

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA LESNICKÁ A DŘEVAŘSKÁ

Katedra Pěstování lesů



**Vývoj lesních porostů a lesních půd na zalesněné
zemědělské půdě**

Disertační práce

Vedoucí disertační práce: prof. Ing. Vilém Podrázský, CSc.

Autor práce: Ing. Jan Cukor

Praha 2019

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem disertační práci na téma „Vývoj lesních porostů a lesních půd na zalesněné zemědělské půdě“ vypracoval samostatně na základě konzultací se školitelem a s použitím literárních pramenů, které náležitě cituji.

Souhlasím, aby tato práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách.

V Praze dne 24. června 2019

Ing. Jan Cukor

Poděkování

Poděkování patří zejména vedoucímu mé disertační práce prof. Ing. Vilému Podrázskému, CSc. za konzultace a cenné rady při zpracování disertační práce. Zároveň bych velmi rád poděkoval kolegům Ing. Zdeňku Vackovi, Ph.D., Ing. Rostislavu Lindovi a prof. RNDr. Stanislavu Vackovi, DrSc., kteří se podíleli na tvorbě publikačních výstupů zahrnutých do disertační práce. Také děkuji své rodině a přátelům za pochopení, pomoc a podporu v rámci celého studia.

Poznámka: Disertační práce byla zpracována v rámci řešení projektů interní grantové agentury FLD IGA A01/16 „Stav lesních porostů na zalesněné zemědělské půdě v Orlických horách“, IGA B0/17 „Využití přírodních procesů při managementu lesních ekosystémů a optimalizace zakládání a stabilizace porostů na bývalých zemědělských půdách“, projektu IGA B03/18 „Aktivní management pro podporu biodiverzity, stability a adaptability lesních ekosystémů na probíhající změny prostředí na lesních a nelesních půdách“ a v současnosti probíhajícího projektu IGA B19/05 „Udržitelný lesnický management definovaný na základě harmonizace jednotlivých složek lesních ekosystémů v kontextu probíhající klimatické změny“.

Abstrakt

Práce se zabývá problematikou zalesňování zemědělské půdy z pohledu zakládání nových porostů, vyhodnocení starších výsadeb a dalších benefitů zalesňování z pohledu mimoprodukčních funkcí lesa. Práce je složena ze tří tematických okruhů, sestavených z 5 publikací. V prvním okruhu byl hodnocen zejména výškový přírůst a mortalita lesních dřevin vysazených na nelesní půdě v období tří let po výsadbě. Výsadby byly založeny v Polabí v roce 2013. Na dílčích ploškách o velikosti 20×20 m (400 m^2) byly vysazeny různé druhy lesních dřevin. Schéma výsadby se skládalo ze tří variant přidání organominerálního sedimentu alginitu umístěného přímo do jamky v okolí kořenů sazenic. Kultury byly na kontrolní variantě A založeny bez alginitu, s přidáním 0,5 kg alginitu na variantě B a s přidáním 1,5 kg alginitu na variantě C. Vyhodnocení srovnání mortality a výškového přírůstu neprokázalo v tříletém období jasný pozitivní či negativní trend, jelikož vysazené dřeviny reagovaly na varianty přidání alginitu nejednoznačně. Druhý tematický okruh byl zaměřen na porostní charakteristiky smrkových porostů rostoucích na bývalé zemědělské půdě v porovnání s porosty na trvalé lesní půdě. Měření a následné hodnocení bylo realizováno v porostech, které se nyní blíží mytnímu věku. Na stanovištích rostoucích na bývalé zemědělské půdě byla zjištěna prokazatelně vyšší průměrná zásoba dřevní hmoty, která činila $770 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ (± 125 SD), zatímco na lesní půdě byla zjištěna zásoba pouze $466 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ (± 122 SD). Srovnáním dřívě způsobených škod zvěří loupáním a ohryzem kůry byly zjištěny prokazatelné rozdíly mezi výčetní tloušťkou a zásobou zdravých stromů v porovnání se stromy značně poškozenými. Analýza závislosti radiálního přírůstu na klimatických faktorech poukázala na větší citlivost stromů rostoucích na trvalých lesních stanovištích vůči výkyvům ve srážkových úhrnech a v průměrných teplotách. Třetí tematický okruh byl věnován mimoprodukčním funkcím výsadeb na bývalé zemědělské půdě. Vyhodnocení efektivity větrolamů ukázalo signifikantní vztah mezi optickou porozitou a strukturou větrolamů. Tyto hodnoty zároveň prokazatelně korelovaly se snížením rychlosti větru. Z pohledu akumulovaného uhlíku v nadložním humusu byl zjištěn nárůst se stoupajícím věkem porostů, rozdíly mezi předchozím využitím půdy však prokázány nebyly. Vyšší hodnoty sekvestrovaného uhlíku byly zjištěny v jehličnatých porostech z důvodu prokazatelně vyšší akumulované vrstvy nadložního humusu.

Klíčová slova: zalesňování zemědělské půdy, mortalita, produkce porostů, škody zvěří, efektivita větrolamů, akumulace uhlíku, nadložní humus

Abstract

The thesis is focused on the problematics of afforestation of agricultural land, specifically on the establishment of new forest stands, evaluation of structure and function of older forest stands and also on the assessment of other non-productive forest services. The thesis is composed from three compartments which are altogether represented by 5 publications. In the first part, the height increment and mortality of young seedlings were evaluated. Research plots were established in Polabí region in 2013. The subplots with different tree species of the size 20×20 m (400 m^2) on each of the research plots were established. Planting scheme was designed with three variants of added organomineral fertilizer (alginite). There was control variant A without alginite application, variant B with 0.5 kg and variant C with 1.5 kg of alginite applied to roots of each seedling. The evaluation of height increment and mortality after three-year period did not show clearly positive or negative effect of added fertilizer. Second theme was focused on the characteristics of older Norway spruce forest stands established on former agricultural land, which were compared to forest stands on standard forest soils. There was found significantly higher stand volume on former agricultural land ($770 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; $\pm 125 \text{ SD}$) compared to forest stands on standard forest soils ($466 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; $\pm 122 \text{ SD}$). The comparison of breast height diameter and stand volume of trees between groups with different levels of previous bark stripping damage by ungulates showed significant differences. Analysis of relationships between radial increment and climatic factors pointed on higher sensitivity on oscillations in precipitation and temperature of trees which grows on standard forest soils. In third topic, non-productive services (wind-breaking and carbon sequestration) of forest stands established on former agricultural land were described. Evaluation of windbreak efficiency showed significant relationships between optical porosity and windbreak structure. These values were also correlated with lower wind speed on the leeward side of the windbreaks. As a second non-productive forest function of stands established on former agricultural lands, carbon sequestration of soil organic matter was evaluated. Differences between previous land use were not significant. Higher carbon storage was sequestered in coniferous forest stands compared to broadleaved forests stands.

Keywords: afforestation of agricultural land, mortality, timber production, game damage, windbreak efficiency, carbon sequestration, soil organic matter

Obsah

1. Úvod.....	5
2. Aktuálnost řešení a cíle práce	6
3. Rozbor problematiky	8
3.1. Historie vývoje povrchu planety Země.....	8
3.2. Proces odlesňování evropského kontinentu	8
3.2.1. Důvody změn povrchu Evropy	8
3.2.2 Lesy v Evropě v období středověku	10
3.2.3 Lesy v Evropě v období novověku	11
3.3. Opětovný nárůst výměry lesa v Evropě.....	13
3.3.1 Důvody opětovného nárůstu rozlohy lesa v Evropě	14
3.3.2 Nárůst výměry lesa na příkladu konkrétních oblastí Evropy.....	15
3.4. Změny ve výměře lesa na území České republiky	16
3.4.1. Zalesňování po první a druhé světové válce.....	17
3.5. Současný trend vývoje lesních ploch na území Evropské unie	18
3.6. Předpokládaný budoucí vývoj výměry lesa v Evropě a v České republice	21
3.7. Specifika zalesňování zemědělské půdy.....	22
3.7.1. Změna půdních podmínek na zalesněné zemědělské půdě.....	22
3.7.2. Sekvestrace uhlíku v nadložním humusu a v dendromase porostů založených na nelesních půdách.....	23
3.7.3. Produkce dřevní hmoty porostů založených na nelesních půdách.....	24
3.8. Záměry a přínosy zalesnění	25
3.9. Zakládání porostů na nelesních půdách	27
3.9.1. Výsadba porostů	27
3.9.2. Ochrana a péče o založené porosty.....	28
3.10. Dřeviny uplatňované v rámci zalesňování nelesních půd.....	29

3.11. Ekologické aspekty hlavních dřeviny uplatňovaných v rámci zalesňování nelesních půd	30
3.11.1. Smrk ztepilý (<i>Picea abies</i> (L.) Karst.)	30
3.11.2. Borovice lesní (<i>Pinus sylvestris</i> L.)	31
3.11.3. Modřín opadavý (<i>Larix decidua</i> Mill.)	31
3.11.4. Buk lesní (<i>Fagus sylvatica</i> L.)	32
3.11.5. Dub letní (<i>Quercus robur</i> L.) a dub zimní (<i>Quercus petraea</i> (Matt.) Liebl.)	33
3.11.6. Javor klen (<i>Acer pseudoplatanus</i> L.)	34
3.11.7. Olše lepkavá (<i>Alnus glutinosa</i> L. Gaertn.)	34
4. Metodika	35
4.1. Obecná charakteristika zájmového území	35
4.2. Hodnocení odrůstání výsadeb založených na zemědělské půdě	36
4.2.1. Charakteristika zájmového území - Polabí	36
4.2.2. Založení a uspořádání pokusu	37
4.2.3. Sběr dat	38
4.2.4. Analýza dat	38
4.3. Hodnocení produkce, struktury a radiálního přírůstu lesních porostů ve vztahu ke klimatickým faktorům a poškození zvěří	39
4.3.1. Charakteristika širšího zájmového území – Orlické hory	39
4.3.2. Založení zkusných ploch, design pokusu a podrobný popis lokalit	40
4.3.2. Sběr dat	41
4.3.3. Analýza dat	41
4.4. Hodnocení mimoprodukčních funkcí – efektivita větrolamů	44
4.4.1. Charakteristika zájmového území	44
4.4.2. Popis jednotlivých lokalit	45
4.4.3. Sběr dat struktury a efektivity větrolamů	46
4.4.4. Analýza dat struktury a efektivity větrolamů	47

4.5. Hodnocení mimoprodukčních funkcí – akumulace uhlíku.....	49
4.5.1. Stanovení zásoby uhlíku v nadložním humusu.....	50
4.5.2. Lokality zahrnuté do hodnocení akumulovaného uhlíku v nadložním humusu	50
4.5.3. Statistické hodnocení	52
5. Přehled publikovaných prací	53
5.1. Odrůstání výsadeb na zemědělské půdě	55
5.1.1. Effect of mineral eco-fertilizer on growth and mortality of young afforestations.....	55
5.1.2. The Effects of Alginite Fertilization on Selected Tree Species Seedlings Performance on Afforested Agricultural Land.	56
5.2. Charakteristiky smrkových porostů rostoucích na zemědělské půdě	57
5.2.1. Afforested farmland vs. forestland: Effects of bark stripping by Cervus elaphus and climate on production potential and structure of Picea abies forests..	57
5.3. Mimoprodukční přínosy zalesňování zemědělské půdy	58
5.3.1. Windbreak Efficiency in Agricultural Landscape of the Central Europe: Multiple Approaches to Wind Erosion Control.	58
5.3.2. Carbon sequestration in soil following afforestation of former agricultural land in the Czech Republic.	59
6. Syntéza výsledků	60
6.1. Odrůstání výsadeb na zemědělské půdě – vybrané výsledky	61
6.1.1. Vliv alginitu na mortalitu výsadeb.....	61
6.1.2. Vliv alginitu na výškový přírůst výsadeb	63
6.1.3. Vztahy mezi parametry sazenic, obsahem živin a variantami alginitu.....	64
6.2. Charakteristiky smrkových porostů rostoucích na zemědělské půdě – vybrané výsledky	65
6.2.1. Produkce smrkových porostů rostoucích na zemědělské půdě.....	66
6.2.2. Struktura hodnocených porostů	67

6.2.3. Vliv obvodového poškození na výšku, výčetní tloušťku a zásobu porostů..	68
6.2.4. Radiální přírůst a vliv klimatických faktorů	70
6.2.5. Modelování objemu stromů ve vztahu ke stanovišti a poškození zvěří.....	74
6.3. Mimoprodukční přínosy zalesňování zemědělské půdy – vybrané výsledky.....	74
6.3.1. Hodnocení efektivity větrolamů	75
6.3.2. Akumulace uhlíku v nadložním humusu	77
7. Diskuse.....	79
7.1. Odrůstání výsadeb na zalesněné zemědělské půdě.....	79
7.2. Charakteristiky smrkových porostů rostoucích na zemědělské půdě	81
7.3. Hodnocení efektivity větrolamů	85
7.4. Akumulace uhlíku v nadložním humusu porostů na zemědělské půdě	87
8. Závěr a doporučení pro praxi.....	89
9. Seznam použitých zkratk	91
10. Reference	92

1. Úvod

Ekosystémy planety Země jsou stále více ovlivňovány činností člověka, který mění životní podmínky a prostředí pro další organismy (Lanz et al., 2018; WWF, 2016). Důvodem pro tyto transformace krajiny bylo v předchozích staletích zejména zemědělské hospodaření, které způsobilo značný proces odlesňování (Ellis and Ramankutty, 2008). Současná situace v Evropě je však v porovnání s dalšími částmi světa odlišná. Výměra lesní půdy se na evropském kontinentu v posledních 100 letech postupně navyšuje (Kolecka et al., 2017). Historicky byly v Evropě opětovně zalesňovány zejména horské oblasti, a to z důvodu omezování zemědělství v těchto méně výnosných územích a postupujícího procesu urbanizace (Fuchs et al., 2015; Houet et al., 2017). V poslední době pak Evropská unie zdůrazňuje význam zalesňování nelesních půd ve vztahu ke snižování obsahu skleníkových plynů v atmosféře, a tedy k nárůstu využití obnovitelných zdrojů (European Communities, 2003).

Lesní porosty založené na nelesních půdách mají v porovnání s lesy rostoucími na trvalých lesních stanovištích mnoho specifických vlastností. Často je poukazováno na rozdíly v půdních podmínkách a rychlý růst, který je spojen se sníženou stabilitou lesních porostů na bývalých zemědělských půdách (Podrázský & Procházka, 2009). Dále u těchto porostů dochází k poškození kořenovými hnilobami, které jsou způsobeny z části charakterem půdního prostředí a z části negativním vlivem spárkaté zvěře.

Zalesňování nelesních půd v České republice by mělo v budoucích letech sledovat dva základní cíle: ekologické, spočívající ve zlepšení stavu krajiny a životního prostředí a ekonomické z důvodu možné lokální nerentability zemědělské produkce (Vacek et al., 2009). Jedním ze způsobů řešení je optimalizace zakládání a stabilizace porostů na bývalých zemědělských půdách, s důrazem na kvalitu a dlouhodobou udržitelnost (stabilitu) nově založených lesních porostů (Vacek et al., 2015, 2016). V současnosti by tedy mělo docházet k podrobnému vyhodnocení nejenom půdního prostředí, kvality a kvantity produkce, stability a zdravotního stavu porostů rostoucích na zemědělské půdě v porovnání s porosty rostoucími na trvalých lesních stanovištích. Zároveň by měly být komplexně vyhodnoceny ekosystémové funkce a možné dopady postupujících klimatických změn.

2. Aktuálnost řešení a cíle práce

Řešení problematiky zalesňování nelesních/zemědělských půd je jedním z podstatných témat v probíhajících změnách ve využití půdy na evropském kontinentu. Disertační práce byla rozdělena do tří tematických okruhů, které se zabývají problematikou zalesňování nelesních půd z různých hledisek. V prvním samostatném tematickém okruhu **Odrůstání výsadeb na zemědělské půdě** byla řešena problematika zalesňování zemědělské půdy v oblasti Polabí. Výsadby lesních dřevin byly na tomto území s nízkým úhrnem srážek přihnojeny alginitem (organogenní sediment). Záměrem přidání hydroabsorbentu byla akumulace vody ve dnech bohatých na srážky a následné uvolňování vlhkosti v okolí kořenového systému v obdobích s nízkým srážkovým úhrnem. Tento tematický okruh byl rozdělen na tři dílčí cíle, a to:

1. Vyhodnocení vlivu aplikace alginitu na mortalitu hodnocených druhů dřevin v porovnání s kontrolní variantou.

2. Vyhodnocení vlivu aplikace alginitu na přírůst jednotlivých druhů dřevin sumárně za tříleté období po výsadbě.

3. Stanovení obsahu nutričních hodnot v asimilačním aparátu jednotlivých druhů dřevin rostoucích na odlišných variantách přihnojení v porovnání s kontrolní variantou.

Druhý tematický okruh byl zaměřen na hodnocení **charakteristik smrkových porostů rostoucích na zemědělské půdě**. Srovnání růstových charakteristik smrkových porostů bylo realizováno v širší zájmové oblasti Neratova v Orlických horách. Hodnoceny byly 66 let staré porosty založené na bývalé zemědělské půdě, růstové charakteristiky byly porovnány se srovnatelnými porosty rostoucími na trvalé lesní půdě. Zjištěné růstové charakteristiky byly následně analyzovány ve vztahu k dřívě způsobenému obvodovému poškození kmene spárkatou zvěří a dále ve vztahu ke klimatickým faktorům (teploty a srážky). Tento tematický okruh byl rozdělen na tři dílčí hypotézy, a to na:

1. Stanovení rozdílů v produkci srovnatelných porostů rostoucích na zalesněné zemědělské půdě v porovnání s porosty rostoucími na trvalé lesní půdě.

2. Popsání rozdílů mezi strukturou a diverzitou porostů rostoucích na zemědělské půdě v porovnání s porosty rostoucími na trvalé lesní půdě.

3. Vyhodnocení vlivu dřívě způsobeného obvodového poškození borky zvěří na radiální přírůst smrkových porostů ve vztahu ke klimatickým faktorům.

Ve třetím tematickém okruhu byly popsány **mimoprodukční přínosy zalesňování zemědělské půdy**. Řešení tematického okruhu bylo rozděleno na stanovení efektivity větrolamů v oblasti středočeského regionu. Analyzována byla struktura větrolamů, optická porozita a hodnoty rychlosti větru v předem definovaných vzdálenostech na návětrné a závětrné straně větrolamů. V další části tohoto tematického okruhu byla formou vyhodnocení dříve publikovaných prací (review) stanovena zásoba uhlíku akumulovaného v nadložní vrstvě humusu v porostech rozdělených dle předchozího využití půdy. Tematický okruh byl rozdělen na pět dílčích cílů, a to na:

1. Popsání struktury, druhového složení stromového patra a indexů diverzity dřevinné složky větrolamů.

2. Stanovení optické porozity a rychlosti větru v předem definovaných vzdálenostech na návětrné a závětrné straně větrolamů.

3. Vyhodnocení účinnosti ve vztahu k optické porozitě, biodiverzitě a typu větrolamů a popsání vhodného typu větrolamu z hlediska co nejvyššího snížení rizika větrné eroze.

4. Kvantifikování množství akumulovaného uhlíku v nadložním humusu lesních porostů podle předchozího využití půdy (zalesněná zemědělská půda × trvalá lesní půda).

5. Analyzování hlavních faktorů, které ovlivňují množství akumulovaného uhlíku v nadložním humusu, jako jsou např. věk porostu, nadmořská výška a dřevinné složení porostů.

3. Rozbor problematiky

3.1. Historie vývoje povrchu planety Země

Globální ekosystémy jsou stále více ovlivňovány lidskou činností, a to ať už přímo či nepřímo. Člověk svým působením postupně přetváří planetu a tím mění prostředí a následně také životní podmínky pro další organismy (Lanz et al., 2018; Vitousek et al., 1997). Lesy původně pokrývaly přibližně 40 % zemského povrchu (Olson et al., 2006), plocha lesů však byla v průběhu posledních 300 let výrazně snížena zmiňovanou činností člověka (Keenan et al., 2015).

Z historického pohledu je možné datovat první změny zemského povrchu způsobené antropogenními vlivy do období neolitu (Olofsson et al., 2011). Klíčovým spouštěčem těchto změn působených člověkem bylo v minulosti cílené odlesňování (Williams, 2000), které v současné době stále pokračuje zejména v tropických a subtropických oblastech. V roce 2015 pokrývaly lesy již pouze 31 % zemského povrchu. Nejvýrazněji se pokles výměry lesů dotýká Střední a Jižní Ameriky, Východo-Jižní a Západo-Jižní Afriky a Jihovýchodní Asie. Naproti tomu výměra ploch lesních porostů stoupá například ve Východní Asii nebo v Evropě (Keenan et al., 2015). Globálně je tedy možné konstatovat jednoznačný trend odlesňování planety, který bude v následujících desetiletích patrně pokračovat (Hansen et al., 2010; Keenan et al., 2015).

