enklávách industriální krajiny či v městském prostředí, které představuje nový vysoce specifický soubor často značně odlišných biotopů (KOWARIK 2011), může k biodiverzitě spolu s dalšími nepůvodními dřevinami naopak za určitých situací přispívat. Může tak doplňovat původní druhy v plnění řady ekologických funkcí (KOWARIK 2011; KOWARIK et al. 2013). Je třeba si uvědomit, že v městském prostředí, které je v řadě ohledů specifické, nebo dokonce extrémní (KOWARIK 2005), ne všechny regionálně původní druhy dřevin obstojí v takové míře, aby byly schopny dostatečně plnit očekávané funkce. Minimálně ne na všech stanovištích, kde se městská zeleň vyskytuje nebo je žádoucí, aby se vyskytovala. Uvedené platí samozřejmě za předpokladu, že tato specifická společenstva nejsou v blízkém kontaktu s cennými původními přirozenými biotopy, které jsou vůči expanzi akátu zranitelné.

Kupříkladu spontánně vzniklé porosty akátu a břízy, které se začaly (zprvu bez povšimnutí) postupně vyvíjet v areálu bývalého železničního seřadiště, depa a opraven Tempelhof v Berlíně po roce 1952, kdy došlo k minimalizaci využití celého areálu, se staly předmětem ochrany přírody (Schöneberger Südgelände landscape and nature conservation area). Chráněná enkláva, známější pod názvem Natur-Park Südgelände (GPS: N 52°27.8', E 13°21.5'), byla v roce 2000 zpřístupněna veřejnosti a představuje jedno z prvních chráněných území v Německu, které bylo zřízeno pro ochranu městské a industriální přírody (KOWARIK, LANGER 2005).

Zajímavou roli sehrál akát v některých městech na ruinách po bombardování, příp. pozemních bojích z 2. světové války. To, že v některých městech došlo po válce k expanzi trnovníku na těchto ruinách a jinde nikoliv, nebo jen omezeně, umožnilo odborníkům formulovat, konkretizovat či zobecnit některé mechanismy a faktory spojené s expanzivním šířením neofytů v jejich sekundárních areálech a popsat jejich interakci s domácími druhy (KÖHLER, SUKOPP 1963).

Akát při splnění určitých předpokladů může být využit pro rekultivaci degradovaných biotopů na územích po těžbě nerostných surovin, a to často na klimaticky a půdně značně exponovaných stanovištích (MANTOVANI et al. 2015). Na těchto územích může akát zajišťovat postupnou melioraci a současně zprostředkovat opětovné zapojení těchto území do hospodářského využití, například pro produkci biomasy k energetickému využití. Akát pěstovaný v krátkém obmýti jako výmladkový les se na územích rekultivovaných po těžbě lignitu jeví jako vhodnější než některé tradiční bylinné meliorační kultury, např. vojtěška (*Medicago sativa* L.). Ve větší míře přispíval k akumulaci organické hmoty a jeho zužitkování přispělo k menšímu exportu živin ze stanoviště, protože dřevo je na živiny relativně chudé. Jeho pěstování také vyžadovalo výrazně méně hnojiv a pesticidů než u běžných rekultivačních plodin (BÖHM et al. 2011).

Akát je významná medonosná dřevina (obr. 5), která v některých zemích výrazně přispívá k produkci a exportu vysoce kvalitního medu (KERESZTESI 1977; FARKAS, ZAJÁČZ 2007; SAMSONOVA et al. 2018) a využití nalézá rovněž v lékařství. V Maďarsku mohou 6leté akátové porosty produkovat až kolem 370 kg medu z 1 ha ročně, produkce zde vrcholí u porostů ve věku přibližně 15 až 16 let na hodnotách blížících se 420 kg z 1 ha ročně. Poté časem klesá k hodnotám kolem 200 kg z 1 ha ročně mezi 35. až 36. rokem věku porostu (KERESZTESI 1988). V Polsku se uvádí rámcová hodnota produkce cca 100 kg medu z 1 ha ročně (WOJDA et al. 2015). Léky s výtažky z květů a čerstvé kůry jsou indikovány při bolestech hlavy, gastroragii (krváčení ze stěny žaludku) a gastritidě (žaludečních zánětech). V lidovém léčitelství jsou akátové květy používány při vysokém tlaku, jako prostředek zklidňující kašel a na léčbu dny (BARTHA et al. 2008).