3.2. Proces odlesňování evropského kontinentu

3.2.1. Důvody změn povrchu Evropy

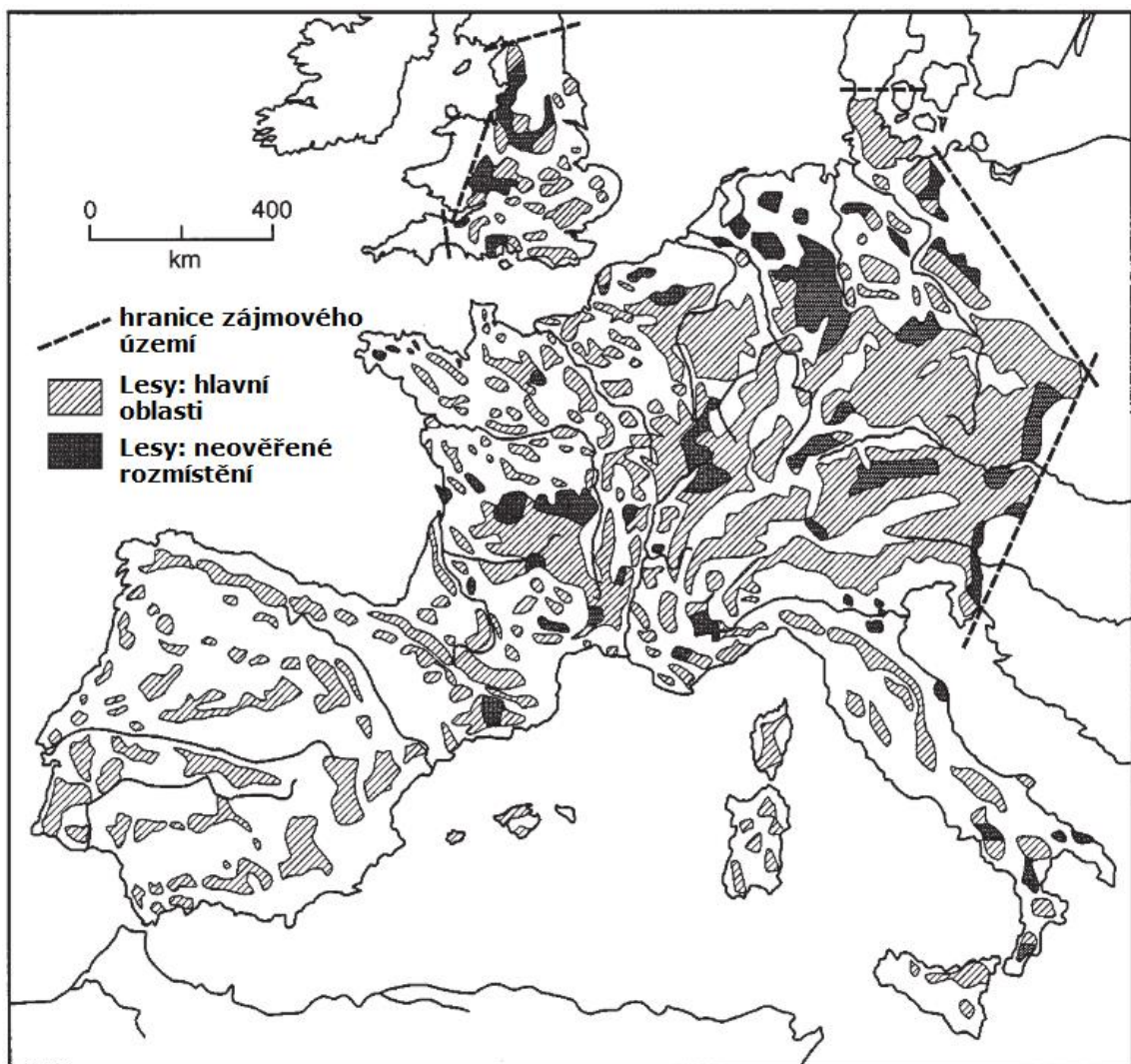
Zásadní transformací zemského povrchu prošel v minulosti také evropský kontinent. Informace o historických změnách ve vývoji zemského povrchu poskytují do určité míry pohled na krajinu jako kulturní dědictví (Plieninger et al., 2006). Regionální, ale i celoevropské údaje o vývoji výměry lesa jsou nejčastěji založeny na historických mapových podkladech a dalších záznamech o využití půdy (Fuchs et al., 2015; González-Puente et al., 2014; Skaloš et al., 2012). V předchozích tisíciletích byly tyto doložené změny patrné zejména z pohledu značného rozsahu odlesňování z důvodu získávání zemědělské půdy, pastvin, případně dřevní hmoty, která byla využívána jako stavební surovina nebo palivo (Bradshaw, 2004; Kaplan et al., 2009, 2017; Rudel et al., 2005; Williams, 2000; Zambrano-Monserrate et al., 2018). Jako příklad je možné popsat

např. introdukci ovcí na Island, což způsobilo dramatické odlesnění ostrova velmi brzy po jeho osídlení (Bradshaw, 2004). Tyto disturbance působené lidským faktorem je zasahují do období před více než 6 000 lety (Williams, 2000). S masivním odlesňováním, které mělo za cíl získávání nové zemědělské půdy, bezesporu přímo souvisely potravní nároky neustále narůstající lidské populace (Goldewijk, 2001). Další postupná intenzifikace lidské činnosti a transformace přirozených ekosystémů na intenzivně využívanou zemědělskou půdu pokračovala i v předchozích staletích (Ramankutty & Foley, 1999).

Prokazatelný vliv na rozšiřování a zmenšování výměry lesa v Evropě měly zejména významné historické události, jako jsou války, které se střídaly s obdobími míru. Největší evropské konflikty dramaticky snížily početnost lidské populace, což způsobilo omezené využívání zemědělské půdy a opětovné zarůstání dříve obhospodařovaných pozemků. Výraznou příčinou byly i v tomto období klimatické změny a zhoršování podmínek pro zemědělství, což se projevovalo opouštěním zemědělských sídel v méně příznivých podmínkách. Na základě těchto změn docházelo ke vzniku fenoménu tzv. *desertified villages*, tedy opouštěných vesnic, s čímž byl spojen efekt dočasného rozšiřováním lesů. Dobře jsou tyto posuny dokumentovány například v Británii a v alpských regionech (Behringer, 2010). Cílené odlesňování bylo realizováno zpočátku pomocí jednoduchých nástrojů (období neolitu) a nezměrného lidského úsilí, později pak bylo využíváno kovových seker (Williams, 2000). V rámci úmyslného odlesňování pro zemědělské účely byl mnohdy používán oheň, což je patrné ze záznamů pocházejících nejenom z Evropy, ale také z Ameriky a Jihovýchodní Asie (Bradshaw, 2004; Carcaillet, et al., 2002; Clark et al., 2006; Olofsson & Hickler, 2008). Po vyčerpání půdy a snížení její nutriční hodnoty došlo k opuštění vypáleného místa, které bylo ponecháno ladem. Zemědělské hospodaření bylo následně přesunuto na další nově vypálené území (Metzger, 2003). Takto získaná půda byla zemědělsky obdělávána po dobu 2 – 4 let, tedy do té doby, než došlo k vyčerpání živin a snížení úrodnosti (Crutzen & Andreae, 2006; Olofsson & Hickler, 2008). Důsledek vlivu primitivního zemědělského hospodaření na evropské lesy je v období neolitu také diskutován z pohledu ovlivnění změn struktury na více rozvolněné porosty s mezernatým zápojem (Bradshaw, 2004).

3.2.2 Lesy v Evropě v období středověku

Středověk je možné charakterizovat vědomým a účelným obhospodařováním půdy lidskou populací, které tak přímo ovlivnilo rozmístění lesa v Evropě (Williams, 2000). Přesná lokalizace hlavních lesních komplexů není doposud známa, nicméně hlavní oblasti tehdejší lesní půdy se podařilo částečně zmapovat (Higounet, 1966). Z Obr. 1 je patrné rozšíření hlavních lesních komplexů, které spadá do střední Evropy, tedy částečně i na území České republiky. Tyto rozsáhlé plochy lesa byly ve středověku poprvé osídleny a lidstvo tím zásadně změnilo charakter krajiny. Transformace lesa na farmy, travnaté plochy a zemědělskou půdu, ať už jednotlivci nebo církevními řády, byla ve střední Evropě jednou z nejdramatičtějších zásahů lidstva do krajiny (Pounds, 1994; Williams, 2000).

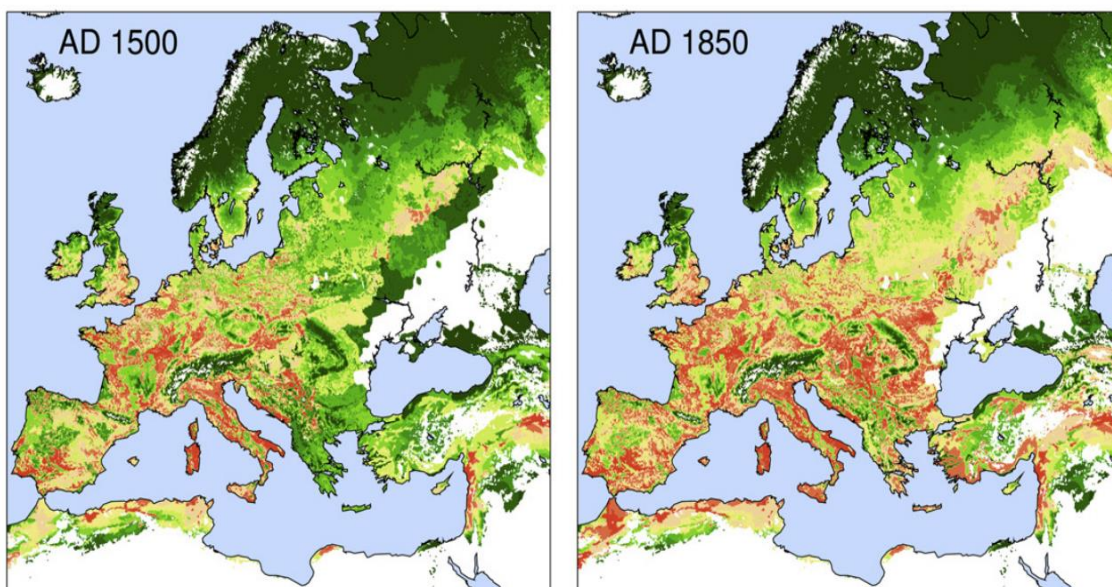


Obr. 1. Znázornění hlavních lesních komplexů v oblastech střední a západní Evropy v období mezi 11. a 13. stoletím n. l. (Higounet, 1966).

Za začátek středověku je považováno období pádu Západořímské říše, což vedlo ke snížení početnosti lidské populace a k opětovnému samovolnému zalesnění kolonizovaných území. Výměra lesa se díky této zásadní události evropských dějin vrátila na úroveň odpovídající období přibližně 300 let př. n. l. (Kaplan et al., 2009). S následným populačním růstem a s tím souvisejícím rozvojem zemědělství pokračovalo opět postupné období odlesňování Evropy. Opakované samovolné zalesnění přineslo rozšíření pandemie černého moru (Kaplan et al., 2009; Williams, 2000). Morová pandemie propukla kolem roku 1350. Na evropském kontinentu následkem této nemoci zemřelo přibližně 30 až 50 % lidské populace (Gómez & Verdú, 2017). K opětovnému nárůstu populace obyvatel Evropy na hodnoty před propuknutím morové pandemie došlo až kolem roku 1450. Úroveň odlesnění se tak dostala na velmi podobné hodnoty jako před rokem 1350 (Kaplan et al., 2009; Williams, 2000). V českých podmínkách je v období do 13. století zajímavý fenomén českého pohraničního hvozdu, hájícího českou kotlinu před vojenskou invazí. Pohraniční hvozď byl hájen českými knížaty a králi až do období, kdy byl spíše překážkou jejich expanze do sousedních území za posledních Přemyslovců, intenzivně se zapojujících do evropské politiky (Podrázský, 2014).

3.2.3 Lesy v Evropě v období novověku

V raném novověku, tedy rámcově v období let 1500 až 1850 docházelo na území Evropy k nejintenzivnějšímu odlesňování, které bylo spojené opět s nárůstem lidské populace (Kaplan et al., 2009; Williams, 2000). Početnost obyvatel Evropy mnohdy souvisela s úrodností odlesněné půdy v daném regionu, která byla následně využívána pro zemědělské účely. Odlesnění hlavních regionů v rámci evropského kontinentu je patrné z Obr. 2.



Obr. 2. Vývoj postupného odlesnění Evropy v letech 1500 (vlevo) až 1850 (vpravo). Odlesněné plochy jsou znázorněny červenou barvou (Kaplan et al., 2009).

Rozmach odlesnění je datován zejména do druhé poloviny novověku, tedy do období 1700 až 1850 a to opět z důvodu zemědělské intenzifikace, která se vyznačovala nárůstem ploch, na kterých byly plodiny pěstovány. Nejintenzivněji obhospodařované oblasti se nacházely v jihovýchodní části Anglie, ve Francii, v Polsku, v údolí Moravy a v Maďarsku (Ramankutty & Foley, 1999). I v tomto období měly na odlesnění vliv historické události, zejména vojenské konflikty. Jako příklad lze uvést třicetiletou (1618 až 1648) a sedmiletou válku (1756 až 1763). Přímou ve válečných a v následujících letech bylo v souvislosti s tímto konfliktem mezi ústředními evropskými mocnostmi odlesněno jenom ve Francii celkem 600 000 ha lesa (Mather et al., 1999).

Poprvé v historii byl zaznamenán také prudký nárůst odlesňování ve východní části Evropy, a to konkrétně na území dnešního Rumunska a Bulharska (Kaplan et al., 2009). Další východně položené zemědělsky využívané oblasti se rozkládaly také na Ukrajině či v Bělorusku (Ramankutty & Foley, 1999). Obecně je tedy možné označit novověk za období s nejrozsáhlejší transformací krajinného rázu evropského kontinentu (Kaplan et al., 2009). Odlesňování však nebylo způsobeno pouze vzestupem zemědělství. Na začátku 19. století došlo k rozmachu výroby železa a dřevěného uhlí. Tyto činnosti vedly k dalšímu odlesňování, které je popisováno např. v Pyrenejích na území Francie (Mather et al., 1999).

Následující období mezi roky 1850 až 1960 bylo také ve znamení nyní již postupné intenzifikace zemědělského hospodaření ve výše zmíněných regionech západní Evropy s rozvinutým zemědělstvím (Ramankutty & Foley, 1999). Na druhé straně ve východní Evropě započala transformace lesa v porovnání se západní částí kontinentu výrazně později (Kozak et al., 2007; Kuemmerle et al., 2015; Niedertscheider et al., 2014; Ramankutty & Foley, 1999). Zatímco na území regionů střední a západní Evropy expanze zemědělských pozemků na úkor lesa již pozvolna zpomalovala, ve východní části, tedy v zemích bývalého Sovětského svazu stále významně narůstala (Ramankutty & Foley, 1999). Region východní Evropy je obecně charakterizován jako území, které je vhodné pro pěstování zemědělských plodin a pro pastvu dobytka. Pozvolnou kultivaci tohoto regionu v porovnání se Západní Evropou je možné vysvětlit nižší početností obyvatel v daném období (Kaplan et al., 2009).

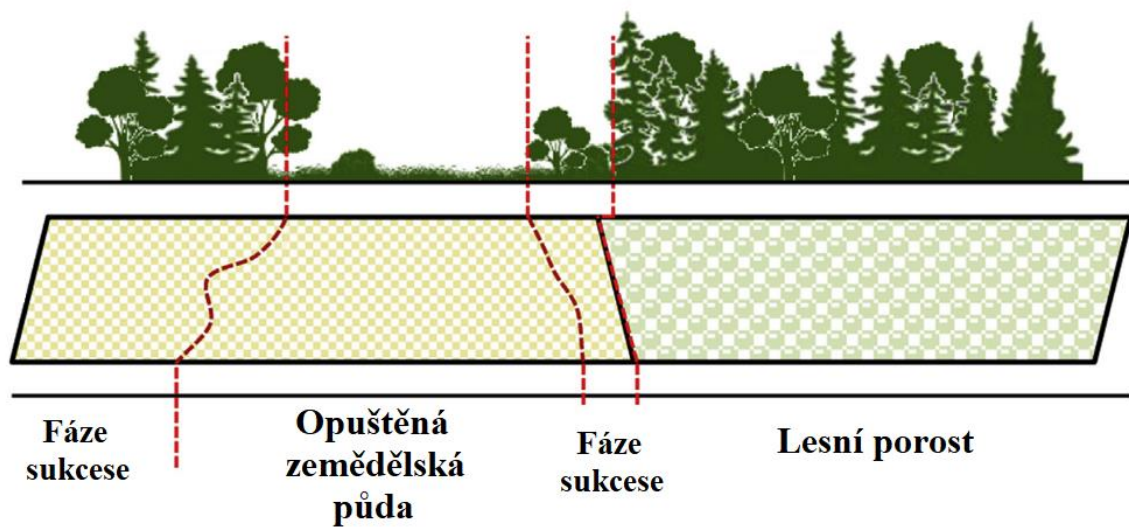
3.3. Opětovný nárůst výměry lesa v Evropě

V první polovině dvacátého století začalo v porovnání s předchozím cíleným odlesňováním docházet k opačnému trendu. V méně výnosných oblastech, které nebyly dostatečně vhodné pro intenzivní zemědělské hospodaření, docházelo opět k postupnému zalesňování (Fuchs et al., 2015; Houet et al., 2015, 2017; Kolecka et al., 2017; Niedertscheider et al., 2014). Někteří autoři popisují pozvolný nárůst lesa v regionálním měřítku již v průběhu 19. století (Kozak et al., 2007). Tento proces, který vedl k přechodu od snižování výměry lesa k opětovnému zalesňování bývá zahraničními autory označován jako „*forest transition*“, tedy „přechod k lesnictví“. Tento výraz je myšlen z pohledu změn v rozloze lesních komplexů na evropském kontinentu (Kozak et al., 2007; Mather et al., 1999; Mather & Needle, 1998; Rudel et al., 2005). Přechod k lesnictví velmi úzce souvisí také s přechodem obhospodařování lesů od extenzivního využívání, exploatace, k plánovanému lesnímu hospodaření v dlouhodobém horizontu. V roce 1703 byla také pro výnos z lesů formulována koncepce „trvalé udržitelnosti“ (*Nachhaltigkeit*) Hansem Carlem von Carlowiczem (Carlowitz, 2013). Docházelo tedy ke stabilizaci rozlohy lesních pozemků, které byly rozšiřovány v oblastech jinak zemědělsky nevyužitelných.

3.3.1 Důvody opětovného nárůstu rozlohy lesa v Evropě

Jako spouštěče procesu opětovného zalesňování Evropy jsou označovány dva základní faktory, a to: 1) hospodářský a sociální rozvoj, který vedl k obecnému poklesu ekonomické výnosnosti zemědělství, což bylo spojeno s poklesem početnosti obyvatel na venkově, opuštěním zemědělské půdy a jejím postupným samovolným zarůstáním; 2) politická rozhodnutí, která se snaží zvýšit výměru lesa s ohledem na obnovitelnost a udržitelnost produktů získávaných z lesa (zejména dřevní hmoty), což vede k cílenému zalesňování otevřených ploch, případně k výsadbě plantáží (Kozak et al., 2007; Rudel et al., 2005). Popisovaný nárůst lesní plochy byl na evropském kontinentu prokazatelně způsoben do značné míry antropogenními faktory, a nikoliv přírodními procesy (Bradshaw, 2004).

Ke zdokumentovanému nárůstu výměry lesa v období 20. století obvykle docházelo z důvodu kombinace výše popsanych faktorů (Kozak et al., 2007; Mather et al., 1999). Zalesňování a přirozená sukcese území, na kterých se již zemědělsky nehospodaří, probíhala v opuštěných částech jednotlivých států Evropy (Houet et al., 2015; Kolečka et al., 2017). V posledních 50 letech došlo ve zvýšené míře zejména k postupnému znovuzalesnění pohoří procesem sekundární sukcese (Houet et al., 2015), což reflektovalo předchozí pokles tradičního zemědělství se všemi jeho environmentálními, ekonomickými, ale i sociálními aspekty (Kolečka et al., 2017). Lesní porosty se pomocí pozvolné sukcese navracely do hornatých oblastí, které byly dříve po staletí ovlivňovány lidskou činností (Gellrich et al., 2007). Znovuzalesnění s sebou přinášelo pozitivní efekty např. z pohledu sekvestrace uhlíku nebo obnovy půdního prostředí. Opětovný nárůst lesních ploch však také může ovlivnit environmentální aspekty jako pokles či nárůst biodiverzity, vodní režim, atraktivitu krajiny nebo vyšší pravděpodobnost rozsáhlých lesních požárů (Gellrich et al., 2007; Kolečka et al., 2017). Proces sekundární sukcese je znázorněn na Obr. 3.



Obr. 3. Sekundární sukcese opuštěné zemědělské půdy. Pravá část obrázku zobrazuje vysokou vegetaci v lesním prostředí. V levé části jsou vyobrazeny různé fáze vegetace na opuštěné zemědělské půdě, které jsou považovány za sekundární sukcesí (Kolečka et al., 2017).

3.3.2 Nárůst výměry lesa na příkladu konkrétních oblastí Evropy

Opětovné navrácení lesa do horských oblastí je možné popsat na příkladu severní části Karpat, které se rozkládají na území České republiky, Polska, Slovenska a Ukrajiny. V období mezi roky 1930 až 1990 došlo v této části střední Evropy ke změnám lesního pokryvu rámcově v rozmezí od 5 do 31 %. Největší nárůst plochy lesa byl zaznamenán v místech, která byla po druhé světové válce vylidněna (Kozak et al., 2007). Na území Francie je vývoj plochy lesa dáván do přímé souvislosti s počtem obyvatel v horských oblastech. Dostupné literární prameny srovnávají početnost lidské populace v hornaté části dříve označované jako Nízké Alpy (nynější department Alpes-de-Haute-Provence). V roce 1870 zde žilo 154 000 obyvatel, o 30 let později to bylo již pouze 118 000. S tím souvisel také dramatický pokles početnosti ovcí na jednu polovinu, což zmírnilo pastevní tlak na sukcesní stádia lesa. Na základě těchto změn došlo v této části Francie po roce 1870, v průběhu následujících sta let, ke zdvojnásobení lesní plochy (Mather et al., 1999). Opuštění zemědělské půdy a její následné zarůstání stromy a křovinami bylo doloženo i ve Švýcarsku. Zde je popisováno zvětšení plochy lesa v relativně krátkém časovém úseku (mezi roky 1980 až 1990) o 1,4 %, což představuje v zemi s vysokou lesnatostí značný nárůst (Gellrich et al.,

2007). Rapidní zvýšení plochy lesa v období po druhé světové válce bylo dokumentováno také v Polsku. V letech 1947 až 1997 zde došlo k nárůstu zalesnění opuštěné zemědělské půdy o 1 156 000 ha, což způsobilo procentuální změny výměry lesní plochy ze 20,8 % v roce 1947 na celkových 29,2 % v roce 2010 (Sierota, 2013).

3.4. Změny ve výměře lesa na území České republiky

Stejně jako v ostatních částech evropského kontinentu docházelo také na území České republiky v období středověku k odlesňování z obdobných důvodů, které jsou popsány výše (Podrázský, 2014; Špulák & Kacálek, 2011). První ustanovení, která byla přijata z důvodu omezení krádeží dřeva a devastace lesa obsahovala ve výrazně odlesněných oblastech městská práva (Špulák, 2006). Celostátně platnou normu nechal připravit až císař Karel IV. Tento zákoník zvaný „Codex Carolinus“ trestal krádeže dříví, svévolné kácení nebo zapálení královských lesů. Codex Carolinus však pouze omezil devastaci stávajících lesů, zvyšováním jejich výměry se nezabýval (Špulák & Kacálek, 2011).

Pokles intenzity odlesňování na území dnešní České republiky byl zaznamenán v souvislosti s válečnými událostmi, stejně tak, jako v jiných částech Evropy. Za období husitských válek došlo ke značnému poklesu počtu obyvatel, s čímž byla snížena míra odlesňování z důvodu získávání nových zemědělských pozemků. Značná plocha orné půdy, která náležela k vypáleným lidským sídlům, opět zarůstala lesem. (Nožička, 1957). Zvýšený nápor na snížení výměry lesa přinesl v 16. století rozmach hospodářství a rozvoj hornictví. I proto byla v rámci zabezpečení co největší produkce dřevní hmoty postupně zaváděna pěstební péče. Ve druhé polovině 16. století byla již známa umělá obnova (Špulák & Kacálek, 2011). První cílené zalesnění nelesních půd, o kterém byly uchovány písemné záznamy, se uskutečnilo v roce 1570. Les byl vysázen a oplocen za starou pražskou oborou (Kacálek & Bartoš, 2002; Vacek et al., 2009). Další zmínka pochází z roku 1589. Ta popisuje osázení nového území dvě míle od Prahy za oborou Hvězda. K zalesnění byla použita síje semeny borovice a dubu do předem zorané půdy (Špulák, 2006).

Významnou historickou událostí, která znamenala pozvolné zarůstání dříve vykloučených území, byla třicetiletá válka (1618–1648). Válka způsobila jenom v českých zemích pokles obyvatel až o jednu třetinu. Opuštěná území postupně zarůstala pionýrskými dřevinami (Nožička, 1957). Nejnižší zastoupení lesů na území

České republiky bylo popsáno ve druhé polovině 18. století. V roce 1790 činila výměra lesní půdy podle Josefínského katastru pouze 1,974 milionu hektarů (Nožička, 1957; Špulák & Kacálek, 2011). Tento údaj odpovídá 25% lesnatosti České republiky. Zvýšení rozlohy zemědělské půdy na úkor lesa bylo nutné z důvodu málo efektivního zemědělského hospodaření. Odlesněná půda zpětně zarůstala po velkých katastrofách nebo epidemiích, kdy docházelo k úbytku obyvatelstva a půdu již neměl kdo obdělávat. Po postupném zvýšení početnosti lidské populace docházelo znovu k transformaci těchto lesních půd na zemědělsky využívaná polička, louky a pastviny (Lipský, 1999).

3.4.1. Zalesňování po první a druhé světové válce

Po ukončení první světové války byly nelesní půdy na území České republiky zalesňovány nejprve v malém rozsahu. Intenzivnější zalesňování začalo po roce 1923. V těchto letech bylo každoročně zasázeno 500 až 600 hektarů zemědělské půdy (Špulák, 2006).

Po druhé světové válce byl rozsah zalesňování zpočátku také malý. Celoplošné výsadby byly realizovány jenom v menší míře. Zakládány byly většinou pouze ochranné lesní pásy nebo výsadby rychle rostoucích dřevin. Nárůst výměry zalesňovaných pozemků byl spojen s obdobím odsunu německého obyvatelstva po roce 1945 (Kacálek & Bartoš, 2002; Špulák & Kacálek, 2011). Zalesňování bylo dokonce zakotveno v legislativě zákonem č. 206/1948 Sb. O zalesňování, zřizování ochranných lesních pásů a zakládání (obnově) rybníků. Zalesněny měly být nelesní pozemky, které nemohly být z různých důvodů využívány pro zemědělské hospodaření, podobně jako v dalších státech Evropy (Kozak et al., 2007).

Zalesňování se provádělo sadbou, ale i sítí. Pomístně byly využívány přípravné dřeviny např. prostřednictvím březových sítí. Výsadba dřevin na nelesních půdách byla však nezdárná z důvodu nedostatku pracovních sil a zalesňování ploch o velkých rozlohách. Návrh zalesnění plánovaný na roky 1959 až 1980 činil v první etapě v českých krajích 46 000 ha, na Slovensku pak 139 000 ha. Ve druhé etapě bylo pro zalesnění určeno na území České republiky 53 000 ha a na Slovensku 124 000 ha (Rachman, 1962; Špulák & Kacálek, 2011). Celkově se lesní půdní fond v období v letech 1948 až 1991 v České republice zvětšil přibližně o 9 % půdní výměry, celkově tedy o 222 000 hektarů. Například v Přírodní lesní oblasti 26 – Předhoří

Orlických hor se výměra lesní půdy v letech 1945 až 1990 zvýšila o 1724 hektarů (Špulák, 2006; Vacek et al., 2009).

V padesátých letech 20. století docházelo také k významné výsadbě větrolamů. Tyto pásy dřevin, které sloužily zejména k ochraně proti větrné erozi, byly vysazovány ponejvíce na jihu Moravy. Nejrozsáhlejší ucelená síť větrolamů vznikla v 50. letech 20. století jižně od Brna. Od vysazování větrolamů v širokých víceřadých pásech se pozvolna upustilo. Později byly vysazovány dnes běžné jedno až dvouřadé liniové výsadby, nejčastěji složené z kultivarů topolu černého. Tyto výsadby jsou dominantou zemědělské krajiny až do dnešních dob (Tichá, 2006). V průběhu 50. a 60. let 20. století bylo ročně zalesňováno na zemědělských půdách pravidelně 5 až 6,5 tisíc hektarů (Vacek et al., 2009). Později se zalesňování omezilo pouze na nejnnutnější případy, které činily většinou do 1 tisíce hektarů ročně. V 70. letech minulého století se zalesňovaly zejména v pohraničí takzvané rezervní zemědělské fondy. Na těchto půdách byly nejčastěji zakládány monokultury jehličnatých dřevin (Topka, 2003).

K dalšímu výraznému nárůstu zalesňování nelesních půd došlo na počátku 90. let 20. století v důsledku transformace zemědělského hospodaření. Jedním z hlavních důvodů nárůstu zalesňování byly dotační pobídky. Nejspíše proto bylo mezi roky 1994 až 2005 zalesněno celkem 8085 hektarů zemědělských pozemků. Nejvýznamněji se v těchto letech zalesňovalo v roce 2002, kdy zalesněná plocha dosáhla výměry 1203 hektarů. V roce 2005 to bylo pouze 678 ha (Vacek et al., 2009).

3.5. Současný trend vývoje lesních ploch na území Evropské unie

V zemích Střední Evropy došlo k největšímu rozmachu zalesňování opuštěné zemědělské půdy, ať už z důvodu cíleného zalesňování nebo ponechání půdy spontánní sukcesi, po druhé světové válce. Značný nárůst výměry lesní půdy byl patrný v postkomunistických zemích střední a východní Evropy (Kolecka et al., 2017), a to zejména na Slovensku (Bezák & Mitchley, 2014; Špulerová et al., 2017), v Polsku (Kolecka et al., 2017; Orczewska & Fernes, 2011; Szwagrzyk, 2004), v Rumunsku (Müller et al., 2013), na Ukrajině (Baumann et al., 2011) a v České republice (Kotecký, 2015; Špulák & Kacálek, 2011).

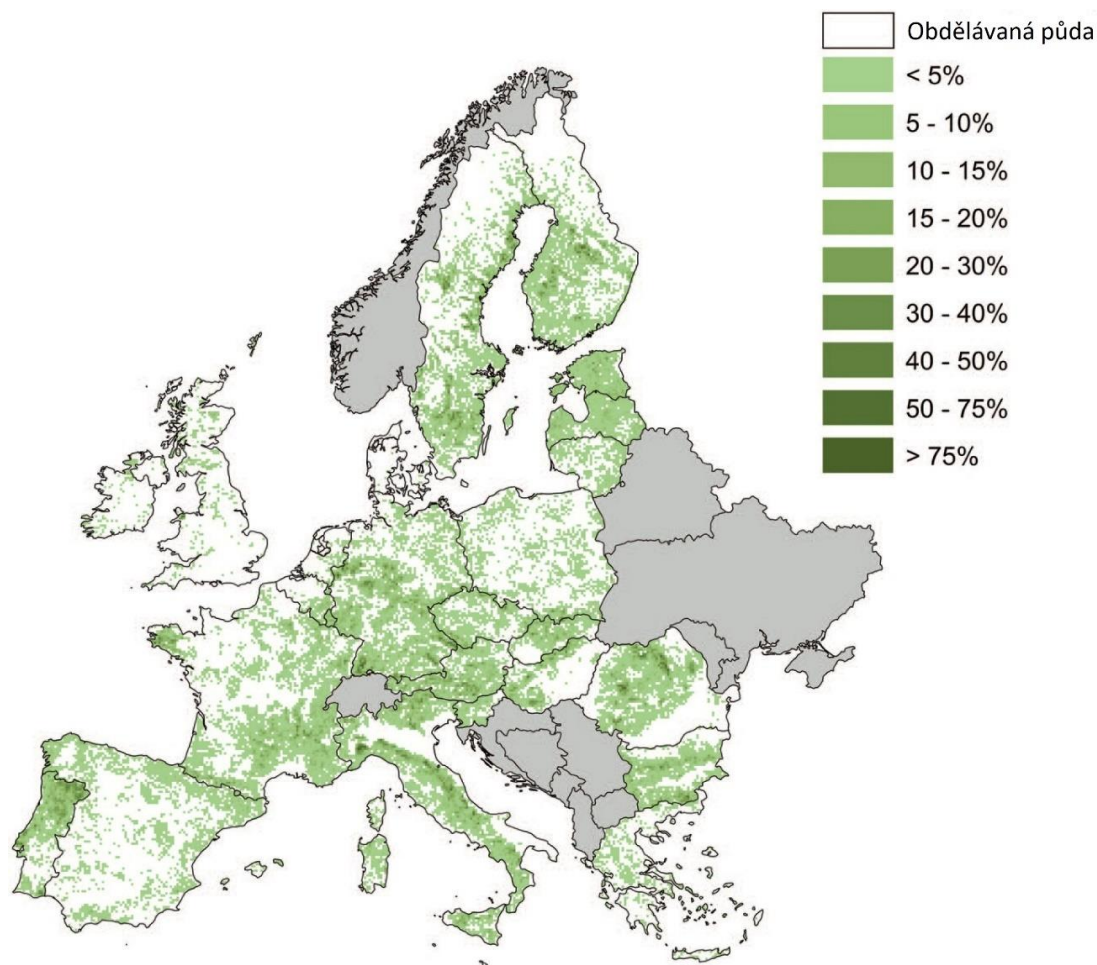
Nárůst zalesňování bývalé zemědělské půdy v důsledku sociálně-ekonomické přeměny venkovských oblastí v Evropské unii pokračuje i v posledních letech. V průběhu let 1995 až 2015 došlo k zalesnění 12,9 milionu hektarů opuštěné zemědělské půdy. Z této výměry bylo přibližně 1,5 milionu hektarů zalesněno úmyslně (Forest Europe, 2015). Konkrétní změny ve vývoji rozlohy lesní půdy v jednotlivých státech Evropské unie uvádí Tab. 1. Z tabulky je patrný největší nárůst zalesnění v Irsku. V průběhu zmiňovaných 25 let zde došlo ke zvýšení výměry lesa o 55,8 % (Eurostat, 2019). To je možné jednoznačně vysvětlit nízkým procentem předchozího zalesnění irského ostrova. Na začátku 20. století zabíraly lesy pouze 1 % celkového povrchu Irska, na druhé straně pastviny se rozkládaly na 58 % ostrova (Rafique et al., 2011; Wellock et al., 2014). Rychlý nárůst zalesnění byl v minulých letech podpořen finančními pobídkami ze strany vlády. Nedávný rozmach zalesňování nelesních půd ilustruje věkové složení porostů, 63 % lesních porostů je mladších než 20 let (Wellock et al., 2014). Další zemí, u které byl zjištěn druhý nejvyšší nárůst výměry lesa, je Itálie. Zde se zvýšila lesní plocha v posledních 25 letech o 21,8 % (Eurostat, 2019). Tento nárůst byl způsoben postupnou sukcesí opuštěných horských pastvin jižní části Alp (Thuille et al., 2000).

Tab. 1: Vývoj rozlohy lesa v jednotlivých členských státech Evropské unie v letech 1990 až 2015 (v tis. ha); (Eurostat, 2019).

Země	rok					Nárůst lesní plochy (v %)
	1 990	2 000	2 005	2 010	2 015	
Belgie	698,1	694,4	704,2	714	719,1	3,0
Bulharsko	3 457,00	3 480,00	3 677,00	3 761,00	3 845,00	11,2
Česká republika	2 629,42	2 637,29	2 647,42	2 657,38	2 667,41	1,4
Dánsko	679,25	721,45	599,3	634,08	657,69	-3,2
Německo	11 300,00	11 354,00	11 384,00	11 409,00	11 419,00	1,1
Estonsko	2 402,13	2 450,31	2 465,04	2 452,96	2 455,51	2,2
Irsko	514,36	684,44	744,46	772,86	801,24	55,8
Řecko	6 511,00	6 525,00	6 532,00	6 539,00	6 539,00	0,4
Španělsko	25 806,22	27 336,96	27 540,76	27 525,38	27 626,65	7,1
Francie	16 474,00	17 093,00	16 748,00	17 163,00	17 579,00	6,7
Chorvatsko	2 127,00	2 300,00	2 387,00	2 474,00	2 491,00	17,1
Itálie	9 123,00	10 019,00	10 467,00	10 789,00	11 110,00	21,8
Kypr	356,11	385,47	386,72	386,13	386,19	8,4
Lotyšsko	3 288,00	3 364,00	3 415,00	3 467,00	3 468,00	5,5
Litva	2 025,00	2 103,00	2 194,00	2 254,00	2 284,00	12,8
Lucembursko	88,6	88,15	88,15	88,2	88,2	-0,5
Maďarsko	1 801,00	1 907,00	1 983,00	2 046,39	2 190,43	21,6
Malta	0	0	0	0,35	0,35	/
Nizozemsko	345	360	365	373,48	376	9,0
Rakousko	3 894,00	3 955,00	3 978,00	4 000,00	4 022,00	3,3
Polsko	8 881,00	9 059,00	9 200,00	9 329,00	9 435,00	6,2
Portugalsko	4 527,47	4 560,61	4 577,18	4 742,20	4 907,21	8,4
Rumunsko	6 685,00	6 600,00	6 743,00	6 919,00	6 951,00	4,0
Slovinsko	1 229,00	1 271,00	1 272,00	1 272,00	1 271,00	3,4
Slovensko	1 921,70	1 921,40	1 931,60	1 938,90	1 940,00	1,0
Finsko	22 823,23	23 282,51	23 300,00	23 019,00	23 019,00	0,9
Švédsko	30 607,00	30 707,00	30 762,00	30 505,00	30 505,00	-0,3
Spojené království	2 798,00	2 974,00	3 041,00	3 079,00	3 164,00	13,1
Evropská unie – celkem 28 zemí	172 992	177 834	179 133	180 311	181 918	5,2

3.6. Předpokládaný budoucí vývoj výměry lesa v Evropě a v České republice

Celosvětově je dle dostupných údajů k cílenému zalesnění nebo pro založení plantáží rychle rostoucích dřevin uvažováno 385 až 472 milionů hektarů opuštěné zemědělské půdy (Campbell et al., 2008; FAO, 2008). Na území Evropy je k dalšímu zalesnění nelesních půd určeno 12 – 16 milionů hektarů vyjmutých ze zemědělské produkce (Campbell et al., 2008). Rozmístění půd vhodných pro znovuzalesnění je patrné z níže uvedené mapy (Obr. 4.). Vyznačená území vyobrazují zemědělskou půdu, která byla v roce 2000 zemědělsky využívána, ale u které je předpoklad zarůstání sukcesí či zalesnění do roku 2030 podle modelu předpokládaných změn využití půdy v důsledku snižování početnosti venkovského obyvatelstva (Navarro & Pereira, 2015; Verburg & Overmars, 2009).



Obr. 4. Rozmístění opuštěné a znovuzalesněné půdy na území Evropy. Procento půdy vhodné k zalesnění je zobrazeno na čtvercové síti, výměra jednoho čtverce činí 100 km² (Navarro & Pereira, 2015).

Půda vhodná pro zalesnění se nachází také v České republice. Někteří autoři (Podrázský et al., 2011) uvádějí rozpětí výměry půdy vhodné pro zalesnění v rozmezí od 50 000 – 500 000 hektarů. Konkrétnější údaje hovoří o 350 000 ha nevyužité půdy, která by měla být vyjmuta ze zemědělského fondu a zalesněna (Jarský & Pulkrab, 2013). Poslední dostupné údaje uvažují o rozloze půd vhodných pro zalesnění na území České republiky v rozsahu 813 000 až 1 820 000 ha. Popisovaný široký rozsah je přímo závislý na uvažovaných podmínkách a vybraných kritériích půd určených pro zalesnění (Vopravil et al., 2015). Změny ve využití půdy jsou proto pozorovány a intenzivně diskutovány v posledních desetiletích na území celé Evropy (European Communities, 2003). Předpokládán je další nárůst lesa v horských oblastech, např. v polských Karpatech dojde pravděpodobně ke zvýšení výměry lesa ze současných 47 % v roce 2013 na očekávaných 52 % v letech 2030 – 2040 (Kolecka et al., 2017).

3.7. Specifika zalesňování zemědělské půdy

V porovnání se standardní lesní půdou má zalesněná zemědělská půda a porosty, které byly na zemědělské půdě založeny (zejména první generace lesa), značná specifika. Dříve provedené výzkumy efektu zalesňování zemědělské půdy se zaměřovaly zejména na půdní chemismus, tvorbu nadložního humusu a produkci (rychlý růst) nově založených porostů, případně na snížení půdní eroze (Hagen-Thorn et al., 2004; Houet et al., 2017; Kacálek et al., 2011; Podrázský et al., 2011; von Oheimb et al., 2008). Další hledisko nárůstu výměry lesů v Evropě (Eurostat, 2019) popisuje zejména v posledních letech změny zásoby uhlíku v půdě, tyto změny jsou velmi silně ovlivněny právě využíváním půdy (Olofsson et al. 2011; Kuemmerle et al. 2015; Kaplan et al. 2017).

3.7.1. Změna půdních podmínek na zalesněné zemědělské půdě

Nejvýraznějším faktorem, který odlišuje zemědělskou půdu od trvalých lesních půd, je absence vrstvy nadložního humusu (Torreano, 2004). Nadložní humus se začíná tvořit zejména opadem a následným pozvolným rozkladem a transformací listové biomasy ať již po umělém zalesnění půdy nebo ve fázi přirozené sukcese (Green et al., 1993; Kacálek et al., 2007; Kacálek & Bartoš, 2002; Torreano, 2004). Dalším odlišným prvkem je vrstva orničního horizontu na zemědělské půdě, který přetrvává značnou

dobu po zalesnění (Kacálek et al., 2011). Proces antropogenně podmíněné změny půdních poměrů je značně dlouhodobý a komplikovaný. Sušina nadložního humusu je akumulována v humusových horizontech L, F a H, její hodnoty dosahují desítek až stovek tun na hektar (Kacálek et al., 2010; Menšík et al., 2009a; Torreano, 2004). Akumulace nadložního humusu je mnohem výraznější v porostech jehličnatých dřevin, u kterých dochází k pozvolnější transformaci opadu (Berger & Berger, 2012; Hatlapatková et al., 2006; Podrázský et al., 2009).

Další změny jsou patrné z hlediska charakteristiky půdního chemismu. Porosty lesních dřevin jeví obecně tendenci vyšší půdní kyselosti, pH hodnota je převážně kyselá ($\text{pH} < 7$). To je podmíněno vysokou akumulací živin v nadzemní biomase a obecně kyselejším opadem ve srovnání s travními porosty. Vlivem odlišného množství nadložního humusu na zalesněných zemědělských půdách jsou změny dokumentovány právě ve svrchních půdních horizontech (Hagen-Thorn et al., 2004; Kacálek et al., 2007). Rozdíly mezi půdní kyselostí jsou přímo závislé na druhu dřeviny, která byla na zalesněné zemědělské půdě vysazena (Hagen-Thorn et al., 2004). V četných výzkumných pracích byl dokumentován signifikantní pokles půdního pH v případě zalesnění bývalých zemědělských půd jehličnatými dřevinami, zejména smrkem ztepilým (Hagen-Thorn et al., 2004; Kanerva & Smolander, 2007; V Podrázský & Remeš, 2010; Vacek et al., 2009). Zároveň byly zjištěny významně nižší hodnoty pH ve starších porostech v porovnání s porosty nižšího stáří (Kacálek et al., 2007).

3.7.2. Sekvestrace uhlíku v nadložním humusu a v dendromase porostů založených na nelesních půdách

Výrazným přínosem ekosystémových funkcí lesních porostů na zalesněné zemědělské půdě, které získávají stále více na důležitosti, je akumulace uhlíku. Sekvestrace uhlíku je obecně ovlivněna využitím půdy (Fujisaki et al., 2015; Wiesmeier et al., 2013). Z globálního hlediska představují lesní ekosystémy jedno z nejvýznamnějších úložišť tohoto prvku. Sekvestrace uhlíku je zároveň politickým tématem s globálním přesahem, které je zakotveno v mezinárodních dohodách, jako je Rámcová úmluva OSN o změně klimatu, nebo Kjótský protokol (Cienciala et al., 2008; Grüneberg et al., 2014; Lugato & Berti, 2008). Po zalesnění nelesních půd dochází k navyšování vázaného uhlíku, a tedy ke snížení koncentrace tohoto plynu v atmosféře (Ahmed et al., 2016; Grüneberg et al., 2014; Pukkala, 2014; Vanguelova et al., 2013).