Možnosti do budoucna

Z výše uvedeného rozboru vyplývá, že roli, kterou akát v České republice i v Evropě sehrává, nelze vnímat jednostranně. Podobně jako u ohně i v případě akátu platí, že „je dobrým sluhou a zlým pánem“. Je to druh, který vykazuje vysoce invazivní potenciál, z něhož může vyplývat řada rizik, především pokud se dostane do kontaktu s některými cennými původními společenstvy. V podmínkách České republiky jsou těmi nejzranitelnějšími především reliktní bory, zakrslé doubravy a xerothermní bylinná společenstva (VÍTKOVÁ 2014). Zde je určitě na místě zastavit šíření akátu a postupně jej nahradit stanovištně vhodnými původními dřevinami.

Jinde v České republice se ale akátové porosty staly integrální součástí krajiny, kde mohou za určitých okolností přispívat ke zvýšení její diverzity, biologické i estetické hodnoty (remízky, porostní skupinky s akátem uprostřed polí atd.). Především tam, kde se jedná o intenzivně zemědělsky využívanou krajinu, v níž způsob obdělávání půdy akátu nedovoluje spontánní šíření, může tato dřevina plnit veskrze pozitivní roli. V takových případech je na místě umožnit akátu tuto úlohu dohrát (připadají v úvahu podsadby akátu vhodnou původní dřevinou), nebo mu dát šanci plnit svou roli i nadále.

Akát je důležitým činitelem v intravilánu měst a obcí, kde je možné a zřejmě i žádoucí s ním počítat do budoucna, zejména s ohledem na jeho značnou odolnost a omezenou možnost šíření.

Akát má řadu užitečných vlastností, ale v Evropě je nepůvodní a v mnoha ekosystémech se dostává do role cizorodé invazní dřeviny, která může ohrožovat, nebo již ohrožuje, cenná společenstva původ-

ních taxonů (VILÀ et al. 2009; STYZIA et al. 2016a). Pod termín „management“ tedy určitě musejí spadat i postupy bránící jeho šíření do okolí, případně vedoucí k jeho likvidaci tam, kde představuje reálnou hrozbu pro cenné přirozené biotopy.

ZÁVĚR

Trnovník akát je dřevina se zajímavými, avšak dosti rozporupnými vlastnostmi. I v našich podmínkách může mít značný ekonomický potenciál. Jeho dřevo má jedinečné vlastnosti (zejména trvanlivost a výhřevnost). Pokud je akát pěstován na vhodném stanovišti, má značnou produkční schopnost. Může růst i na extrémních lokalitách, čehož lze za určitých okolností využít např. při rekultivacích. Poskytuje také významnou ne dřevní produkci (pastva pro včely). Na druhé straně se vyznačuje vysokým invazivním potenciálem, spojeným s velice obtížnou, nákladnou a zdlouhavou likvidací. Dále má schopnost ovlivňovat půdní prostředí, zejména prostřednictvím eutrofizace. Jeho případné cílené pěstování či management stávajících porostů proto musí brát na tyto nežádoucí ekologické vlastnosti v každém případě ohled.