K akumulaci uhlíku dochází prostřednictvím fotosyntézy. Během tohoto procesu se uhlík částečně opět uvolňuje do atmosféry. Jeho část je však vázána v dřevní hmotě stromů a v nadložním humusu, který vzniká opadem asimilačních orgánů (Post & Kwon, 2000). Zalesňování nelesních půd tedy slouží nejenom k obnově degradovaných stanovišť. V celosvětovém měřítku je možné zalesňování považovat za mitigační proces, jehož dalším efektem je zvyšování zásob akumulovaného uhlíku (Fataei et al., 2018), jehož velmi významná část je vázána v lesní půdě (Fujisaki et al., 2015; Holubík et al., 2014). Celosvětově je přibližně 75 % terestrického uhlíku vázáno v půdách, z této hodnoty je 40 % akumulováno v lesních půdách (Paul et al., 2002). Z celkového objemu uhlíku vázaného v lesních ekosystémech je v lesní půdě přibližně obsaženo 30 až 50 % (Grüneberg et al., 2014; Paul et al., 2002; Wiesmeier et al., 2013).

Množství a rozložení akumulovaného uhlíku v půdním profilu je do značné míry závislé na jednotlivých druzích lesních dřevin (Andivia et al., 2016; Augusto et al., 2015), stejně tak, jako množství nadložního humusu, ve kterém je uhlík vázán (Berger & Berger, 2012; Podrázský et al., 2009). Jehličnaté dřeviny akumulují více nadložního humusu (Grüneberg et al., 2014; Schulp et al., 2008), což se následně projevuje také vyššími hodnotami sekvestrovaného uhlíku (Kupka et al., 2013; Podrázský & Remeš, 2010). V krátkém časovém úseku po zalesnění nelesních půd dochází nejdříve k pozvolnému snížení zásoby uhlíku v půdě, který je vázán v travinném drnu. Tento pokles je následován pozvolným nárůstem akumulovaného uhlíku v nadložním humusu, jež se formuje již v mladých porostech, další množství je poutáno nově vznikajícími organominerálními horizonty (horizonty Ah) (Kacálek et al., 2011).

3.7.3. Produkce dřevní hmoty porostů založených na nelesních půdách

Zalesněné zemědělské půdy jsou charakterizovány vyšším obsahem přístupných živin, které umožňují vyšší tloušťkový i výškový přírůst v porovnání s lesními porosty rostoucími na trvalých lesních půdách. Zvýšené růstové parametry lze pozorovat již v raných fázích růstu (Bartoš & Kacálek, 2011; Callesen et al., 2006). Nárůst produkce dřevní hmoty je možné ilustrovat např. na modřínovém porostu, který dosahoval již v 8 letech po výsadbě zásobu $47 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$. Zároveň byla v rámci prvního výchovného zásahu zjištěna průměrná hmotnatost vytěžených kmenů $0,027 \text{ m}^3$. Po osmi letech růstu výsadeb na bývalé louce nabízí již tyto porosty dřevní hmotu, kterou lze využít jako palivo (Bartoš & Kacálek, 2011).

Výrazně nadprůměrná produkce byla v České republice potvrzena také u smrku ztepilého (Bartoš et al., 2006; Podrázský et al., 2011). Rozlehlé smrkové porosty, které byly z velké části vysázeny v rámci rozsáhlých zalesňovacích prací po druhé světové válce (Vacek et al., 2009) se nyní blíží k mýtní zralosti. Proto je nanejvýše důležité vyhodnotit nejenom jejich produkci, ale také stabilitu, která je u těchto porostů zhoršena nejenom z důvodu zvýšené produkce (Hagen-Thorn et al., 2004; Podrázský et al., 2011). Smrkové a borové porosty rostoucí na nelesních půdách jsou ovlivněny negativním projevem signifikantního zvýšení výskytu houbových patogenů (Sierota, 2013). Hniloby jsou způsobeny zejména kořenovníkem vrstevnatým (*Heterobasidion annosum* [Fr.] Bref.), případně pevníkem krvavějícím (*Stereum sanguinolentum* [Alb. et Schwein.] Fr.) zejména v první generaci lesa zalesněného na nelesních půdách (Půlpán, 2001; Sierota, 2013). Poškození stromů napadených kořenovými hnilobami bylo zjištěno již ve věku 30 let, rozsah poškození se stářím porostů narůstá. Nárůst a rozšíření infekce kmene hnilobami může být způsoben také poškozením borky loupáním nebo ohryzem spárkatou zvěří (Schweingruber et al., 1990; Verheyden et al., 2006) Doposud však nebylo uspokojivě vysvětleno, do jaké míry je hniloba kmene způsobena charakterem půdních podmínek, a do jaké míry může být napadení kmene hnilobami vyvoláno předchozím poškozením způsobeným spárkatou zvěří.

3.8. Záměry a přínosy zalesnění

Významnou podmínkou pro uskutečnění zalesnění je v podmínkách České republiky převod pozemků ze zemědělského půdního fondu na pozemky určené k plnění funkcí lesa. Zalesnění nevyužité půdy by mělo obecně splnit dva širší cíle – zlepšení ekologického, ale i ekonomického současného a pravděpodobně nevyhovujícího stavu (Jarský & Pulkrab, 2013). Konkrétní cíle by měly respektovat záměry vlastníka. Nejde tedy pouze o tvorbu lesních porostů, ale také remízků, krajinářských či ekologicky opodstatněných skupin vysoké a nízké zeleně, zakládání lignikultur, zasakovacích pásů nebo větrolamů (Vacek et al., 2009).

Z ekologického pohledu dochází po zalesnění k zadržování srážek a celkovému zlepšení vodního režimu půd (Stoate et al., 2009; Vopravil et al., 2015). Zároveň se zalesňování jeví jako jeden z nejefektivnějších způsobů zmírnění rizika erozí na zemědělských půdách. Na vysoce ohrožených stanovištích může docházet k úbytku až 10 mm ornice ročně (Sorriso-Valvo et al., 1995), což činí v souhrnu ztrátu 100 až 150

t/ha⁻¹ ročně (Porto et al., 2009). Signifikantní snížení větrné eroze je možné snížit do značné míry liniovým zalesňováním zemědělské půdy v krajině v podobě větrolamů. Tyto mnohdy kombinované pásy stromů a křovin slouží jako velmi efektivní biologická opatření umožňující spolu s dalšími ekologickými benefity ochranu zemědělské půdy proti větrné erozi snížením rychlosti větru (Chendev et al., 2015; Ferreira, 2011; Řeháček et al., 2017).

Dopady výsadby lesních porostů v zemědělské krajině na biodiverzitu, zejména na hojnost a druhovou početnost savců a ptáků, nebyly prozatím dostatečně prostudovány. Reino et al., (2010) předpokládá v důsledku výsadby stromů zvýšení počtu predátorů (zejména ze třídy savců) polních ptáků hnízdících na zemi. Z tohoto hlediska se jeví jako vhodnější výsadba křovin remízů v otevřené zemědělské krajině. Obnova těchto stanovišť může výrazně zvýšit početnost druhů, jejichž únikové strategie jsou závislé na množství krytu v krajině (Stoate et al., 2009; Wittingham & Evans, 2004). Nízká intenzita využití zemědělské půdy a postupné zalesnění vytváří na druhé straně vhodné podmínky pro zvyšování početnosti populací velkých savců (Navarro & Pereira, 2015). Zároveň jsou tato území opětovně obsazována velkými šelmami. Stabilní populace velkých šelem se nacházejí ve východní části Evropy, rekolonizace území je pak v posledních letech zaznamenávána v oblastech Skandinávie, pohoří Alp, ale i mediteránu (Navarro & Pereira, 2015; Stoate et al., 2009).

Záměry zalesnění mnohdy reflektují ochranu různě devastovaných pozemků, u nichž je zalesnění jediným způsobem, jak danou lokalitu co nejrychleji stabilizovat. Jedná se o povrchové doly, pískovny, lomy, výsyvky, případně plochy ohrožené erozí (Vacek et al., 2009). V tomto případě je však nutné pečlivě volit odpovídající dřeviny (Kupka & Dimitrovský, 2011). Mezi území vhodná pro zalesnění a převod na lesní půdy patří opuštěné lokality v různém stupni sukcese, u kterých jde již pouze o legalizaci stávajícího stavu, o doplnění břehových porostů, případně o doposud obhospodařované zemědělské pozemky se zvýšeným stupněm eroze půdy (Vacek et al., 2009). Vhodně založené porosty na nelesních půdách se pak mohou stát významným krajinným prvkem (Stoate et al., 2009) či ostrovem zeleně v krajině s minimální lesnatostí (Vacek et al., 2009).

3.9. Zakládání porostů na nelesních půdách

Proces nového založení porostů na nelesních půdách má v porovnání s obnovou na lesní půdě značná specifika, a to zejména z pohledu odlišného terénu, který umožňuje využití lesnické mechanizace. Nezbytná je také důsledná ochrana vysazených kultur proti spárkaté zvěři.

3.9.1. Výsadba porostů

Zakládání porostů na nelesních půdách je do jisté míry specifické zejména z hlediska výsadby. Pro zalesňování zemědělských půd je možno použít oba základní způsoby obnovy lesa. Vysazování sazenic i sije mají své výhody i nevýhody, v případě zalesňování zemědělských půd však výrazně převládá sadba (Löf et al., 2004; Vacek et al., 2009).

Použití sije je možné realizovat několika způsoby. Mezi základní varianty patří plnosíje, tedy celoplošný výsev semen na ploše. Je využívána nejčastěji při zakládání porostů s přípravnými dřevinami. Nejvhodnější termín pro siji je v jarním období, kdy má semeno největší předpoklad k vyklíčení (Vacek et al., 2009). Běžnější způsob zakládání porostů na nelesních půdách je výsadba semenáčků či sazenic lesních dřevin. Velikost sadebního materiálu je závislá na výšce okolní buřeně. Nejběžnější jsou sazenice menších dimenzí, a to mezi 15 až 35 centimetry. Počty vysazovaných dřevin se liší podle regionální legislativy. Např. ve Švédsku je nejběžněji sázeno 2 500 až 5 000 sazenic listnatých dřevin na plochu jednoho hektaru (Löf et al., 2004). Obecně je cílem zalesňování nelesních půd, ať již siji či jamkovou sadbou, co nejrychleji dosáhnout stavu zajištěné kultury a následně stabilního a odolného lesního porostu (Mauer, 1996). Efektivního zalesnění je možné v případě nelesních půd dosáhnout s úspěchem pomocí mechanického zalesnění sazenic brázdovou sadbou zejména na lehčích půdách. Tato metoda je zvláště vhodná pro použití na nelesních půdách z důvodu absence překážek v terénu (Vacek et al., 2009). Dále je možné použít polomechanizovanou technologii motorového jamkovače, která je v porovnání s ruční výsadbou výkonnější (Baláš et al., 2016; Boja et al., 2013).

3.9.2. Ochrana a péče o založené porosty

Pro úspěšné zalesnění bývalé zemědělské půdy a následné odrůstání sazenic je nezbytné utlumení okolní buřeně (Löf & Welander, 2004; Navarro-Cerrillo et al., 2009; Vacek et al., 2009). Okolní vegetace na opuštěné zemědělské půdě velmi dobře prosperuje, a tudíž konkuruje výsadbám lesních dřevin o zdroje světla, vláhy a dostupných živin (Hytönen & Jylhä, 2008). Metody tlumení růstu plevelů a buřeně je možné rozdělit na mechanická opatření (kultivaci plevelů a sečení), chemická opatření (aplikace herbicidů) a vytvoření fyzické bariéry pomocí syntetických opatření či organických mulčů (Dubois et al., 2000; Navarro-Cerrillo et al., 2009). Tyto metody (zejména chemická likvidace) jsou efektivní, nicméně často mohou dopadat také na necílovou vegetaci, případně mohou na bývalých zemědělských půdách navýšit hodnoty půdní eroze (Navarro-Cerrillo et al., 2009). Na nelesních půdách je proto možné pro omezení buřeně aplikovat efektivní výsevy tzv. „živých mulčů“ zejména z čeledi bobovitých, které kryjí půdu, zamezují růstu buřeně a zlepšují půdní podmínky (Navarro-Cerrillo et al., 2005; Navarro-Cerrillo et al., 2005). V podmínkách České republiky se však nejběžněji provádí ožínání sazenic, jejich ošlapání, případně již zmiňovaná chemická likvidace buřeně, a to jednou až dvakrát ročně dle vyspělosti sazenic a jejich zastínění (Vacek et al., 2009).

V průběhu růstu porostu je nutné následně provádět výchovné zásahy. Na zemědělských půdách je upřednostňován zdravotní výběr. Intenzita zásahů je vyšší než na lesních půdách z důvodu vysokého přírůstu. Výchova by měla být celkově zaměřena zejména na budoucí kvalitu porostu s důrazem na zvyšování jeho stability (Vacek et al., 2009).

Dalším specifíkem nově založených lesních porostů na bývalé zemědělské půdě jsou škody působené zvěří. Poškození se objevuje v rozsáhlých komplexech lesa zalesněných v 50. letech 20. století (mnohdy čisté smrkové monokultury) v sudetském pohraničí České republiky. Nadměrné stavy spárkaté zvěře působí v těchto oblastech značné hospodářské škody doprovázené špatným zdravotním stavem a stabilitou porostů (Bartoš et al., 2007). Časté poškození zejména smrkových porostů bylo dokumentováno také v dalších oblastech České republiky (Podrázský et al., 2011).

Listnaté a smíšené porosty proto není prakticky možné z důvodu přemnožení jelení, sičí, mufloní a další spárkaté zvěře pěstovat bez ochranných opatření. Nejčastěji se vyskytují škody působené vytloukáním, loupáním, okusem a ohryzem lesních dřevin.

Loupáním jsou poškozovány stromy v růstové fázi mlazín až po slabou kmenovinu, tedy do té doby, než se na kmeni vytvoří hrubší borka (Vacek et al., 2009). Výsadby bývají proti vlivu zvěře chráněny zpravidla oplocením celé zalesněné plochy (Bartoš et al., 2015). Zalesněné zemědělské půdy jsou ve srovnání s lesními půdami poškozovány také mnohem častěji okusem působeným srnčí zvěří. Toto poškození se objevuje zejména ve výsadbách, které se nacházejí v otevřené zemědělské krajině. Proti okusu se používají ochranná opatření ve formě chemické ochrany s využitím repelentů (Topka, 2003), případně je možné celou plochu výsadeb chránit výše zmíněným oplocením (Bartoš et al., 2015). Nevýhodou oplocení, které ochraňuje celou plochu výsadby, je značná počáteční investice. Tato mechanická ochrana však zaručuje stoprocentní účinnost, pokud nedojde k jejímu poškození (Vacek et al., 2009). Problematiku poškození výsadeb spárkatou zvěří lze do jisté míry omezit výsadbou rychle rostoucích dřevin, jako je douglaska tisolistá nebo modřín opadavý, které možnému poškození okusem odrostou již 3 roky po zalesnění (Bartoš & Kacálek, 2011).

3.10. Dřeviny uplatňované v rámci zalesňování nelesních půd

Druhy dřevin, které jsou uplatňovány v rámci výsadeb lesních porostů na bývalých zemědělských či jiných nelesních půdách, se výrazně liší podle regionu a charakteru výsadby. V případě postupného zalesnění přirozenou sukcesí nejčastěji dominují dřeviny pionýrské strategie růstu, jako je bříza, osika, případně olše a další (Souček & Špulák, 2010).

Z hlediska cíleného založení porostů na nelesních půdách byl na většině zalesněného území v České republice vysazen smrk ztepilý (*Picea abies* (L.) Karst.) zejména z důvodu vysoké produkce a provozní snadnosti (Dušek & Slodičák, 2009). Smrk ztepilý byl s oblibou na zalesněné zemědělské půdě sázen také ve Finsku a v dalších zemích Evropy (Hytönen & Jylhä, 2008; Irbe et al., 2015; Johansson, 2014; Sierota, 2013). Z dalších dřevin byl častěji jako doplněk smrku, případně i v monokulturách vysazován modřín opadavý (*Larix decidua* Mill.). V menší míře byly pak bývalé zemědělské půdy zalesňovány olší lepkavou (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) či jasanem ztepilým (*Fraxinus excelsior* L.) (Bartoš & Kacálek, 2011; Vacek et al., 2009, 2016, 2018). Pro zalesnění nelesních půd byla mnohdy využívána také borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) a to zejména na stanovištích s menším množstvím dostupných živin. Tento typ chudých nelesních půd byl například v Polsku zalesněn monokulturami

borovicí lesní v celkovém rozsahu přibližně 700 000 ha (Sierota, 2013). Borovice je hojně vysazována na bývalé zemědělské půdě také ve Skandinávii (Hytönen et al., 2017). V případě snižování eroze jsou pak v jižní části Evropy vysazovány méně typické dřeviny jako např. eukalypty (Sorriso-Valvo et al., 1995).

3.11. Ekologické aspekty hlavních dřeviny uplatňovaných v rámci zalesňování nelesních půd

Ekologické aspekty a specifika dřevin uplatňovaných v rámci zalesňování nelesních půd v podmínkách České republiky jsou popsány pro dřeviny, které byly a stále jsou na těchto půdách nejčastěji vysazovány, případně v těchto podmínkách dochází k jejich opětovnému šíření sekundární sukcesí.

3.11.1. Smrk ztepilý (*Picea abies* (L.) Karst.)

Smrk ztepilý (*Picea abies* (L.) Karst.) je evropskou dřevinou s jedním z nejrozlehlejších areálů rozšíření, díky čemuž patří mezi dřeviny ekonomicky nejvýznamnější (Musil et al., 2002). V České republice rostly původní, přirozené klimaxové porosty v nadmořských výškách v rozmezí od 900 do 1250 m n. m. Optimální růstové podmínky se však nacházejí v nižších polohách v rozmezí 600 až 950 m n. m. (Úradníček et al., 2009). Smrk se řadí mezi polostinné až stinné dřeviny s vysokými nároky na půdní a vzdušnou vlhkost (Musil et al., 2002; Úradníček et al., 2009), vyhovují mu chladnější léta a srážky nad 700 mm ročně (Musil et al., 2002).

Smrk ztepilý byl na zalesněných zemědělských půdách hojně vysazován zejména v českém pohraničí v období po druhé světové válce (Vacek et al., 2009). Smrk se na tomto typu půd projevuje již výše zmiňovanou produkcí. Nadprůměrná produkce jehličnanů na bohatých stanovištích je však v kontrastu s kvalitou dřevní hmoty, která je zhoršena častým výskytem hnilob již od středního věku porostů (Allikmäe et al., 2017; Podrázský et al., 2011; Vacek et al., 2009). Ve smrkových monokulturách se následně zvyšuje riziko vývrátů a polomů, klesá vitalita porostů a snižuje se kvalita dřevní výtěže. Proto je vhodné tyto porosty obnovovat již v nižším věku a v případě nepasečných způsobů hospodaření snížit zásobu smrku postupným zdravotním výběrem. (Vacek, Simon, 2009). Při sníženém obmýtí lze smrk ztepilý v případě zalesňování zemědělské půdy zčásti považovat za vhodnou „přípravnou“ dřevinu, která

může vhodně splnit řadu funkcí pionýrské dřeviny (Bartoš et al., 2007). Přes uvedené výhrady (zejména hniloby a tím snížená stabilita porostů) zůstává smrk pro svoje cenné hospodářské vlastnosti základní dřevinou i pro zalesnění nelesních půd v polohách nad 600 m n. m. (Vacek et al., 2009).

3.11.2. Borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.)

Borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) je opět dřevina s velmi širokým areálem rozšíření, který pokrývá téměř celé území České republiky. Její růstové optimum se nachází na vodou středně zásobených, živinově poměrně bohatých půdách (Úradníček et al., 2009). V minulosti však byla vytlačena konkurenčně silnějšími dřevinami na místa extrémnějšího charakteru (Fér & Pokorný, 1993). Z hlediska ekologických nároků je borovice lesní výrazně světlomilnou dřevinou. Je adaptována na velmi široký rozsah klimatických podmínek s průměrným ročním úhrnem srážek v rozpětí od 200 do 1780 milimetrů. Přísun vody si je schopna oproti jiným dřevinám zajistit z větších hloubek. Úspěšně odrůstá na mělkých, chudých, sušších a písčitých až kamenitých půdách (Musil et al., 2002).

V případě zalesňování nelesních půd je u borovice důležité vybrat a pro výsadbu zvolit vhodný ekotyp. Bývalé zemědělské půdy jsou zpravidla živnější než půdy lesní a z tohoto důvodu hrozí při výběru nevhodného ekotypu vznik netvárného porostu. Borovice je na nelesních půdách zčásti napadána kořenovými hnilobami, zejména kořenovníkem vrstevnatým (*Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref.), podobně jako smrk ztepilý (Sierota, 2013). Borovice také trpí škodami způsobenými námrazou a sněhem, a proto je třeba dodržovat výběr náhorních ekotypů ve vyšších polohách. Další zvýšené riziko borových porostů založených na bývalých zemědělských půdách je spojeno s pečlivou výchovou zejména v mladém věku. Při založení kultury s menším počtem sazenic nebo při jejich následné vyšší mortalitě hrozí zhoršení kvality porostu vznikem netvárných kmenů s vysokou sukatostí (Vacek et al., 2009).

3.11.3. Modřín opadavý (*Larix decidua* Mill.)

Modřín opadavý (*Larix decidua* Mill.) je významnou dřevinou hor střední Evropy, jeho rozšíření zasahuje i do nižších poloh. Je to pionýrská dřevina, která se snadno zmlazuje na minerální půdě. V našich podmínkách je dostatečně odolný a stabilní. Má zvýšené nároky na půdní vlhkost a na její úživnost, dobře snáší drsné

klima (Musil et al., 2002). Jeho přirozený areál výskytu je na našem území poměrně malý, modřín se původně vyskytoval pouze v malé oblasti Sudet, přesněji v oblasti Jeseníků (Musil et al., 2002; Vacek et al., 2009). Dle paleoekologických poznatků je možné považovat modřín opadavý za původní složku přirozených lesů v České republice (Jankovská, 2007).