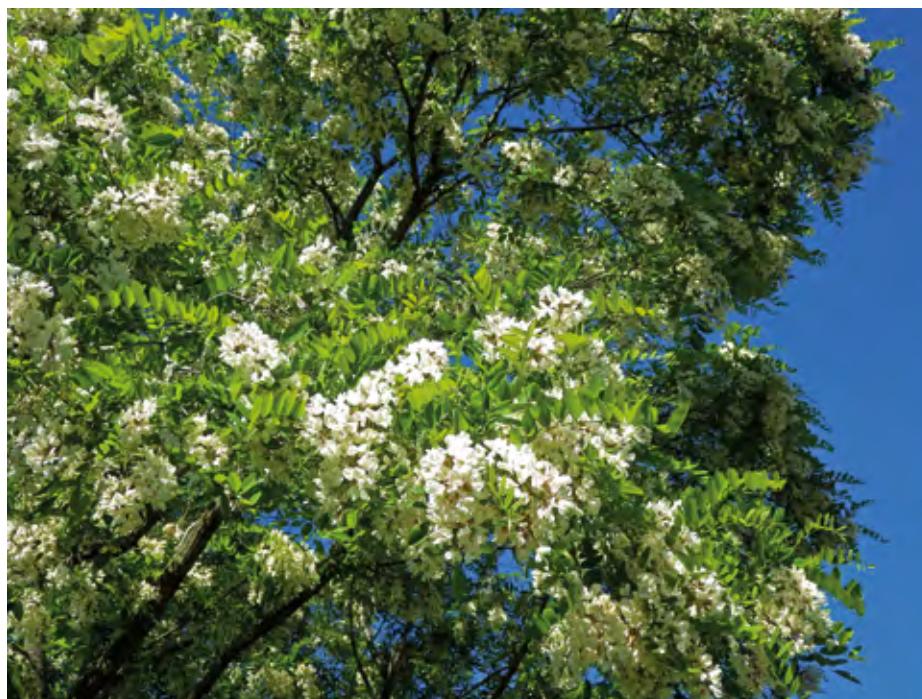
V našich podmínkách je akát coby nepůvodní dřevina zcela vyloučen z cíleného pěstování a rozšiřování v chráněných územích. Zde je žádoucí jej postupně nahradit původními druhy. V blízkosti chráněných území a dalších cenných biotopů a společenstev, které by mohly být akátem ohroženy, je určitě na místě brát v úvahu spíše princip předběžné opatrnosti než možnost dosažení případných ekonomických efektů.

Poděkování:

Článek vznikl za finanční podpory projektu financovaného Magistrátem hlavního města Prahy č. DOT/54/12/013696/2018 „Zřízení výzkumného a demonstračního objektu pro přestavby akátových porostů“, projektu GA FLD č. A/18/18 „Obnova a zakládání lesních porostů pomocí vyspělého sadebního materiálu v podmínkách rekultivovaných a bývalých zemědělských půd a zabuřených stanovišť“, projektu NAZV QK1920328 „Komplexní řešení obnovy a pěstování lesa v oblastech s rychlým velkoplošným hynutím lesa“ a projektu TAČR č. TA04021671 „Zakládání a obnova lesa na rekultivovaných a ekologicky specifických lesních stanovištích a využití poloodrostků a odrostků nové generace“. Za revize anglických textů autoři děkují paní Mgr. Jitce Šišákové.

LITERATURA

- AMBRASS S., RADTKE A., ZERBE S., FONTANA V., AMMER C. 2014. Ausbreitung und Management von Götterbaum und Robinie in Niederwäldern. Erkenntnisse aus einer Fallstudie zu invasiven Baumarten in Südtirol. Naturschutz und Landschaftsplanung, 46 (2): 45–51.
- BARTHA D., CSISZÁR Á., ZSIGMOND V. 2008. Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) In: Botta-Dukát Z., Balogh L. (eds.): The most important invasive plants in Hungary. Vácrátót (Hungary), Hungarian Academy of Sciences, Institute of Ecology and Botany: 63–76.



Obr. 5. Koruna kvetoucího akátu, který je významnou medonosnou dřevinou (foto: I. Kuneš, 2019)

Fig. 5. Crown of a flowering black locust that is an important melliferous woody species (photo: I. Kuneš, 2019)