Modřín má značné nároky na světlo, a proto je v porostu nutné uvolňovat jeho korunu. Optimálně roste na živných a hlubších půdách, úspěšně ale odrůstá také na půdách skeletovitých a kyselých (Vacek et al., 2009). Nedostatečně kryje půdu, často je z tohoto důvodu pěstován se stínomilnými listnáči. Vyskytuje se jako příměs, přirozeně čisté porosty nevytváří (Fér & Pokorný, 1993). Monokultury modřínu jsou nevhodné, smíšení se doporučuje v řadách nebo v menších hloučcích. Jeho použití na bývalých zemědělských půdách se dobře hodí pro zpevnění okrajů porostů zvýšenou příměsí od návětrného kraje (Vacek et al., 2009). V dobře smíšených porostech představuje modřín významnou produkční složku už ve fázi prvního výchovného zásahu (Bartoš & Kacálek, 2011), což potvrzují i vysoké hodnoty průměrného ročního objemového přírůstu (Podrázský et al., 2011).

3.11.4. Buk lesní (*Fagus sylvatica* L.)

Buk je stinnou dřevinou s malými nároky na světlo. V oblasti svého přirozeného rozšíření je buk dřevinou nesnášenlivou se silnou konkurenční schopností, a proto často vytváří čisté a nesmíšené porosty, ze kterých vytlačuje např. smrk ztepilý (Fér, 1994). Velmi dobře roste na čerstvých, dobře provzdušněných humózních a minerálně obohacených půdách. Nesnáší zamokřené a uléhavé půdy, citlivý je také k suchu a pozdním mrazům (Musil & Möllerová, 2005). V našich podmínkách roste nejčastěji ve středních polohách ve všech kopcovitých až horských oblastech. Původní bučiny jsou dnes z větší části přeměněny na smrkové monokultury (Musil & Möllerová, 2005; Úradníček & Chmelař, 1998).

Ve vhodných nadmořských výškách (cca v rozmezí 400 – 900 m n. m.) lze buk, zejména při zalesnění živnějších zemědělských půd, považovat za hlavní dřevinu. Pro vypěstování kvalitního porostu je v případě zalesnění bukem důležité založit kulturu s dostatečným počtem jedinců (Vacek et al., 2009). Na zalesněné zemědělské půdě je v případě bukových výsadeb nutné v prvních letech po založení odstraňovat okolní

vegetaci a buřen, která je v porovnání s bukem konkurenčně silná a která tlumí iniciální růst výsadeb (Löf & Welander, 2004).

3.11.5. Dub letní (*Quercus robur* L.) a dub zimní (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.)

V České republice se v současnosti vyskytuje 9 druhů původních dubů, jejich rozlišení je však z pohledu lesnické praxe poměrně obtížné. Pro lesnický provoz je důležité rozlišovat zejména dub letní a dub zimní (Vacek et al., 2009). Dub letní je na našem území rozšířen převážně v nížinách v okolí velkých řek. Areál přirozeného výskytu dubu letního byl razantně zmenšen přeměnou lužních lesů na úrodná pole (Musil & Möllerová, 2005). Jednotlivé duby letní jsou využívány také jako významné krajinné prvky ve formě alejí či soliterních výsadeb (Úradníček & Chmelař, 1998). V porovnání s dubem zimním je dub letní náročnější na světlo, živiny a vláhu. Z důvodu cíleného zalesňování méně úrodných a opuštěných půd v podhůří proto není dub letní v rámci výsadeb na nelesních půdách tolik využíván. Uplatnění však najde zejména na vodou ovlivněných půdách (Vacek et al., 2009).

V rámci zalesňování zemědělské půdy je tedy častěji vysazován dub zimní. Tento druh dubu má celkově oproti dubu letnímu odlišné nároky. Na rozdíl od dubu letního nesnáší záplavy a mokré a oglejené půdy (Úradníček & Chmelař, 1998). Odrůstá na vysýchavých, chudých a kamenitých půdách, má nižší nároky na světlo a méně trpí na pozdní mrazy (Vacek et al., 2009). V případě postupného zarůstání opuštěné zemědělské půdy sekundární sukcesí kolonizují duby krajinu v porovnání s pionýrskými dřevinami (bříza, borovice) velmi pozvolna. Semena jsou na větší vzdálenosti rozšiřována ptáky, a proto nedochází k masivnímu zmlazení v širším okolí dubových porostů (Sheffer, 2012). Úmyslné zalesnění na bývalých zemědělských půdách duby je v prvních letech po výsadbě nutné ochraňovat proti vlivu buřeně (Valkonen, 2008), stejně tak, jako výše zmíněné bukové výsadby (Löf & Welander, 2004). Jednoznačnou nevýhodou založení dubových porostů jsou v porovnání s ostatními (zejména jehličnatými) dřevinami vysoké finanční náklady z důvodu vysokého počtu sazenic a relativně drahého sadebního materiálu (Valkonen, 2008).

3.11.6. Javor klen (*Acer pseudoplatanus* L.)

Javor klen (*Acer pseudoplatanus* L.) je rychle rostoucí listnatá dřevina rozšířená zejména ve Střední Evropě (Úradníček et al., 2001). Rozšíření javoru kleny zasahuje od nížin až do okrajových partií hor v nadmořských výškách kolem 600 až 900 m n. m. (Musil & Möllerová, 2005), jako příměs smrčín proniká do horských oblastí až do výše 1200 m n. m. (Vacek et al., 2009). Je to polostinná dřevina, která v mládí snáší značný zástín, později javoru nevádí ani plné osvětlení. Klen má vysoké nároky na vzdušnou i půdní vlhkost. Vyhovují mu živné půdy dobře zásobené humusem. Nesnáší záplavy a je citlivý k zimním mrazům (Musil & Möllerová, 2005). Často se vyskytuje v blízkosti toků ovlivněných proudící okysličenou vodou a v okolí pramenišť. Pro zalesňování na živných zemědělských půdách je jeho použití vhodné. Nedoporučuje se však výsadba velkých, nesmíšených skupin (Vacek et al., 2009). Na bývalých zemědělských půdách (zejména v oblasti Sudet) dokáže dobře plnit produkční, a tedy i ekonomickou funkci. Limitujícím faktorem odrůstání přirozené obnovy a většího rozšíření javoru kleny je pak okus působený zejména spárkatou zvěří (Vacek et al., 2018).

3.11.7. Olše lepkavá (*Alnus glutinosa* L. Gaertn.)

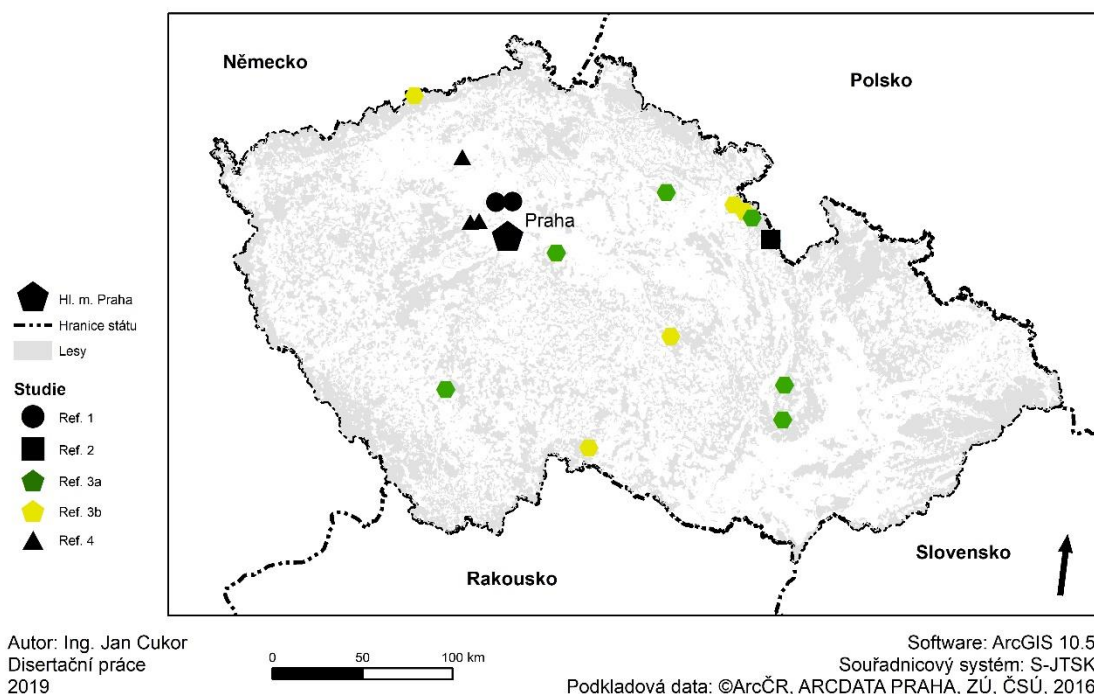
Olše lepkavá (*Alnus glutinosa* L. Gaertn.) se vyskytuje od nížin až po nadmořské výšky do 900 m n. m. Je to světlomilná dřevina, která prospívá na humózních a provzdušněných půdách. Dobře snáší i stagnující vodu a záplavy (Musil & Möllerová, 2005). Hlavní dřevinou bývá na podmáčených a lužních půdách 1. až 3. lesního vegetačního stupně. Její zastoupení zde může činit až 80 % s příměsí dalších druhů dřevin dle charakteru stanoviště, příměs tvoří například smrk, osika, bříza pýřitá nebo vrby (Vacek et al., 2009). Je to cenná dřevina a ve vhodných podmínkách plní dobře i produkční funkci, její tloušťkový přírůst kulminuje přibližně již ve 20 letech v závislosti na stanovišti (Vacek et al., 2016). Olše lepkavá je na výše uvedených stanovištích pokládána za cennou dřevinu. Lze ji považovat také za vhodnou dřevinu pro zalesnění nelesních půd ovlivněných vodou (Vacek et al., 2009).

4. Metodika

4.1. Obecná charakteristika zájmového území

Charakteristiku zájmového území je možné rozdělit podle tematických okruhů, které byly v rámci disertační práce zpracovány. První část je věnována odrůstání výsadeb založených na zemědělské půdě v oblasti Polabí. Druhá část disertační práce je zaměřena na vyhodnocení struktury a produkce smrkových porostů středního věku v oblasti Orlických hor. Třetí, tematicky oddělená část, je pak věnována zejména mimoprodukčním funkcím. V této části je hodnocena akumulace uhlíku v nadložním humusu výsadeb založených na zemědělské půdě formou syntézy poznatků již publikovaných prací. Zároveň je zde zpracována a vyhodnocena problematika řadových výsadeb (větrolamů), které jsou vysazovány v otevřené zemědělské krajině za účelem snížení eroze půdy působené větrem.

ROZMÍSTĚNÍ POKUSNÝCH PLOCH PRO POPISOVANÉ STUDIE V RÁMCI ČR



Obr. 5. Souhrnná mapa zákresu jednotlivých TVP zahrnutých do disertační práce rozdělená podle tematických okruhů.

Poznámka: Ref. 1 = odrůstání výsadeb na zalesněné zem. půdě; Ref. 2 = charakteristiky smrkových porostů rostoucích na zem. půdě; Ref. 3a = Sekvestrace uhlíku v nadložním humusu – trvale lesní půdy; Ref. 3b = Sekvestrace uhlíku v nadložním humusu – zalesněná zemědělská půda; Ref. 4 = hodnocení efektivity větrolamů.

4.2. Hodnocení odrůstání výsadeb založených na zemědělské půdě

Hodnocení růstu a mortality výsadeb bylo realizováno v oblasti Polabí ve dvou zájmových lokalitách. Výsadby byly založeny na lokalitách s nízkým srážkovým úhrnem a vysokou průměrnou teplotou. Pro úspěšné odrůstání a mortalitu zde byl testován organominerální sediment alginit, který byl přidáván ke kořenovému systému jednotlivých zasazených sazenic.

4.2.1. Charakteristika zájmového území - Polabí

Odrůstání výsadeb na nelesních půdách bylo hodnoceno na zalesněné zemědělské půdě poblíž obce Hovorčovice severně od Prahy. Tato oblast spadá z pohledu zařazení dle Oblastních plánů rozvoje lesa do Přírodní lesní oblasti č. 17 Polabí. Přírodní lesní oblast je charakteristická nízkou celkovou mírou lesnatosti. Lesní porosty se rozkládají na ploše 102 481 ha půdy, což odpovídá lesnatosti na 14 % celkové rozlohy oblasti. Z hlediska geomorfologie území spadá do typu nížinných oblastí s úvaly a kotlinami v okolí řeky Labe a jeho přítoků (ÚHUL, 2001).

Klimaticky je oblast charakterizována suchým a teplým klimatem v letních měsících a chladnou, suchou zimou. Průměrná délka vegetačního období zde činí 168 dní (Köppen, 1936; ÚHUL, 2001). Hodnocené výsadby byly založeny na zemědělské půdě na suchých stanovištích. Průměrná teplota v zde činí 8–9 °C, průměrný srážkový úhrn přibližně 500 až 600 mm ročně. Vysoké teploty a nízké úhrny srážek ve vegetační sezóně zde patří mezi limitující faktory úspěšného odrůstání založených výsadeb (Tužinský et al., 2015).

Vyhodnocení růstu, mortality a nutričního obsahu živin v asimilačním aparátu dřevin bylo hodnoceno v lokalitě „U Lomu“ (GPS: N 50°13.95'; E 14° 25.58') a v lokalitě „U Hnojště“ (GPS: N 50° 14.40'; E 14° 28.12') severovýchodně od obce Hovorčovice. Půdní typ byl v lokalitě „U Lomu“ určen jako modální kambizem. Půdy jsou zde středně hluboké až hluboké s dobrou sorpční schopností. V případě lokality „U Hnojště“ byl na základě půdních analýz určen půdní typ jako černozem s hloubkou profilu v rozmezí od 30 do 70 cm. Profil byl hodnocen jako degradovaný se ztrátami svrchní části horizontu Am.

4.2.2. Založení a uspořádání pokusu

Design pokusu a založení výsadeb bylo na obou vybraných lokalitách z části odlišné. Porosty v lokalitě „U Lomu“ byly založeny na výměře 14 400 m². Celková plocha výsadeb se skládala ze 36 plošek o velikosti 20 × 20 m (400 m²). Vybrané lesní dřeviny byly na jaře 2013 vysazeny do předem připravených jamek zhotovených motorovým jamkovačem STIHL (Baláš et al., 2016) ve sponu 1 × 1 m (400 sazenic na plošku). Celková plocha výsadeb byla oplocena standardně používaným lesnickým pletivem. V průběhu pokusu nebyla na ploše vyžínána ani jinak chemicky potlačována buřeň a další vegetace. V rámci výsadby byly vysazeny následující dřeviny: borovice lesní (*Pinus sylvestris*), směs listnatých dřevin tvořená dubem letním (*Quercus robur*), dubem červeným (*Quercus rubra*) a javorem mléčím (*Acer platanoides*) vysazená v řadovém smíšení. Plocha „U Lomu“ byla dále z části zalesněna douglaskou tisolistou (*Pseudotsuga menziesii*) v širším sponu 1 × 2 m (200 sazenic na plošku). Stáří sazenic borovice lesní a douglasky tisolisté činilo 2 roky, sazenice listnatých dřevin byly staré 3 roky. Dřeviny byly vysazovány v systému varianty A bez přidaného alginitu (kontrolní varianta), varianty B, kde bylo ke každé sazenici na plošce přidáno 0,5 kg alginitu a varianty C, v rámci této varianty byl každý vysazený stromek podpořen přidáním 1,5 kg alginitu. Použitý hydroabsorbent měl následující obsah prvků: Ca 15 528 mg/kg, Mg 1 841 mg/kg, P 42,9 mg/kg, K 196 mg/kg. Celkový obsah dusíku pak činil přibližně 0,207 %. Všechny tři popsané varianty přidaného alginitu byly založeny na plochách s borovicí, douglaskou a směsí listnatých dřevin ve 4 variantách opakování.

Výměra výsadby v lokalitě „U Hnojiště“ činila 9 600 m² a byla rozdělena celkem na 23 plošek o velikosti 20 × 20 m, a dále na 4 plošky o velikosti 10 × 10 m. Všechny plošky byly zalesněny na jaře 2013 motorovým jamkovačem ve sponu 1 × 1 m, podobně jako na výše zmíněné lokalitě. V tomto případě byly pro výsadbu použity následující dřeviny: borovice lesní, dub letní a řadové smíšení dubu letního, dubu červeného a javoru mléče. I zde byly sazenice sázeny podle tří variant, a to bez přidaného alginitu (kontrolní varianta A), s přidáním 0,5 kg alginitu (varianta B) a s přidáním 1,5 kg alginitu (varianta C). Hydroabsorbent byl v obou případech přidáván do jamky a promísen s půdou, aplikace alginitu byla realizována přímo ke kořenům sazenic. Chemické složení alginitu bylo stejné jako v lokalitě „U Lomu“.

4.2.3 Sběr dat

Výšky odrůstajících výsadeb byly měřeny na podzim (po vegetační sezóně) v letech 2013, 2014 a 2015 s přesností na milimetry pomocí měřicí latě. Pro každou dřevinu na jednotlivé variantě byl následně vypočten průměrný roční výškový přírůst. Zároveň byla každoročně zaznamenávána mortalita sazenic. V roce 2015 byly na obou lokalitách odebrány vzorky asimilačního aparátu. Na každé ploše bylo na základě náhodného výběru odebráno celkem 50 listů (odebráno v srpnu 2015), případně jehlic (odebráno začátkem října 2015).

4.2.4. Analýza dat

Analýzy asimilačního aparátu byly provedeny v laboratoři Tomáš, která sídlí ve VÚLHM Opočno podle standardní metodiky (Zbiral, 2001). Cílem analýzy bylo stanovení koncentrace makroprvků (N, P, K, Ca, Mg) v sušině asimilačního aparátu vysazených dřevin. Zjištěná koncentrace byla následně porovnána s limitními hodnotami prvků podle Bergmanna (1993).

Hodnocení výškového přírůstu bylo provedeno na základě srovnání jednotlivých variant pomocí softwaru Statistica 12 (StatSoft, Tulsa). Mnohonásobné porovnání bylo provedeno Kruskal-Wallis testem z důvodu nesplnění podmínek normálního rozdělení dat. Mortalita dřevin v závislosti na aplikaci alginitu byla hodnocena metodou vícenásobného porovnání p hodnoty binomického rozdělení (Anděl, 1998). Výsledky mortality jsou prezentovány v homogenních skupinách. Formulované hypotézy byly testovány na 5 % hladině významnosti ($\alpha=0,05$). Z důvodu odstranění okrajového efektu potenciačního vlivu sousední plošky s odlišnou variantou aplikace alginitu byly okrajové řady výsadeb čtvercového designu odstraněny. Z celkového počtu 400 ks sazenic na ploše (v případě douglasky 200 ks) bylo odstraněno 76 sazenic (respektive 36 v případě douglasky a čtyřech plošek o velikosti 10×10 m v lokalitě „U Hnojště“). Pro vyhodnocení vztahů mezi počtem sazenic, výškou, obsahem nutričních hodnot v asimilačním aparátu, druhem dřeviny, smíšením a variantami přidaného alginitu byla použita analýza hlavních komponent (PCA), která byla provedena v programu CANOCO 4.5 (Lepš & Šmilauer, 2003). Data byla před analýzou zlogaritmována a standardizována. Výsledky vícerozměrné PCA analýzy byly následně vizualizovány ve formě ordinačních diagramů vykreslených v programu CanoDraw (Lepš & Šmilauer, 2003).

4.3. Hodnocení produkce, struktury a radiálního přírůstu lesních porostů ve vztahu ke klimatickým faktorům a poškození zvěří

Výzkum produkce, struktury a poškození smrkových porostů zvěří byl zaměřen na rozlehlé smrkové monokultury. Tyto porosty byly zalesněny v období po druhé světové válce a nyní se svým stářím blíží mytní zralosti. Proto je nanejvýše důležité věnovat těmto výsadbám náležitou pozornost. V disertační práci byly hodnoceny smrkové porosty z širší zájmové oblasti v okolí obce Neratov v Orlických horách.

4.3.1. Charakteristika širšího zájmového území – Orlické hory

Širším vybraným územím pro hodnocení produkčních schopností, struktury a stability smrkových porostů byla Chráněná krajinná oblast (CHKO) Orlické hory. CHKO Orlické hory byla vyhlášena v roce 1969. Rozkládá se na ploše 20 400 ha, z celkové výměry CHKO pokrývají lesy cca 68 % oblasti (AOPK, 2014). Nejnižším bodem oblasti je údolí říčky Bělá s nadmořskou výškou od 416 m n. m. Nejvyšším bodem je pak Velká Deštná, jejíž vrchol se nachází v nadmořské výšce 1 115 m n. m. (Vacek et al., 2012). Území je rovněž chráněnou oblastí přirozené akumulace vod, některé partie jsou zároveň zařazeny mezi evropsky významné lokality soustavy Natura 2000 (AOPK, 2014). Z geologického pohledu je pohoří součástí orlicko-kladského krystalinika, ve kterém jsou zastoupeny ortoruly, pararuly, svory a ruly. Mezi nejhojněji zastoupené půdní typy patří kambizem, podzoly a kryptopodzoly (Vacek et al., 2012). Vrcholové partie CHKO patří do klimatické oblasti CH2, další části Orlických hor spadají do klimatické oblasti CH3 (Quitt, 1971). Roční teploty jsou také přímo závislé na nadmořské výšce. Ve vyšších polohách se průměrné roční teploty pohybují okolo 4 °C, v nižších polohách dosahuje dlouhodobý roční průměr hodnot okolo 7 °C. Průměrný roční srážkový úhrn v oblasti se opět výrazně mění s nadmořskou výškou. Ve vyšších polohách srážky narůstají, celkový úhrn kolísá v rozpětí od 850 do 1300 mm. Ve druhovém složení lesů je ze značné části zastoupen smrk ztepilý, což je možné zčásti vysvětlit smrkovými výsadbami na nelesních půdách po druhé světové válce. Smrk je zastoupen 86,1 %, buk lesní 5,4 % a jedle bělokorá pouze 0,6 % (AOPK, 2014; Vacek et al., 2012). Dle Oblastních plánů rozvoje lesa patří zájmové území do Přírodní lesní oblasti 25 – Orlické hory.

4.3.2. Založení zkusných ploch, design pokusu a podrobný popis lokalit

Za účelem porovnání a zhodnocení produkčních schopností a dalších vlastností smrkových porostů rostoucích na zalesněné zemědělské půdě ve srovnání s porosty rostoucími na trvalé lesní půdě bylo založeno celkem 12 trvalých výzkumných ploch (TVP) v jihovýchodní části Orlických hor. TVP 1–4 byly založeny v porostech rostoucích historicky na trvalé lesní půdě, TVP 5–12 byly založeny na zemědělské půdě zalesněné v období po druhé světové válce. Věk hodnocených smrkových porostů byl na všech TVP dle údajů z lesního hospodářského plánu srovnatelný (66–67 let). Nadmořská výška se na vybraných plochách založených na zemědělské půdě pohybovala v rozmezí od 620 do 700 m n. m., zkusné plochy založené na zemědělské půdě byly situovány v nadmořských výškách od 720 do 740 m n. m.

Průměrná roční teplota se v zájmové oblasti pohybovala okolo 6 °C, průměrný roční úhrn srážek se pohyboval v rozmezí od 900 do 1100 mm s maximálními hodnotami v srpnu (120 mm). Trvalá sněhová pokrývka je v oblasti přítomna přibližně po dobu 60 dnů. Délka vegetační sezóny se v oblasti pohybuje v rozmezí od 120 do 130 dnů, průměrný úhrn srážek činí v tomto období 550 mm, průměrné teploty se pohybují okolo 11 °C (Vacek et al., 2018). Zájmové území má charakter humidního, kontinentálního klimatu (Köppen, 1936).

Rámcové údaje o období, ve kterém došlo k poškození smrkových porostů spárkatou zvěří, byly převzaty z lesního hospodářského plánu. Lesní hospodářský plán popisuje největší rozsah poškození zejména v období stáří porostů mezi 20 až 30 lety. Toto stáří porostů je zmiňováno jako velmi rizikové také dalšími autory, kteří popisují zvýšené riziko vzniku škod v porostech starých 18 až 30 let (Ahlén, 1965; Månsson & Jarnemo, 2013). Založené TVP se nacházejí na území honitby Neratov II (výměra 1 671 ha) a honitby Malá Strana (výměra 834 ha). Průměrný počet jednotlivých druhů ulovené spárkaté zvěře v celém zmiňovaném areálu (2 451 ha) činil v letech 2016 a 2017 celkem 58 jedinců jelena evropského (*Cervus elaphus* L.), 31 jedinců srnce obecného (*Capreolus capreolus* L.), 67 jedinců prasete divokého (*Sus scrofa* L.) a 18 jedinců muflona (*Ovis orientalis musimon* Pallas.). Údaje o počtech ulovené zvěře z období, ve kterém byly smrkové porosty poškozeny zvěří jsou v současné době dostupné pouze pro celou PLO Orlické hory. V porovnání s rokem 1980 došlo k nárůstu ulovené černé zvěře o cca 780 %, mufloní zvěře o 45 %, srncí zvěře o 15 %, zatímco počty ulovené jelení zvěře poklesly o 32 % (Mikeska, 1999; Vacek, 2017).

4.3.2. Sběr dat

Pro založení každé z 12 TVP byla použita technologie FieldMap (IFER-Monitoring & Mapping Solutions Ltd.). Výměra jednotlivých zkusných ploch činila 625 m² (25 × 25 m, případně 20 × 31,25 m). Z důvodu odstranění okrajového efektu byly TVP založeny v dostatečné vzdálenosti (40–90 m) od porostního okraje (Cadenasso & Pickett, 2000; Deer et al., 2008). Pomocí FieldMap technologie byla měřena korunová projekce minimálně ve čtyřech na sebe kolmých směrech a pozice jednotlivých stromů. Dále byla do terénního počítače zaznamenávána výčetní tloušťka měřená v prsní výšce (u jedinců s DBH ≥ 4 cm) s přesností na 1 mm pomocí dendrometrické průměrky. Celková výška a nasazení zelené koruny od paty kmene byla měřena pomocí výškoměru Haglöf Laser Vertex II s přesností na 0.1 m (Haglöf Sweden AB, 2010).

Poškození zvěří bylo hodnoceno podle metodiky Ústavu pro výzkum lesních ekosystémů (IFER). Loupání a ohryz kůry jelení zvěří byl měřen pomocí obvodového pásma s přesností na 1 mm v místě poškození, tedy přibližně v prsní výšce. V případě více poškozených míst na kmenech došlo k jejich součtu (překryv poškození umístěných nad sebou uvažován nebyl). Hodnocené stromy byly poté rozděleny do následujících kategorií: relativně zdravé stromy; resp. bez poškození (obvod poškození ≤ 1/8 obvodu kmene), na stromy s malým poškozením (poškození > 1/8 a ≤ 1/3 obvodu kmene) a stromy s velkým rozsahem poškození (poškození > 1/3 obvodu kmene).

V roce 2016 (po vegetačním období) byly na TVP odebrány vývrty všech stromů rostoucích na hodnocených plochách (celkem 332 vývrtů). Vývrty byly odebírány pomocí Presslerova nebozezu ve výčetní výšce kolmo na osu kmene po svahu. Šířky letokruhů byly měřeny biolupou Olympus s přesností na 0,01 mm na měřícím stole LINTAB. Hodnoty šířky letokruhů byly zaznamenávány v software TsapWin (RESISTOGRAPH).

4.3.3. Analýza dat

Rozdíly mezi výškou a zásobou porostů rostoucích na lesní půdě v porovnání s porosty na zalesněné zemědělské půdě byly testovány pomocí Wilcoxonova testu porovnání středních hodnot. Srovnání výčetní tloušťky měřené v prsní výšce bylo provedeno Welchovým párovým testem. Křivky popisující vztahy mezi výškou

a výčetní tloušťkou byly vytvořeny pomocí Näslundovy funkce $[h = DBH^2(a + bDBH)^{-2} + 1.3]$ (Naslund, 1937).

Pro celkovou charakteristiku lesních porostů byly vypočteny následující údaje: počet stromů přepočtený na 1 ha, hektarová výčetní kruhová základna, zásoba porostu (Petráš & Pajčík, 1991), štihllostní kvocient, celkový běžný přírůst, celkový průměrný přírůst, zakmenění, stupeň zápoje (Crookston & Stage, 1999) a plocha korunových projekcí a index hustoty porostu (Reineke, 1933). Celková diversita porostů byla počítána pomocí programu Sibyla 5 (Fabrika, 2003). Počítány byly následující indexy: Arten-profil index (Pretzsch, 2006), index tloušťkové a výškové diferenciacie (Füldner, 1995), index druhové různorodosti (Shannon, 1948), index druhové vyrovnanosti (Pielou, 1959), index druhové bohatosti (Margalef, 1958) a index celkové porostní diverzity (Jaehne & Dohrenbusch, 1997). Kritéria indexů uvádí Tab. 2.

Tab. 2 Přehled indexů, které popisují strukturu porostu a jejich interpretace.

Kritérium	Kvantifikátor	Označení	Reference	Hodnocení
Horizontální struktura	Index nenáhodnosti	α (P&Mi)	Pielou 1959, Mountford 1961	střední hodnota $\alpha = 1$; shlukovitost $\alpha > 1$; pravidelnost $\alpha < 1$
	Agregační index	R (C&Ei)	Clark, Evans 1954	střední hodnota $R = 1$; shlukovitost $R < 1$; pravidelnost $R > 1$
Vertikální diverzita	Arten-profil index	A_p (Pri)	Pretzsch 2006	rozpětí 0-1; vyrovnaná vertikální struktura $A < 0.3$; výběrný les $A > 0.9$
Strukturální diferenciacie	Tloušťková diferenciacie	TM_d (Fi)	Füldner 1995	rozpětí 0-1; nízká $TM < 0.3$; velmi vysoká diferenciacie $TM > 0.7$
	Výšková diferenciacie	TM_h (Fi)		
Druhová diverzita	Druhová heterogenita	H' (Si)	Shannon 1948	minimum $H' = 0$, vyšší $H' =$ vyšší hodnota
	Druhová vyrovnanost	E (Pi)	Pielou 1975	rozpětí 0-1; minimum $E = 0$, maximum $E = 1$
	Druhová bohatost	D (Mi)	Margalef 1958	minimum $D = 0$, vyšší $D =$ vyšší hodnota
Komplexní diverzita	Porostní diverzita	B (J&Di)	Jahne, Dohrenbusch 1997	Monotónní struktura $B < 4$; nerovnoměrná struktura $B = 6-8$; velmi různorodá struktura $B > 9$

Srovnání rozdílů střední výšky, zásoby porostů a vlivu stanoviště (trvalá lesní půda × zalesněná zemědělská půda) ve vztahu k obvodovému poškození stromů (bez poškození, stromy s malým poškozením a stromy s velkým rozsahem poškození) bylo provedeno Kruskal-Wallisovým testem. Rozdíly mezi výčetní tloušťkou pro zmíněné varianty byly hodnoceny analýzou rozptylu (ANOVA), pro kterou byly splněny podmínky normálního rozdělení dat. Pro stanovení signifikantních rozdílů mezi variantami byly použity následující testy mnohonásobného porovnání: Siegel a Castellanův test (Siegel & Castellan, 1988) v případě Kruskal-Wallisova testu a Tukeyův HSD test v případě analýzy rozptylu.

Tloušťkový přírůst byl hodnocen na základě analýzy jednotlivých letokruhů. Letokruhové přírůstové série byly jednotlivě křížově datovány z důvodu odstranění chyb spojených s výskytem chybějícího letokruhu. Analýzy přírůstových sérií byly zpracovány v programu PAST (Knibbe, 2007), následně proběhla vizuální kontrola (Yamaguchi, 1991). V případě zjištěného chybějícího letokruhu byl na jeho místo vložen letokruh o šířce 0,01 mm. Výsledné křivky byly dále standardně detrendovány, poté z nich byla v programu Arstan vytvořena letokruhová série. Pro detrendaci byl použit 30-letý spline (Grissino-Mayer et al., 1992). Analýza negativních významných let byla provedena dle Schweingruber (Schweingruber et al., 1990). Pro každý jednotlivý strom byl testován významný rok jako extrémně úzký letokruh, který nedosahuje ani 40 % z průměrného přírůstu v předchozích 4 letech. Výskyt negativního roku byl prokázán, pokud se takto silné snížení přírůstu vyskytlo alespoň u 20 % stromů rostoucích na TVP. Pro modelování vlivu reakce radiálního přírůstu v závislosti na klimatických faktorech (měsíční úhrn srážek a průměrná teplota v jednotlivých letech) byl použit program DendroClim (Biondi & Waikul, 2004). Klimatická data z období let 1961 až 2015 byla získána z meteorologické stanice v Deštném v Orlických horách (656 m n. m., WGS84 50°18'24"N, 16°21'07"E).

Vztah mezi počtem stromů poškozených loupáním kůry a počtem stromů napadených kmenovou hnilobou byl hodnocen pomocí Fischerova exaktního testu zvláště pro TVP založené na zalesněné půdě, a zvláště pro TVP na lesní půdě.

Modelování zásoby porostů na základě výčetní tloušťky, obvodového poškození a stanoviště (lesní × zemědělská půda) bylo provedeno pomocí zobecněného lineárního modelu (generalized linear model; GLM) s gama rozdělením. Model byl zkonstruován následovně (zápis z R software; R Core Team 2018):

Objem kmene = Výčetní tloušťka + Relativní obvodové poškození [%] + Typ stanoviště

Výběr nezávislých proměnných zahrnutých do tohoto modelu byl proveden s ohledem na snadnou měřitelnost zvolených parametrů.

Závislosti mezi strukturou, produkcí a poškozením zvěří ve vztahu ke klimatickým faktorům byly hodnoceny pomocí analýzy hlavních komponent (PCA). Výsledky PCA analýzy jsou zobrazeny pomocí ordinačního diagramu.

Popsané statistické analýzy byly provedeny v programech Statistica 12 (StatSoft, Tulsa) a R software (R Core Team, 2018). Plošné grafy byly vytvořeny pomocí programu Gnuplot 5.2. Analýza hlavních komponent (PCA) byla provedena v programu CANOCO 5 (Lepš & Šmilauer, 2003).

4.4. Hodnocení mimoprodukčních funkcí – efektivita větrolamů

Výzkum zaměřený na mimoprodukční funkce výsadeb založených na nelesních půdách byl v této části orientován na hodnocení efektivity větrolamů v oblasti Středních Čech. V rámci terénního šetření bylo provedeno měření struktury větrolamů, hodnocení optické porozity, zhodnocení vlivu větrolamů na rychlost větru a posouzení efektivity z pohledu možného snížení větrné eroze.

4.4.1. Charakteristika zájmového území

Efektivita větrolamů byla hodnocena na 6 TVP rozmístěných ve Středních Čechách v nadmořské výšce od 187 do 355 m n. m. Oblast má charakter teplého, kontinentálního klimatu charakterizovaného relativně vysokými letními teplotami (Köppen, 1936). Průměrný roční úhrn srážek zde kolísá v rozmezí od 350 do 590 mm, průměrná roční teplota se pohybuje okolo 8,3 °C. Vegetační sezóna trvá přibližně 170 dnů s průměrnou teplotou 14,1 °C a průměrným úhrnem srážek 340 mm. Základní přehled stanovištních a porostních charakteristik TVP jsou uvedeny v Tab. 3.

Tab. 3. Základní charakteristiky jednotlivých TVP.

TVZ	Název lokality	GPS souřadnice		Nadm. výška (m)	Expozice	Výměra (m)	Druh dřeviny ¹	Počet řad	Věk (roky)	Výška ² (m)
1	Dobrovíz 1	50°6'26"N	14°13'48"E	353	S	30×19	QP, API, AC	3-4	68	19.1
2	Dobrovíz 2	50°6'37"N	14°13'46"E	355	S	30×19	QP, API, AC	3-4	68	18.7
3	Klapý 1	50°25'33"N	14°1'52"E	194	SV	30×24	APs, FE, UG	4-5	66	20.0
4	Klapý 2	50°25'22"N	14°1'58"E	187	SV	30×24	FE, APs, UG	4-5	66	22.7
5	Středokluky 1	50°7'10"N	14°13'49"E	352	SV	30×9	QP	2	59	14.9
6	Středokluky 2	50°7'18"N	14°13'45"E	346	SV	30×9	QP, FE	2	59	16.0

Poznámka: ¹převládající druh dřeviny: QP – *Quercus petraea*, API – *Acer platanoides*, AC – *Acer campestre*, FE – *Fraxinus excelsior*, APs – *Acer pseudoplatanus*, UG – *Ulmus glabra*; ²Horní výška stromového patra (95 % kvantil).

4.4.2. Popis jednotlivých lokalit

Dominantním půdním typem jsou v tomto širším zájmovém území luvisoly a kambizemě (TVP Dobrovíz a Středokluky), případně černozem (TVP Klapý). V lokalitě Dobrovíz se jedná o neprodouavý tří až čtyřřadý smíšený větrolam tvořený dvěma patry. Stromové patro je tvořeno z 86–90 % *Quercus petraea*, z 5–10 % je zastoupen *Acer campestre* a méně než 3 % tvoří *A. platanoides* a *A. pseudoplatanus*. V horní etáži stromového patra dominuje *Q. petraea*, zatímco javory tvoří podúroveň. 16 % stromového patra je tvořeno dolní etáží, 38 % střední etáží a 46 % tvoří horní etáž stromového patra. Z hlediska keřového patra zde převládá *Symphoricarpos albus* a *Sambucus nigra*.

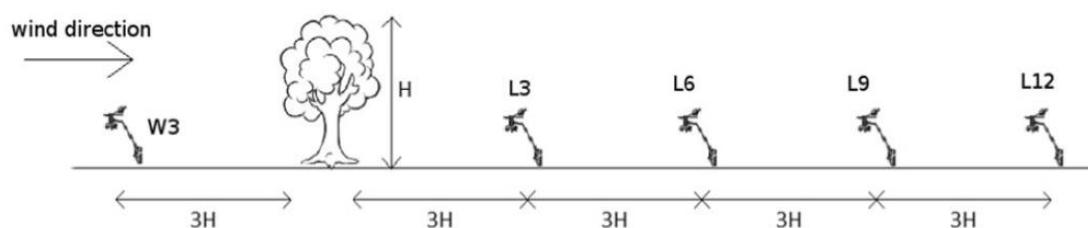
Na lokalitě Klapý se jedná o neprodouavý čtyř až pětiřadý tříetážový větrolam. Stromové patro tvoří z 59–82 % *Acer pseudoplatanus*, 16–32 % zastupuje *Fraxinus excelsior*, 3–9 % *Ulmus glabra* a méně než 1 % zaujímá *Acer platanoides*. Rozdělení stromového patra z pohledu vertikální rozvrstvenosti je následující: 46 % dolní etáž 37 %, střední etáž a 17 % horní etáž. V horní etáži stromového patra dominuje *A. pseudoplatanus* a *Fraxinus excelsior*, zatímco *Ulmus glabra* zastupuje stromy podúrovňové. V keřovém patře dominuje *Ligustrum vulgare* a *Sambucus nigra*.

Na lokalitě Středokluky se jedná o poloprodouavý dvouřadý nesmíšený větrolam tvořený jednou etáží. Stromové patro je složeno z 99–100 % *Quercus petraea* a méně než 1 % tvoří *Fraxinus excelsior*. Z hlediska keřového patra zde převládá *Symphoricarpos albus* a *Sambucus nigra*.

4.4.3. Sběr dat struktury a efektivity větrolamů

Pro hodnocení struktury stromového patra bylo v roce 2015 založeno celkem 6 TVP o velikosti $50 \times 9\text{--}24$ m ($300\text{--}690$ m²). Plochy byly založeny s využitím Field-Map technologie podobně, jako v případě hodnocení produkce porostů (viz výše). Měřeny a následně hodnoceny byly stromy s výčetní tloušťkou > 4 cm, u těchto jedinců byla zároveň měřena výška, nasazení zelené koruny a korunová projekce. Výčetní tloušťka byla měřena pomocí průměrky s přesností na mm, celková výška a výška nasazení koruny byly měřeny přístrojem Haglöf Laser Vertex II s přesností na 0,1 m (Haglöf Sweden AB, 2010). Na jednotlivých TVP byla měřena také přirozená obnova, a to jedinci s výškou $\geq 1,5$ m. V případě přirozené obnovy byly měřeny následující charakteristiky: pozice, výška, nasazení a výška zelené koruny a korunová projekce. U keřů, resp. skupiny keřů s výškou $\geq 1,5$ m byla zaměřena poloha a hodnocena výška a souhrnná plocha korunových projekcí.

Měření rychlosti větru bylo uskutečněno v měsících listopadu až březnu (bez asimilačního aparátu listnatých dřevin) v letech 2015 až 2017. Rychlost větru byla v terénu měřena přenosným anemometrem Vantage Pro 2 (David Instruments Crop., Hayward, USA) v rozmezí $0,5\text{--}89$ m·s⁻¹ s přesností ± 1 m·s⁻¹, případně s přesností ± 5 % (uvažována vyšší hodnota přesnosti). Čtyři anemometry byly rozmístěny ve výšce přibližně 1 m nad povrchem ve vzdálenostech troj, šesti, devíti a dvanáctinásobku výšky větrolamu. Jeden anemometr byl umístěn jako kontrola ve vzdálenosti trojnásobku výšky větrolamu ze směru větru (Obr. 6.). Rychlost větru byla měřena vždy minimálně po dobu dvou hodin, data byla zaznamenávána v 10 intervalech. Na každé TVP bylo měření realizováno vždy nejméně ve třech různých termínech.



Obr. 6. Schéma rozmístění anemometrů určených k měření rychlosti větru před a za větrolamem. H = výška větrolamu; W = návětrná strana; L = závátrní.

Hodnocení optické porozity bylo založeno na základě fotografií (rozlišení 4928×3264 ; 16 M), snímky byly získány pomocí fotoaparátu Nikon D5100 (Nikon Corporation, Tokyo, Japan). Fotografie byly pořízeny kolmo na osu větrolamu na návětrné i závětrné straně. Optická porozita byla hodnocena na třech pořízených fotografiích s největším kontrastem větrolamu a podkladu. Fotografie byly pořízeny z výšky 1,6 m za použití standardního stativu.

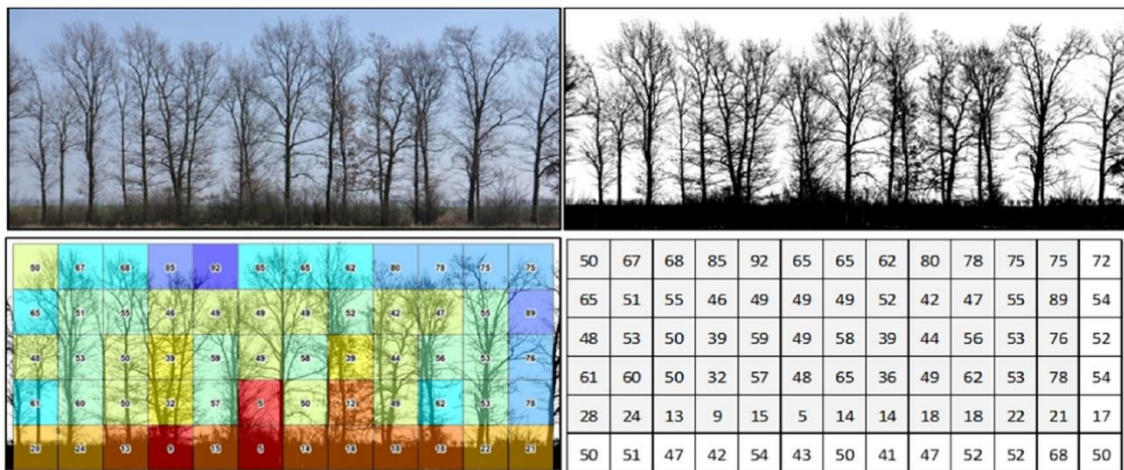
4.4.4. Analýza dat struktury a efektivity větrolamů

Struktura a růstové parametry větrolamů jako produkce, horizontální a vertikální struktura a celková biodiverzita byla hodnocena na všech výše popsanych TVP. Objem jednotlivých stromů byl stanoven pomocí rovnice (Petráš & Pajčík, 1991). Druhá diverzita stromového patra byla hodnocena pomocí indexů druhové bohatosti D (Margalef, 1958), druhové rozmanitosti H' (Shannon, 1948) a druhové vyrovnanosti E (Pielou, 1975). Strukturální diference a vertikální diverzita byla hodnocena Artenprofil indexem Ap (Pretzsch, 2006) a indexy tloušťkové TM_d a výškové diference TM_h (Füldner, 1995). Horizontální struktura byla hodnocena indexem nenáhodnosti α (Mountford, 1961; Pielou, 1975), agregačním indexem R (Clark & Evans, 1954) a Ripleyovou L - funkcí (Ripley, 1981). Celková diverzita byla hodnocena indexem porostní diverzity B (Jaehne & Dohrenbusch, 1997).