- BAYER D., REISCHL A., RÖTZER T., PRETZSCH H. 2018. Structural response of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) and small-leaved lime (*Tilia cordata* Mill.) to varying urban environments analyzed by terrestrial laser scanning: implications for ecological functions and services. *Urban Forestry & Urban Greening*, 35: 129–138. DOI: 10.1016/j.ufug.2018.08.011
- BENČAĽ 1988. Koreňový systém a podzemná biomasa agátu bieleho (*Robinia pseudoacacia* L.) na južnom Slovensku. *Lesníctví*, 34 (1): 51–60.
- BERTHOLD D., VOR T., BESER F. 2009. Effect of cultivating black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) on soil chemical properties in Hungary. *Forstarchiv*, 80: 307–313.
- BÖHM C., QUINKENSTEIN A., FREESE D., HÜTTL R.F. 2011. Assessing the short rotation woody biomass production on marginal post-mining areas. *Journal of Forest Science*, 57 (7): 303–311.
- BORING L.R., SWANK W.T. 1984. The role of black locust (*Robinia pseudoacacia*) in forest succession. *Journal of Ecology*, 72 (3): 749–766.
- CIERJACKS A., KOWARIK I., JOSHI J., HEMPEL S., RISTOW M., LIPPE M. VON DER, WEBER E. 2013. Biological flora of the British Isles: *Robinia pseudoacacia*. *Journal of Ecology*, 101 (6): 1623–1640. DOI: 10.1111/1365-2745.12162
- CLARK F.B. 1954. Forest planting on strip-mined land in Kansas, Missouri, and Oklahoma. Columbus, Ohio, U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Central States Forest Experiment Station: 33 s.
- DEGOMEZ T., WAGNER M.R. 2001. Culture and use of black locust. *HortTechnology*, 11 (2): 279–288.
- DENEAU K.A. 2013. The effects of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) on understory vegetation and soils in a northern hardwood forest. Alnarp, Swedish University of Agricultural Sciences: 60 s. Master thesis no. 212. Dostupné na/Available on: https://stud.epsilon.slu.se/5978/7/deneau_a_130826.pdf
- ERNY EY J. 1927. Die Wanderwege de Robinie und ihre Ansiedlung in Ungarn. *Magyar Botanikai Lapok [Ungarische Botanische Blätter]*, 25: 161–191.
- FARKAS Á., ZAJÁČZ E. 2007. Nectar production for the Hungarian honey industry. *The European Journal of Plant Science and Biotechnology*, 1 (2): 125–151.
- FÉR F. 1994. *Lesnícká dendrologie. 2. část – listnaté stromy*. Praha, Vysoká škola zemědělská; Písek, Matices lesnická Písek: 162 s.
- GEORGEVITS R.P. 1981. Seed insects of *Robinia pseudoacacia*. *Dasikon Ereunon*, 2 (2): 223–255.
- HUI A., MARRAFFA J. M., STORK C. M. 2004. A rare ingestion of the black locust tree. *Journal of Toxicology: Clinical Toxicology*, 42 (1): 93–95. DOI: 10.1081/CLT-120028752
- HUNTLEY J.C. 1990. *Robinia pseudoacacia* L. – black locust. In: Burns R.M., Honkala B.H. (eds.): *Silvics of North America: 2. Hardwoods*. Washington, DC, U.S. Department of Agriculture, Forest Service: 755–761. *Agriculture Handbook* 654.
- KABRICK J.M., SHIFLEY S.R., JENSEN R.G., LARSEN D.R., GRABNER J.K. 2004. Oak forest composition, site quality, and dynamics in relation to site factors in the southeastern Missouri Ozarks. In: Spetich M.A. (ed.): *Upland oak ecology symposium: history, current conditions, and sustainability*. Fayetteville, Arkansas, October 7–10, 2002. Asheville, NC, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station: 94–101. *Gen. Tech. Rep. SRS-73*.