Popis horizontální struktury TVP byl počítán pomocí programu PointPro 2.2. (© CULS, Zahradník & Puš). Test odchylky oproti očekávané hodnotě náhodného rozložení bodů byl proveden pomocí Monte Carlo simulací. Střední hodnoty byly odhadnuty jako aritmetické průměry spočítané pro 1999 náhodně vygenerovaných bodových struktur. Korunové projekce byly vypočítány pro každý jednotlivý měřený strom. Mapové vrstvy byly zpracovány v programu ArcGIS 10.4 (ArcMap).

Analýza optické porozity byla provedena metodikou podle Podhrázké (2011) za použití programů GIMP 2.8.2, ArcGIS 10.4 (ArcMap) a standardního balíčku MS Excel 2013 (Microsoft Office). K úpravě snímků byl nejdříve použit software GIMP. Cílem prvních úprav snímku bylo barevné rozlišení porostu větrolamu (černá barva) a pozadí (bílá barva). Následně upravené černo-bílé snímky byly analyzovány v prostředí ArcGIS for Desktop, ve kterém byla pomocí nástroje Zonal Histogram vytvořena tabulka odpovídající čtvercové síti snímku větrolamu se šesti řadami a dvanácti sloupci, čtverce mají velikost $2,5 \times 2,5$ m. Ke každé mřížce tabulky byly přiřazeny hodnoty

s počtem pixelů černé a bílé barvy (Obr. 7.). Vrchní řady větrolamu byly proloženy detailní čtvercovou sítí o počtu 16 čtverců. Vzniklá tabulka byla exportována do programu MS Excel, ve kterém byla data následně analyzována. V případě zjištění čtverce s hodnotou optické porozity 100 % nebyla následně vyšší řada zahrnuta do stanovení celkové optické porozity z důvodu zkreslení hodnot pro daný větrolam. Pro statistické hodnocení optické porozity z pohledu vertikální struktury byly větrolamy rozděleny do výše popsaného systému šesti řad se dvanácti čtverci v jednom řádku od spodního (keřového) patra až po vrchol stromového patra.



Obr. 7. Příklad úpravy snímku větrolamu a následného hodnocení optické porozity v procentech.

Redukce rychlosti větru byla vyhodnocena jako poměr mezi změřenou rychlostí větru na návětrné straně větrolamu a rychlostí větru na závětrné straně pomocí následující rovnice:

$$U = (U_L/U_W) \times 100 (\%)$$

kde:

U = hodnota redukce rychlosti větru;

U_L = hodnota rychlosti větru na návětrné straně;

U_W = hodnota rychlosti větru na závětrné straně

Statistické vyhodnocení dat bylo provedeno pomocí programu Statistica 12 (StatSoft, Tulsa). Data byla před analýzou nejprve zlogaritmována z důvodu získání normálního rozdělení (Kolmogorov-Smirnov test). Rozdíly mezi indexy a optickou porozitou větrolamů na jednotlivých TVP byly hodnoceny pomocí analýzy variance (ANOVA). Vyhodnocení rozdílů bylo provedeno pomocí Tukeyova HSD testu. Vztah mezi strukturálními indexy, rychlostí větru a hodnotami optické porosity byly hodnoceny Pearsonovou korelací. Všechny statistické analýzy byly provedeny na hladině významnosti 5 % ($\alpha=0,05$). Pro hodnocení vztahů mezi porostními charakteristikami, diverzitou a optickou porozitou byla použita analýza hlavních komponent (PCA) v programu Canoco 5 (Lepš & Šmilauer, 2003).

4.5. Hodnocení mimoprodukčních funkcí – akumulace uhlíku

Stanovení zásoby uhlíku bylo vyhodnoceno formou rešeršního příspěvku. Zpracovány byly již dříve publikované studie v rámci území České republiky, které hodnotily množství celkového nadložního humusu v lesních porostech rostoucích na trvale lesních stanovištích v porovnání s porosty založenými na bývalé zemědělské půdě. Práce, zabývající se akumulací surového humusu v porostech se zastoupením různých druhů dřevin, byly v minulosti zpracovány na Katedře pěstování lesa při Fakultě lesnické a dřevařské České zemědělské univerzity v Praze, ve Výzkumném ústavu lesního hospodářství a myslivosti a na Ústavu ekologie lesa Lesnické a dřevařské fakulty Mendelovy univerzity v Brně.

4.5.1. Stanovení zásoby uhlíku v nadložním humusu

Metodika odběrů surového humusu je uvedena vždy v konkrétní práci, která je v našem příspěvku citována. Stanovení uhlíku v tunách na hektar vycházelo z obsahu celkového humusu podle níže uvedené rovnice, ve které se zásoba uhlíku vypočítávala zpětně z obsahu celkového humusu uvedeného v procentech. Výsledná zásoba vypočteného uhlíku vycházela ze součtu pro jednotlivé vrstvy nadložního humusu v horizontech L, F a H (Šály, 1978).

$$\sum_{(L,F,H)} \frac{h_{(t/ha)}}{100} * \frac{h_{(\%)}}{1,724}$$

$h_{(t/ha)}$ = celkový nadložní humus v tunách na hektar

$h_{(\%)}$ = celkový humus v %

1,724 = koeficient přepočtu obsahu C na celkový humus (Šály, 1978)

4.5.2. Lokality zahrnuté do hodnocení akumulovaného uhlíku v nadložním humusu

Přepočet na celkovou zásobu uhlíku a popis jednotlivých lokalit s další charakteristikou je uveden v Tabulce č. 4 (zalesněná zemědělská půda) a v Tabulce č. 5 (trvalá lesní půda). Jako faktory, které mají vliv na akumulaci nadložního humusu, jsou uvažovány druh dřeviny, věk porostu, nadmořská výška a lesní typ.

Tab. 4. Studie, které byly zahrnuty do hodnocení akumulace uhlíku v porostech rostoucích na zalesněné zemědělské půdě.

Lokalita	dřeviny	Věk porostu (roky)	Nadmořská výška	Lesní typ	Akumulace uhlíku (t/ha)	Autoři studie
Krucemburk	smrk	53	625	6P1	15,38	(Podrázský et al., 2011)
	modřín	52		6O1	18,23	
Kostelec nad Č. lesy	borovice	39	430	4Q1	11,11	(Podrázský & Remeš, 2010)
	smrk	39			12,03	
	bříza	39			-	
	douglaska	39			10,3	
Deštné v Orł. horách	smrk	57	860	6K	3,43	(Hatlapatková & Podrázský, 2011)
	buk	40	800		1,3	
Fláje	smrk	18	800	8K1	9,43	(Podrázský, 2008)
	modřín	12	800		2,83	
Bystré v Orł. horách	smrk	12	517	-	5,54	(Kacálek et al., 2010)
	buk	12	517	-	5,83	
Krahulec v Orł. horách	bříza	12	590	-	2,37	
	smrk	50	600	-	17,67	
Český Rudolec	dub červený	28–37	600–630	5K1	3,43	(Podrázský & Ulbrichová, 2004)
	bříza				4,19	
	smrk				10,93	
	modřín				14,7	
Kostelec nad Č. lesy	borovice	39	430	4Q	11,11	(Podrázský et al., 2009)
	smrk				11,94	
	bříza				-	
	douglaska				10,3	
Krucemburk	smrk	48	610–640	6P1	11,78	(Podrázský et al., 2011)
	smrk	53		6O1	15,38	
	modřín	52		18,23		

Poznámka: Soubor lesních typů odpovídá ekosystémové klasifikaci lesa formulované pro Českou republiku (Viewegh et al., 2003).

Tab. 5. Studie, které byly zahrnuty do hodnocení akumulace uhlíku v porostech rostoucích na lesní půdě.

Lokalita	dřeviny	Věk porostu (roky)	Nadmořská výška	Lesní typ	Akumulace uhlíku (t/ha)	Autoři studie
Kostelec nad Č. lesy	smrk	120	400–420	4O1	33,86	(Podrázský & Remeš, 2010)
	jedle	140			8,1	
	buk	36			12,84	
	dub	36			5,11	
Deštné v Orł. horách	smrk	136	920	6K	2,85	(Hatlapatková & Podrázský, 2011)
	buk	100	850		4,17	
Hořice	smrk	35	300	-	7,97	(Podrázský & Remeš, 2005)
Kostelec nad Č. lesy	smrk	61	420	-	20,51	(Kupka et al., 2013)
	douglaska	45			12,54	
	dub	61			6,6	
Kostelec nad Č. lesy	smrk	120	420–440	4P1	34,74	(Podrázský & Remeš, 2009)
	smrk	40			13,7	
	buk	40			8,45	
	douglaska	40			7,95	
Křtiny	smrk	60	520	4H	22	(Menšík et al., 2009a)
	douglaska	60			6	
Hůrky	smrk	65	430	3K	34	
	douglaska	65			23,9	
Němčice	smrk	30	600–660	5S1	12,9	(Menšík et al., 2009b)
	buk	40			7,3	
Němčice	smrk	110	600–660	5S1	26,6	(Fabiánek et al., 2009)
	buk	120			17,1	

Poznámka: Soubor lesních typů odpovídá ekosystémové klasifikaci lesa formulované pro Českou republiku (Viewegh et al., 2003).

4.5.3. Statistické hodnocení

Pro modelování obsahu uhlíku v nadložním humusu byl použit zobecněný lineární model s náhodnými efekty (generalized linear mixed effects model; GLMM) s gama rozdělením. Pro konstrukci modelu byla použita data o lokalitě, druzích dřevin, věku porostu, nadmořské výšce, land-use (zalesněná zemědělská půda × les) a příslušném obsahu uhlíku v půdě [$\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$]. Kompletní model byl zkonstruován v následujícím tvaru (zápis z R software):

Obsah uhlíku ~ Land use + Nadm. výška + Věk porostu + Druh dřeviny + (1|Lokalita)

Lokalita byla považována za náhodný efekt, ostatní efekty byly v modelu zařazeny jako fixní. Jako první byl testován vliv land use pomocí „likelihood-ratio“ testování (model s parametrem land use × model bez tohoto parametru). Jako druhý krok byla zhodnocena významnost náhodného efektu (pomocí příslušné komponenty variance). Ve třetím kroku byly postupným odstraňováním nevýznamných parametrů zkonstruovány zjednodušené zobecněné lineární modely (pomocí zpětné selekce; „backward selection“).

Závislost obsahu uhlíku v půdě na nejvýznamnějších faktorech byla dále znázorněna pomocí plošného grafu. Veškeré výpočty byly provedeny v R software (R Core Team 2016) pomocí balíku lme4 (Bates et al. 2015). Veškeré statistické hypotézy byly testovány na hladině významnosti $\alpha = 0,05$.

5. Přehled publikovaných prací

Přehled publikovaných prací je složen ze tří tematických okruhů, které byly samostatně zpracovány také v metodické části. První okruh je zaměřen na fázi založení a odrůstání kultur na nelesních půdách a je sestaven z jedné práce v databázi Scopus a jednoho článku v časopise s impakt faktorem. Ve druhém okruhu je popsáno vyhodnocení produkce smrkových porostů rostoucích na zemědělské půdě ve vztahu ke klimatickým faktorům a poškození spárkatou zvěří, práce je shrnuta v jednom článku odeslaném do časopisu s impakt faktorem. Třetí tematický okruh je zaměřen na mimoprodukční přínosy zalesňování zemědělské půdy. Tato část se skládá z jednoho článku v databázi s impakt faktorem a jednoho článku v databázi Scopus. Přehled publikovaných prací je tedy složen z pěti článků, u 4 prací je dizertant prvním autorem, v 1 případě je třetím autorem.

První tematický okruh je Odrůstání výsadeb na zemědělské půdě:

1. CUKOR J., VACEK Z., LINDA R., REMEŠ J., BÍLEK L., SHARMA R.P., BALÁŠ M., KUPKA, I. (2017): Effect of mineral eco-fertilizer on growth and mortality of young afforestations [Auswirkung von mineralischen ökologischen düngungsmitteln auf wachstum und mortalität junger aufforstungen]. Austrian Journal of Forest Science, 134 (4): 367-386.

2. CUKOR J., LINHART L., VACEK Z., BALÁŠ M., LINDA R. (2017): The Effects of Alginite Fertilization on Selected Tree Species Seedlings Performance on Afforested Agricultural Land. *Central European Forestry Journal*, 63 (1): 48-56.

Druhý tematický okruh Charakteristiky smrkových porostů rostoucích na zemědělské půdě:

3. CUKOR J., VACEK Z., LINDA R., VACEK S., SHARMA R.P. (2019): Afforested farmland vs. forestland: Effects of bark stripping by *Cervus elaphus* and climate on production potential and structure of *Picea abies* forests. *PLoS ONE*, (druhé kolo recenz. řízení, vypořádány minor revisions).

Třetí tematický okruh Mimoprodukční přínosy zalesňování zemědělské půdy:

4. VACEK Z., ŘEHÁČEK D., CUKOR J., VACEK S., KHEL T., SHARMA R.P., KUČERA J., KRÁL J., PAPAJ V. (2018): Windbreak Efficiency in Agricultural Landscape of the Central Europe: Multiple Approaches to Wind Erosion Control. *Environmental Management*, 62 (5): 942-954.

5. CUKOR J., VACEK Z., LINDA R., BÍLEK L. (2017): Carbon sequestration in soil following afforestation of former agricultural land in the Czech Republic. *Central European Forestry Journal*, 63 (2-3): 97-104.

5.1. Odrůstání výsadeb na zemědělské půdě

5.1.1. Effect of mineral eco-fertilizer on growth and mortality of young afforestations

1. CUKOR J., VACEK Z., LINDA R., REMEŠ J., BÍLEK L., SHARMA R.P., BALÁŠ M., KUPKA, I. (2017): Effect of mineral eco-fertilizer on growth and mortality of young afforestations [Auswirkung von mineralischen ökologischen düngungsmitteln auf wachstum und mortalität junger aufforstungen]. Austrian Journal of Forest Science, 134 (4): 367-386.

134. Jahrgang (2017), Heft 4, S. 367–386

**Austrian Journal of
Forest Science**

Centralblatt
für das gesamte
Forstwesen

**Effect of mineral eco-fertilizer on growth and mortality of
young afforestations**

**Auswirkung von mineralischen ökologischen Düngungsmitteln auf
Wachstum und Mortalität junger Aufforstungen**

Jan Cukor ¹, Zdeněk Vacek ¹, Rostislav Linda ¹, Jiří Remeš ^{1*}, Lukáš Bílek ¹,
Ram P. Sharma ¹, Martin Baláš ¹, Ivo Kupka ¹

Keywords: *agricultural land; fertilisation; seedlings; Alginite;
organic sediment; Central Europe*

Schlüsselbegriffe: *landwirtschaftliches Land; Düngung; Sämlinge; Alginit;
organisches Sediment; Zentraleuropa*

Abstract

Afforestation of the marginal agricultural lands located on unfavourable climatic and site conditions often results in a substantial failure. This problem may be mitigated through site improvement, e.g. fertilization by fossil materials such as Alginite. The objective of this study was to evaluate the effect of Alginite on the height growth, mortality, and nutrient contents in the assimilation apparatus of the seedlings of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), English oak (*Quercus robur* L.), red oak (*Quercus rubra* L.) and Norway maple (*Acer platanoides* L.) on former agricultural land with an unfa-

¹ Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life Sciences in Prague, Kamýcká 129, 169 51 Prague 6 – Suchbátka, Czech Republic.,

*Corresponding author: Jiří Remeš (remesj@email.cz)

avourable hydrophysical regime. A research locality (9600 m²), which is located in the central part of the Czech Republic, was divided to 27 sub-plots, and then these sub-plots were afforested using the central hole planting method with a spacing of 1×1 m. Scots pine and English oak were planted on the monospecific basis, and English oak, red oak and Norway maple were planted in mixture. Three different treatments were applied on each sub-plots: no application of Alginite (control, variant A), application with dose of 0.5 kg per plant (variant B), application with dose of 1.5 kg per plant (variant C). Four hundred seedlings were planted on each sub-plot and each variant with a particular tree species had three replications. Growth related parameters and other characteristics of each plant were measured every consecutive year after plantation (on spring 2013) to 2015. The results showed that there was a significantly higher height growth rate of broad-leaved species, which were treated with a variant B. However, reaction to the application of Alginite by individual species was substantially different and the effect of fertilization was remarkably higher for Maple compared to that for English oak. Fertilization by Alginite had a remarkably positive effect on afforestation of the marginal and abandoned agricultural lands. Fertilization also significantly reduced the seedling mortality rate in the first year after planting.

Zusammenfassung

Aufforstung von landwirtschaftlichen Flächen in Gebieten mit ungünstigen klimatischen und standörtlichen Bedingungen versagen häufig. Dieses Schlüsselproblem kann teilweise durch Düngung gemildert werden, z.B. mit einem der fossilen Düngemitteln wie Alginit. Diese Studie setzt sich zum Ziel, die Auswirkung vom Alginit auf Höhenzuwachs, Mortalität und Nährstoffgehalt im Assimilationsapparat der Sämlinge der Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.), Stieleiche (*Quercus robur* L.), Roteiche (*Quercus rubra* L.) und des Spitzahorns (*Acer platanoides* L.) auszuwerten, und zwar auf einem ehemaligen landwirtschaftlichen Land mit einem ungünstigen hydrophysischen Regime. Das Forschungsgebiet (9 600 m²) befindet sich im zentralen Teil der Tschechischen Republik und besteht aus 27 Teilflächen, die durch Lochpflanzung mit Abstand 1×1 aufgeforstet wurden. Waldkiefern und Stieleichen wurden in reinen Beständen gepflanzt. Stieleiche, Roteiche und Spitzahorn wurden in Mischung ausgepflanzt. Alginit wurde in drei Varianten angewendet: Kontrollvariante A ohne Zusatz, Variante B mit einer Dosis von 0,5 kg pro Pflanze und C-Variante mit 1,5 kg pro Pflanze. Vierhundert Individuen wurden auf jeder Teilfläche gepflanzt, jede Variante mit bestimmter Baumart hat 3 Wiederholungen. Die Wachstumsparameter und andere Merkmale der einzelnen Bäume wurden jedes Jahr von der Aufforstung (im Frühjahr 2013) bis 2015 gemessen. Die Ergebnisse zeigen, dass das signifikant höhere Höhenwachstum der Sämlinge der Laubbaumarten in der Variante B lag. Jedoch die Reaktion der einzelnen Baumarten war verschieden, wobei Anwendung von Alginit besonders bei Ahorn im Vergleich zu Stieleiche bemerkenswert war. Die Düngung mit Alginite hatte einen positiven Einfluss auf die Entwicklung der Landaufforstung; eine positive Auswirkung auf die Mortalität von Sämlingen im ersten Jahr nach der Pflanzung wurde auch bestätigt.

1. Introduction and problem analysis

Afforestation of the marginal and abandoned agricultural lands has been an issue in the Central Europe for last two centuries (Špulák and Kacálek 2011). However, an opposite trend prevailed in the earlier times, i.e., deforestation was mainly carried out for firewood, construction materials, but also the lands suitable for agricultural usages (Williams 2000; Kaplan et al. 2009). The first written record of agricultural land afforestation in Bohemia came from the late 16th century in the game preserves located nearby Prague and Karlovy Vary (Kacálek and Bartoš 2002). Another source dates back to 1589, which describes a new forest planting nearby Hvězda game park located two miles away from Prague (Špulák 2006). However, afforestation of the largest abandoned agricultural land began after the World War II (Kacálek and Bartoš 2002), especially in the border regions after taking over the Sudeten land (Špulák and Kacálek 2011). About 6,000 ha of the barren land was afforested every year in 1960s and later on, afforestation was carried out at a rate of 1,000 ha per year (Černý et al. 1995). Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) was the most common species in the newly established forests with afforestation, but also there were other tree species included, such as European larch (*Larix decidua* Mill.), black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.), Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European ash (*Fraxinus excelsior* L.) (Hatlapatková et al. 2006; Šindelář and Frýdl 2006; Vacek et al. 2015, 2016). Favourable effects of broad-leaved tree species compared to Norway spruce were often documented (Podrázský and Procházka 2009a, 2009b).

On the global perspective, there has been a large potential of afforestation of the marginal agricultural and degraded lands. Campbell et al. (2008) reported that about 385–472 million ha of the abandoned agricultural land is suitable for establishing the plantation of fast-growing tree species. In the Europe, the future land-use scenarios predict a substantial decrease of agricultural land, and one of the reasons for this is an afforestation (Rounsevell et al. 2006; Stoate et al. 2009; Ruskule et al. 2016). The estimated area of afforestation of the marginal and abandoned agriculture land is about 12–16 million ha (FAO 2008; Campbell et al. 2008). There is also a large area of non-forested land suitable for afforestation in the Czech Republic. A precise estimate depends largely on the criteria used, e.g. Podrázský and Štěpaník (2002) have reported that an area of 50,000 - 500,000 ha may be used for afforestation, and therefore it needs to pay attention to this issue (Vopravil et al. 2015).