- KERESZTESI B. 1977. *Robinia pseudoacacia*: The basis of commercial honey production in Hungary. *Bee World*, 58 (4): 144–150.
- KERESZTESI B. 1983. Breeding and cultivation of black locust, *Robinia pseudoacacia*, in Hungary. *Forest Ecology and Management*, 6 (3): 217–244. DOI: 10.1016/S0378-1127(83)80004-8
- KERESZTESI B. 1988. *The black locust*. Budapest, Akadémiai Kiadó: 197 s.
- KERSCHNER B., MATHEWS D., NELSON G., SPELLENBERG R., PURINTON T., BLOCK A., MOORE G., THIERET JOHN W. 2008. *Field guide to trees of North America*. New York, Sterling Publishing: 526 s.
- KLISZ M., WOJDA T., JASTRZĘBOWSKI S., UKALSKA J. 2015. Circumferential variation of heartwood in tree stands of black locust. *Drewno*, 58 (195): 31–44.
- KOHLER A., SUKOPP H. 1963. Über die Gehölzentwicklung auf Berliner Trümmerstandorten. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft*, 76 (10): 389–406.
- KOLBEK J., VÍTKOVÁ M., VĚTVIČKA V. 2004. Z historie středoevropských akátin a jejich společenstev. *Zprávy České botanické společnosti, Praha*, 39: 287–298.
- KOWARIK I. 1996. Funktionen klonalen Wachstums von Bäumen bei der Brachflächen-Sukzession unter besonderer Beachtung von *Robinia pseudoacacia*. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, 26: 173–181.
- KOWARIK I. 2005. Wild urban woodlands: towards a conceptual framework. Berlin, Springer-Verlag: 1–32.
- KOWARIK I. 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, 159 (8–9): 1974–1983. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.02.022
- KOWARIK I., LANGER A. 2005. Natur-Park Sudgelände: Linking conservation and recreation in an abandoned railway in Berlin. In: Kowarik I., Korner S. (eds.): *Wild urban woodlands: new perspectives for urban forestry*. Berlin, Springer: 287–299.
- KOWARIK I., LIPPE M. VON DER., CIERJACKS A. 2013. Prevalence of alien versus native species of woody plants in Berlin differs between habitats and at different scales. *Preslia*, 85 (2): 113–132.
- KREMER B.P. 1995. *Stromy*. Praha, Knižní klub; Ikar: 287 s.
- KULFAN M. 2012. Lepidoptera on the introduced *Robinia pseudoacacia* in Slovakia, Central Europe. *Check List*, 8 (4): 709–711.
- KURZ D., HANSEN J. 2017. An assessment of black locust in Northern U.S. Forests. Newtown Square, PA, United States Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station: 5 s. Research Note NRS-248. DOI: 10.2737/NRS-RN-248
- LI G., XU G., GUO K., DU S. 2014. Mapping the global potential geographical distribution of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) using herbarium data and a maximum entropy model. *Forests*, 5 (11): 2773–2792.
- MANTOVANI D., VESTE M., BOHM C., VIGNUDELLI M., FREESE D. 2015. Spatial and temporal variation of drought impact on black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) water status and growth. *iForest – Biogeosciences and Forestry*, 8 (6): 743–747.
- MATUS G., TÓTHMÉRÉSZ B., PAPP M. 2003. Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. *Applied Vegetation Science*, 6 (2): 169–178.
- MCALLISTER R.H. 1971. Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) [online]. Washington, U. S. Department of Agriculture, Forest Service: 6 s. [cit. 2019-05-20]. Dostupné na/Available on: <https://www.fpl.fs.fed.us/documnts/usda/amwood/244black.pdf>.
- MOLNÁR S., NÉMETH K. 1983. Investigations into the heat of combustion and heating value of robinia. *Faipar*, 33 (3): 78–79.

- MOSER A., RÖTZER T., PAULEIT S., PRETZSCH H. 2016. The urban environment can modify drought stress of small-leaved lime (*Tilia cordata* Mill.) and black locust (*Robinia pseudoacacia* L.). *Forests*, 7 (3): 71–91.
- NICOLESU V.-N., HERNEA C., BAKTI B., KESERŮ Z., ANTAL B., RÉDEI K. 2018. Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) as a multi-purpose tree species in Hungary and Romania: a review. *Journal of Forestry Research*, 29 (6): 1449–1463. DOI: 10.1007/s11676-018-0626-5
- NICOLESU V.-N., BUZATU-GOANȚĂ C., BARTLETT D., IACOB N. 2019. Regeneration and early tending of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) stands in the north-west of Romania. *South-east European Forestry*, 10 (2): 97–105; Article ID 269. DOI: 10.15177/seeofr.19-14
- NOŽIČKA J. 1957. Přehled vývoje našich lesů. Praha, Státní zemědělské nakladatelství: 462 s.
- PEABODY F.J. 1982. A 350-year-old American Legume in Paris. *Castanea*, 47 (1): 99–104.
- PODRÁZSKÝ V., ČERMÁK R., ZAHRADNÍK D., KOUBA J. 2013. Production of Douglas Fir in the Czech Republic based on national forest inventory data. *Journal of Forest Science*, 59 (10): 398–404.
- PYŠEK P., DANIELKA J., SÁDLO J., CHRTEK JR. J., CHYTRÝ M., JAROŠÍK V., KAPLAN Z., KRAHULEC F., MORAVCOVÁ L., PERGL J., ŠTAJEROVÁ K., TICHÝ L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): Checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia*, 84 (2): 155–255.
- RANNEY T.G., WHITLOW T.H., BASSUK N.L. 1990. Response of five temperate deciduous tree species to water stress. *Tree Physiology*, 6 (4): 439–448.
- RÉDEI K., CSIHA I., KESERŮ Z., VÉGH Á., GYŐRI J. 2011. The silviculture of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in Hungary: a review. *South-East European Forestry*, 2: 101–107.
- RÉDEI K., KESERŮ Z., CSIHA I., RÁSÓ J., HONFY V. 2017. Plantation silviculture of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) cultivars in Hungary – a review. *South-East European Forestry*, 8 (2): 151–156.
- RICHARDSON D.M., REJMÁNEK M. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. *Diversity and Distributions*, 17 (5): 788–809.
- SÁDLO J., VÍTKOVÁ M., PERGL J., PYŠEK P. 2017. Towards site-specific management of invasive alien trees based on the assessment of their impacts: the case of *Robinia pseudoacacia*. *NeoBiota*, 35: 1–34.
- SAMSONOVA I., GRYAZKIN A., BELYAEVA N., BELYAEV V., PETRIK V., BESPALOVA V., LYUBIMOV A. 2018. Nature-oriented potential resource and melliferous value of forest belts in steppe agro-forest landscapes. *Folia Forestalia Polonica*, 60 (2): 99–107.
- SITZIA T., CAMPAGNARO T., KOWARIK I., TRENTANOVI G. 2016a. Using forest management to control invasive alien species: helping implement the new European regulation on invasive alien species. *Biological Invasions*, 18 (1): 1–7.
- SITZIA T., CIERJACKS A., RIGO D. DE, CAUDULLO G. 2016b. *Robinia pseudoacacia* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel-Ayaz J. et al. (eds.): *European atlas of forest tree species*. Luxembourg: 166–167. DOI: 10.2788/4251
- SKUHRÁVÁ M., SKUHRÁVÝ V. 2004. Bejlo morka akátová – nový invazní druh hmyzu na trnovníku akátu. *Lesnická práce*, 83 (10): 520.
- SMITH K.E., DICKERT E. 2013. “A rare ingestion of the black locust tree” [Letter to the editor]. *Clinical Toxicology*, 51 (6): 518–518.
- STONE K.R. 2009. *Robinia pseudoacacia*. In: *Fire Effects Information System (FEIS)* [online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer) [cit. 2019-09-08]. Dostupné na/Available on: <https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/robpse/all.html>
- ŠEFROVÁ H. 2006. Invazní druhy motýlů. *Veronica*, 20 (2): 4–6.
- TOKARSKA-GUZIŁ B. 2005. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland. Katowice, Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego: 192 s.
- TRENTANOVI G., LIPPE M. VON DER, SITZIA T., ZIECHMANN U., KOWARIK I., CIERJACKS A. 2013. Biotic homogenization at the community scale: disentangling the roles of urbanization and plant invasion. *Diversity and Distributions*, 19 (7): 738–748.
- TRIMBLE G.R. 1975. Summaries of some silvical characteristics of several appalachian hardwood trees. Upper Darby, USDA Forest Service: 5 s.
- TRYLČ L. 2007. Sukcesní změny po odstranění akátu a zhodnocení managementu na vybraných lokalitách v Praze. Diplomová práce. Praha, Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí: 56 s.
- ŮHŮL 2019. Informace o stavu lesů [online]. Brandýs nad Labem, Ústav pro hospodářskou úpravu lesů [cit. 2019-06-03]. Dostupné na/Available on: <http://www.uhul.cz/ke-stazeni/informace-o-lese/slhp>.
- USDA 1980. Root characteristics of some important trees of eastern forests: a summary of the literature. Milwaukee, Wisconsin (US), U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Eastern Region: 217 s. Dostupné na/Available on: <https://www.biodiversitylibrary.org/item/252730>.
- VASILOPOULOS G., TSIRIPIDIS I., KARAGIANNAKIDOU V. 2007. Do abandoned tree plantations resemble natural riparian forests? A case study from northeast Greece. *Botanica Helvetica*, 117 (2): 125–142.
- VILÁ M., BASNOU C., GOLLASCH S., JOSEFSSON M., PERGL J., SCALERA R. 2009. One hundred of the most invasive alien species in Europe. In: *Handbook of alien species in Europe*. Dordrecht, Springer: 265–268.
- VÍTKOVÁ M. 2014. Management akátových porostů [Management of Black Locust Stands]. *Životné prostredie*, 14: 81–87.
- VÍTKOVÁ M., KOLBEK J. 2010. Vegetation classification and synecology of Bohemian *Robinia pseudoacacia* stands in a Central European context. *Phytocoenologia*, 40 (2–3): 205–241.
- VÍTKOVÁ M., TONIKA J., MÜLLEROVÁ J. 2015. Black locust—Successful invader of a wide range of soil conditions. *Science of the Total Environment*, 505: 315–328. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.09.104
- VÍTKOVÁ M., PERGL J., SÁDLO J. 2016. Black locust: from global ecology to local management – a case study from the Czech Republic. In: Krumm F., Vítková L. (eds.): *Introduced tree species in European forests: opportunities and challenges*. Joensuu, European Forest Institute: 306–318.
- VÍTKOVÁ M., MÜLLEROVÁ J., SÁDLO J., PERGL J., PYŠEK P. 2017. Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 384: 287–302. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.10.057
- WOJDA T., KLISZ M., JASTRZĘBOWSKI S., MIONSKOWSKI M., SZYP-BOROWSKA I., SZCZYGIEL K. 2015. The geographical distribution of the black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in Poland and its role on non-forest land. *Papers on Global Change*, 22: 101–113.

BLACK LOCUST (*ROBINIA PSEUDOACACIA*) AND ITS ROLE IN CENTRAL EUROPE AND CZECH REPUBLIC: REVIEW

SUMMARY

The literature review summarises the available knowledge on black locust (*Robinia pseudoacacia*) with the focus on Central Europe. Black locust is described as a medium-sized tree of the height of 12–18 m, even 30–35 m on optimum sites, depending on the region and conditions (Fig. 1, Fig. 3). Its stem diameter reaches ca 30–76 cm (KERESZTESI 1983; HUNTLEY 1990). The origin and introduction pathways of black locust to Europe and across the continent are discussed. The active role of Jean and Vespasian Robin in the introduction of the first specimens to Europe as well as the date of introduction are questioned. The literature review concludes that there were most probably more pathways through which the species got to Europe (ERNYEY 1927; PEABODY 1982) and began to disseminate across the continent. It is also probable that the introduction to France occurred later than in 1601 or 1603 as is often referred to in literature (TOKARSKA-GUZIĆ 2005). The area currently covered by black locust (2013–2018) in selected European countries is summarised. Of them, Hungary with 465,000 ha is in the lead, followed by Ukraine (423,000 ha), Italy (377,000 ha), Romania (250,000 ha), France (191,000 ha), Serbia (191,000 ha) and Bulgaria (151,000 ha) (VÍTKOVÁ et al. 2017; NICOLESCU et al. 2018). In the Czech Republic, the area of black locust stands covers 14,000 ha and forestry plantations of black locust have been neither established (VÍTKOVÁ et al. 2017) nor planned recently. The paper also evaluates the growth habits of the species, its regeneration and dispersal strategy. Black locust is a fast-growing, pioneer, light demanding species. The height growth of the species is very rapid in the initial years, being followed by a decrease in the growth rate relatively early, though. In America, the decrease in growth rate occurs roughly at the age of 30 years (HUNTLEY 1990). Attention is paid to the invasiveness of black locust. Black locust regenerates by seeds (Fig. 4) and through resprouting, e.g. by root suckers or stem sprouts (Fig. 2), (CIERJACKS et al. 2013). Especially through roots suckers the species is able to expand to its surroundings (KOWARIK 1996). Seedlings require enough light to survive (VÍTKOVÁ 2014), therefore, black locust prefers disturbed sites for generative reproduction to avoid weed competition (burnt places after forest fires, sites with damaged or removed surface humus). On the other hand, the stands of black locust are able to form a seed bank that can recolonise the site, when conditions get favourable for generative reproduction (BARTHA et al. 2008). The detrimental effects of black locust on some plant communities consist in eutrophication and acidification of invaded habitats and induction of specific microclimatic conditions (KOLBEK et al. 2004; VÍTKOVÁ 2014). The role of allelopathy is probably less significant than assumed in the past (KOLBEK et al. 2004), although some examples of this phenomenon were also reported. In the Czech Republic, the biotopes most vulnerable to black locust expansion are native thermophilous grasslands, dwarfed thermophilous pine and oak forests (VÍTKOVÁ 2014). The review refers to some silvicultural techniques that could unintentionally promote the undesirable spread of black locust such as coppicing. On the other hand, rapid growth rate, biomass production, high quality and durability of wood, ability to fix atmospheric nitrogen, resistance to drought stress, high temperatures and air pollution as well as honey-production (Fig. 5) belong to the positive characteristics of the species (RÉDEI et al. 2011) that should be taken into consideration and made use of under specific circumstances.

Zasláno/Received: 07. 06. 2019

Přijato do tisku/Accepted: 15. 08. 2019