The most problematic phase of afforestation, particularly in the extremely harsh climatic and site conditions, is undoubtedly the phase of planting. The initial growth and establishment of plantations determine, to a great extent, the growth and development of individual trees in the latter stages (Kupka et al. 2015). Any failure in afforestation and reforestation is often caused by adverse soil conditions, and site quality can also be problematic in terms of anthropogenically altered environmental conditions, and specific microsite conditions (Schönenberger 2001; Colak 2003; Borůvka et al. 2005; Fuerst et al. 2007; Balcar et al. 2012). However, tree species have

certain mechanisms that allow successful growth and development even under the adverse site conditions (Vacek and Hejzman 2012; Vacek et al. 2012; Králíček et al. 2017). Besides the production aspects, the improvement of soil through increasing infiltration and retention capacity for water, accumulation of surface humus and considerable pedochemical changes have to be expected (Holubík et al. 2014; Podrázský et al. 2009, 2015, 2016).

Various measures could be designed to facilitate reforestation/afforestation in forestry practices, which were categorized into the groups of chemical and biological reclamation or site improvement measures (Podrázský 1994; Podrázský et al. 2004; Bergh et al. 2008; Kuneš et al. 2011; Hedwall et al. 2013; Peragón et al. 2015). The ameliorative intervention may involve the application of lime or basic rocks (Kuneš et al. 2009; Pabian et al. 2012), or special slowly soluble fertilizers (Kuneš et al. 2004). Also, numerous deciduous tree species have favourable silvicultural characteristics that support their growth in the unfavourable site conditions, especially on the mountain regions (Augusto et al. 2002; Podrázský et al. 2004; Cukor et al. 2017).

This study focuses mainly on afforestation of the non-forested land in the area, which is favourable for various tree species. The non-forested lands, which represent the limits for successful afforestation, are characterized with a higher temperature and low precipitation in the growing season (Tužinský et al. 2015). One of the important factors ensuring successful afforestation and good survival rate of seedlings is available soil moisture on the upper horizon of the soil profile. Lack of moisture in the soil substantially affects the root system, which is more sensitive than the aboveground part of the plant. This problem may be partially mitigated by supplements of the fossil minerals such as Alginite (Kupka et al. 2015), which, *inter alia*, can enhance water uptake in the root area of seedlings.

The Alginite is an organic sediment belonging to the oil shale, which arose 3-4 million years ago during volcanic changes (Kulich et al. 2001; Kadar et al. 2015). This gray to dark gray rock is rich in organic matter. Alginite contains 5 to 50%, even 90% of organic matter (Szabó 2004). It is created by aquatic algae, and therefore has a high proportion of mineral elements such as phosphorus, potassium, calcium and magnesium (Gömöryová et al. 2009). Application of Alginite as one of the eco-fertilizers in afforestation was described by Vass et al. (1997, 1998), and its effect on seedlings in the first year after afforestation of the marginal agricultural land has also been described by Tužinský et al. (2015) and Kupka et al. (2015).

The hypothesis of this study was that fertilization by Alginite might have a significant positive effect on the growth parameters of seedlings, especially in the first year after they are planted. The objectives of this study were to (1) determine the effect of Alginite on the survival rate (mortality) of seedlings of the selected four tree species; (2) compare the height increment of seedlings for different variants of Alginite application; and (3) evaluate the nutrient contents in the assimilation apparatus on three

year's growth of seedlings on the control sample plots, and the plots with application of two different amounts of Alginite.

2. Materials and Methods

2.1. Study area

The effect of Alginite as an eco-fertilizer substance for site improvement at the afforestation of non-forested land was evaluated on the relatively dry area nearby Horčovice village, north of Prague (Natural Forest Area Polabí 17), Czech Republic (GPS: N 50° 14.4' E 14° 28.12'). Location and design of research sample plot are shown in Figure 1. This area is called "U Hnojiště", and it is a former agricultural/arable land in a warm, moderately dry area with the average annual temperature of 8 - 9° C. The average annual precipitation on the study site varies from 500 to 600 mm and dry vegetation period varies from 20 to 30%. A territory of the study site is characterized by warm dry summer and cool dry winter with a narrow annual temperature range (Köppen 1936), where average length of the growing season is about 168 days. The soil is identified as Chernozem, 30 to 70 cm deep, rocky, eroded flat terrain (forested arable land).

A research sample plot of size 9600 m² was divided into equal size of the 23 larger sub-plots (each with 20 m × 20 m dimensions) and 4 smaller sub-plots (each with 10 m × 10 m dimensions). All 27 sub-plots were afforested in the spring 2013 using the central hole planting method with a spacing of 1 m × 1 m. Tree species used for planting are: Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), English oak (*Quercus robur* L.) in a separate row planting and English oak, Red oak (*Quercus rubra* L.) and Norway maple (*Acer platanoides* L.) in a line mixture planting. Besides on the control sub-plots, i.e. without application of Alginite (control. variant A), Alginite with doses of 0.5 kg (variant B) and 1.5 kg of Alginite (variant C) per seedling were applied. A full doze of fertilizer was applied on the bottom of a hole prepared nearby for each seedling. Each of the larger and smaller sub-plots was planted with 400 and 100 seedlings, respectively.

A Czech company NOZA s. r. o. (Huťská 229, 272 01 Kladno) supplies the Alginite, which was used in this study, and one kilogram of this mineral contained: Ca 15-528 mg, Mg 1841 mg, P 42.9 mg, K 196 mg, and 0.207% N of a total content.

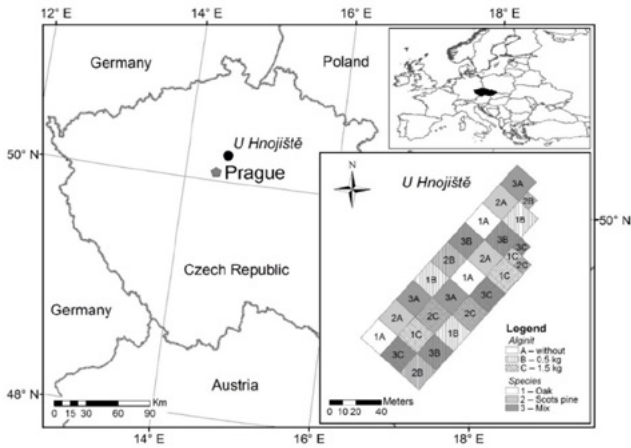


Fig. 1: Location of research sample plot "U Hnojště" and sub-plots with application of different variants of Alginite

2.2. Data collection

Height of each seedling was measured in 2013, 2014 and 2015, and average height growth rate was calculated. Annual mortality was also observed. The assimilation apparatus samples were taken in each sub-plot by the random selection with the random numbers (generated in RNG, Excel) assigned to the 50 individuals, and selected from these individuals of deciduous tree species in August and conifers in October in 2015. Three bulk samples were taken on each sub-plot for each tree species and for each variant.

Chemical analysis of the assimilation apparatus was performed in the laboratory of Tomáš in VÚLHM Opočno using the standard methodology (Zbírál 2001). The concentrations of macro-elements (N, P, K, Ca, Mg) of dry matter of the assimilation apparatus were compared using the classification limits reported in Bergmann (1993).

2.3. Data analysis

Height increment data obtained from 2013 to 2015 were analysed to evaluate the effect of the application of different Alginite variants (control, variant B, variant C) using the Statistica 12 software (StatSoft, Tulsa). The Kruskal-Wallis test was performed with the relevant multiple comparisons. Mortality was expressed in the percentage of Alginite applications by tree species and years using the method of multiple comparisons of *P* parameters of the binomial distribution (Anděl 1998). The results

are presented as homogenous groups. The hypotheses were tested using 5% significance level ($\alpha=0.05$). In order to reduce or avoid the boarder effects (edge effects) potentially caused by treatments of neighbouring seedlings, all seedlings located nearby plot-edge were excluded. We excluded 76 seedlings from each of the larger sub-plot and 36 seedlings from each of the smaller sub-plot.

An unconstrained principal component analysis (PCA) was applied in the CANOCO for Windows 4.5 program (Ter Braak and Šmilauer 2002) in order to analyse the relationships among the number of seedlings and mean height of seedling, mortality, mean height increment, nutrient contents in the assimilation apparatus, tree species, and variants of Alginite application. Data were centered and standardized during the analysis. The results from PCA were visualized in the form of the ordination diagram produced by the CanoDraw program (Ter Braak and Šmilauer 2002).

3. Results

3.1. Seedling mortality

Seedling mortality of Scots pine, English oak, red oak and Norway maple in the years 2013-2015 showed substantial differences in response to the application of Alginite (Table 1). Alginite application showed the largest difference in the first year of planting (i.e. autumn 2013). Even though positive effect of both smaller and larger doses of Alginite was observed in Scots pine, but difference was not significant ($p>0.05$). Except red oak, which responded to only high amount of Alginite application, other deciduous species showed positive responses to both B and C variants, and all these responses were highly significant ($p<0.05$). However, in the first year after planting, it was also found that responses to the application of Alginite on both conifer and deciduous species were negative. The mortality rate significantly decreased in 2015 compared to that of the previous years. A response to the application of Alginite was also positive in Scots pine, which is equivalent to that in the deciduous species.

Table 1: Mortality of particular species after Alginite application in a period between 2013 and 2015

Species	Variant	Number of trees planted - spring 2013	Fall 2013 (%)	Fall 2014 (%)	Fall 2015 (%)
Pine	A	972	21.6 a	11.8 a	1.0 a
Pine	B	729	17.4 a	30.4 b	0.9 a
Pine	C	972	21.4 a	38.7 c	0.8 a
Oak	A	972	5.6 a	1.6 a	2.1 a
Oak	B	972	2.4 b	13.3 b	4.0 a
Oak	C	727	2.6 b	5.2 c	7.5 b
Oak in mixture	A	276	22.5 a	1.9 a	4.3 a
Oak in mixture	B	303	6.9 b	9.6 b	1.2 a
Oak in mixture	C	261	2.7 b	6.3 ab	4.2 a
Maple	A	377	8.0 a	0.6 a	1.2 a
Maple	B	342	2.1 b	1.2 a	0.3 a
Maple	C	243	0.8 b	0.8 a	0.4 a
Red oak	A	320	35.0 a	36.5 a	2.3 a
Red oak	B	328	27.7 a	28.7 a	0.6 a
Red oak	C	227	6.6 b	61.3 b	7.3 b

Note: Significant differences between Alginite variants are indicated with different indices

3.2. Height increment

Table 2 shows an overview of an evaluation of the growth of seedlings based on the application of different variants of Alginite. The effect of Alginite was different for different species. In the first year of planting, there was a positive response for Scots pine treated with C variant, oak also responded positively for variants B and C but only in the monoculture, and these all responses were significant ($p < 0.05$). The effects of the application of Alginite on other species were positive, but they were not significant ($p > 0.05$). The negative response, which is also significant, was found only for maple treated with variant C. The reaction of all tree species were mostly positive also in the second year after planting. Different behaviour was observed on Scots pine treated with variant B, which showed a lower height increment compared to that of variant A, while variant C showed a large positive effect on the height increment. There was an unclear response pattern observed for oak in the monoculture, whereas height increment was slightly higher in the mixture. A significantly large height increment was observed for maple treated with variant B or C, and red oak responded with a higher height increment for variant B. The effect of Alginite was positive only for red oak

treated by variant B or C in 2015. A slightly higher height increment was found for oak treated with variant B, but application of a higher amount of Alginite had a negative effect. Maple also showed an unclear response pattern on the height increment for each of the three variants. However, there was a slightly different situation for Scots pine, in which application of Alginite showed a negative effect, but both variants B and C showed significantly lower height increments than those for the control treatment (control, Alginite A).

Table 2: Height increment of particular tree species after Alginite application in a period between 2013 and 2015

Species	Variant	Number of plants	Height 2013	P. value	Mean incr 13	P. value	Mean incr 14	P. value	Mean incr 15	P. value
Pine	A	972	25.9 a		13.3 a		23.2 a		40.8 a	
Pine	B	729	27.1 b	<0.001	13.2 a	<0.001	21.6 b	<0.001	35.4 b	<0.001
Pine	C	972	28.6 c		15.2 b		24.3 c		37.7 c	
Oak	A	972	25.0 a		7.9 a		14.2 a		10.7 a	
Oak	B	972	25.5 a	<0.001	9.9 b	<0.001	14.3 a	0.49	11.7 a	<0.001
Oak	C	727	26.5 b		9.5 b		14.0 a		8.8 b	
Oak in mixture	A	276	25.0 a		9.1 a		14.4 a		11.0 a	
Oak in mixture	B	303	25.2 a	0.856	8.2 b	<0.001	15.6 a	0.87	12.5 a	<0.001
Oak in mixture	C	261	25.4 a		8.0 b		15.0 a		8.8 b	
Maple	A	377	50.7 a		12.4 a		33.1 a		29.1 a	
Maple	B	342	54.1 b	<0.001	13.2 a	<0.001	44.8 b	0.03	25.4 a	0.06
Maple	C	243	54.4 b		11.0 b		42.1 ab		29.3 a	
Red oak	A	320	59.7 a		13.6 a		8.3 a		9.8 a	
Red oak	B	328	60.1 a	<0.001	12.9 a	0.32	9.8 a	0.37	13.8 b	0.07
Red oak	C	227	67.2 b		11.8 a		6.7 a		13.0 b	

Note: Significant differences between Alginite variants are indicated with different indices; SE: standard error

A general evaluation of the effects of Alginite on the height increments for a period between 2013 and 2015 is presented in figure 2. Generally, height increment is positive for all broad-leaved species treated with variant B, and significant difference was found in the height growth for maple and oak planted in the monoculture. A negative effect was observed for Scots pine treated with variant B and for oak planted in mixture and treated with variant C.

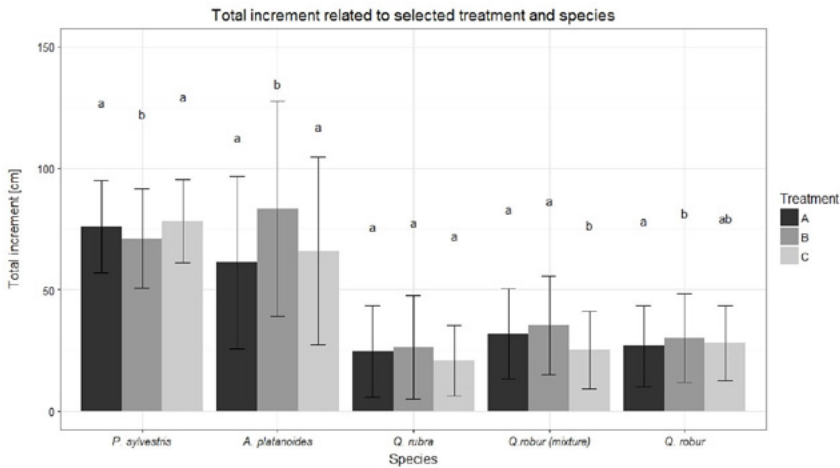


Fig. 2: Total height increment of seedlings after Alginite applications within three years of measurement, differentiated by tree species; significant differences among Alginite variants are indicated by different indices

3.3. Nutrient concentration in assimilation apparatus

Table 3 shows the concentration of nitrogen, phosphorus, potassium, calcium and magnesium in the dry matter of the assimilation apparatus of the species of interest according to the Alginite variants. Data showed that differences in the foliar nutrient concentrations between the variants were insignificant ($p > 0.05$). Nitrogen concentration was higher in all four species treated with a variant with higher dose, while lower dose resulted in positive effects in Scots pine and English oak planted in the monoculture and mixture.

The phosphorus content was slightly higher on the plots treated with lower doses for both oak and maple. Only maple showed a higher phosphorus content in both variants B and C. English oak reflected an increased phosphorus content only for variant B on both mixture and monoculture plantings. Red oak responded negatively in case of both larger and smaller doses of Alginite. However, Scots pine did not respond irrespective of the doses of Alginite applied.

The amount of potassium in the dry matter was similar to that of nitrogen. English oak responded positively to both Alginite doses compared to the control treatment. Norway maple had a higher content only in the variant with an increased dose of Alginite. In red oak, the potassium amount was always smaller after application of Alginite. Scots pine reflected a small decrease of the potassium amount after application of Alginite.

Oak, in both cases (in mixture and monoculture) reacted negatively, with a reduced calcium content versus that of the control plot. Scots pine also reacted slightly negatively. In maple and red oak, the calcium content always increased only for a variant B.

The magnesium content in the assimilation apparatus proved to be less positive when compared to other elements. The increased amount of magnesium in dry matter occurred only in maple. English oak planted in a mixture did not show any changes in the magnesium content and in Scots pine, in which doses applied, were the same. Oak planted in monoculture indicated a reduced level of magnesium. A remarkably reduced magnesium content was recorded in red oak for variant B.

Tab. 3: Nutrient content in the assimilation apparatus and recommended value according to Bergmann

Species	Alginite	N (%)	± SE	P (%)	± SE	K (%)	± SE	Ca (%)	± SE	Mg (%)	± SE
Oak	A	1.84	0.19	0.19	0.02	0.62	0.03	1.93	0.24	0.21	0.01
Oak	B	2.07	0.19	0.20	0.02	0.66	0.03	1.75	0.24	0.18	0.01
Oak	C	2.20	0.19	0.18	0.02	0.63	0.03	1.42	0.24	0.18	0.01
Oak in mixture	A	2.00	0.19	0.20	0.02	0.63	0.04	1.76	0.17	0.19	0.01
Oak in mixture	B	2.05	0.19	0.21	0.02	0.66	0.04	1.59	0.17	0.19	0.01
Oak in mixture	C	2.01	0.19	0.19	0.02	0.66	0.04	1.71	0.17	0.19	0.01
Red oak	A	2.05	0.20	0.24	0.02	0.67	0.05	1.54	0.21	0.20	0.01
Red oak	B	2.05	0.20	0.18	0.02	0.65	0.05	1.63	0.21	0.19	0.01
Red oak	C	2.27	0.20	0.20	0.02	0.66	0.05	1.54	0.21	0.20	0.01
Oak Bergmann	-	2 - 3	-	0.15 - 0.3	-	1 - 1.5	-	0.3 - 1.5	-	0.15 - 0.3	-
Maple	A	2.13	0.18	0.18	0.03	0.67	0.03	1.56	0.18	0.17	0.01
Maple	B	2.07	0.18	0.21	0.03	0.63	0.03	1.79	0.18	0.18	0.01
Maple	C	2.31	0.18	0.20	0.03	0.69	0.03	1.35	0.18	0.19	0.01
Maple Bergmann	-	1.7 - 2.2	-	0.15 - 0.25	-	1 - 1.5	-	0.3 - 1.5	-	0.15 - 0.3	-
Pine	A	1.87	0.03	0.15	0.04	0.63	0.01	0.29	0.01	0.09	0.01
Pine	B	1.92	0.02	0.15	0.04	0.63	0.01	0.28	0.01	0.09	0.01
Pine	C	1.89	0.04	0.15	0.04	0.62	0.01	0.28	0.01	0.09	0.01
Pine Bergmann	-	1.4 - 1.7	-	0.14 - 0.3	-	0.4 - 0.8	-	0.25 - 0.6	-	0.1 - 0.2	-

Note: higher nutrient contents in variants with Alginite compared to control plots (without fertilizer) are highlighted; values according to Bergmann describe the first content value as a threshold sufficiency, the second value as a threshold excess; SE: standard error

3.4. Relationships among seedling parameters, nutrient contents and Alginite variants

The results of the PCA analysis are presented in the form of the ordination diagram (Fig. 3). The first ordination axis explained 39.1%, the first and second axes together explained 61.9%, and all four axes explained 86.7% variability of the data. The mortality was negatively correlated with mean height and showed a small correlation with with nitrogen and potassium. The contribution of nutrient contents to the mortality in 2013 and 2014 was relatively small. The application variants A, B, C showed low significance to the mutual relationships among seedling mortality, mean height increment and nutrient content in the assimilation apparatus compared to larger differences among the species. Differences among the variants were remarkable, especially for maple and red oak as marks of each record were relatively distant from one another, but marks for oak and pine were relatively closer together, in the diagram. Responses of tree species to the application of Alginite variants were different, when oaks variants with higher mortality in 2015 occupied the down-left part of a diagram, while higher increment were typical for maple and pine. Alginite application had a high positive effect on the mortality of seedling in the first year after planting. Generally, the best Alginite variant for height growth was a variant B.

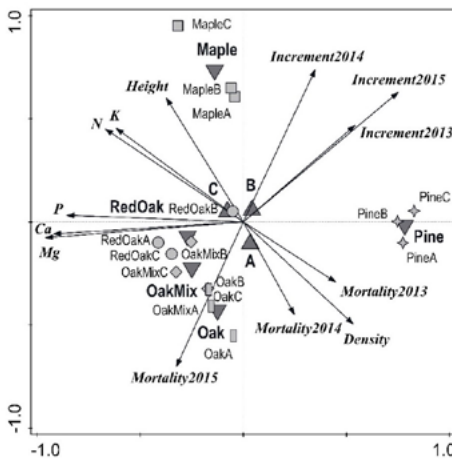


Fig. 3: Ordination diagram showing results of PCA analysis of relationships among number of seedlings (Density) and mean height (Height) at planting, seedling mortality (Mortality), mean height increment (Increment) in 2013, 2014 and 2015, nutrient content in the assimilation apparatus (N, K, Ca, P, Mg), tree species (Maple, Pine, Oak, RedOak, OakMix) and variants of Alginite application (A, B, C); small codes: ●, ▲, ■, ◆, ▼ indicate tree species with variants of Alginite application; large codes: ▲, ▼ indicate tree species or variants of Alginite application

4. Discussion

One of the reasons why fertilizers are used in the forest crops is to reduce the mortality of seedlings in the first year, i.e. immediately after planting. There have been many studies carried out, focusing on the causes of plant mortality in the forest crops (Erafur et al. 2008; Barbeito et al. 2012). Some sorts of support for the planted seedlings on the marginal and abandoned agricultural lands, which might have the unfavourable site conditions, is often necessary (Kupka et al. 2015), and it becomes increasingly important with regard to a success of afforestation (Hatlapatková and Podrázský 2011). A positive effect of Alginite application on the seedling mortality in the first year after plantation corroborated the previously published results (Kupka et al. 2015; Tužinský et al. 2015). For example, mortality of red oak in the control sub-plots (control, variant A) was more than 7 times higher compared to that with the application of variant C. Difference of the mortality in response to treatment was not only significant for Scots pine, but there was a positive effect of both doses of Alginite (variants B and C). However, in the first year after planting an adverse trend has been reported for the Alginite application in Scots pine (Tužinský et al. 2015). In 2014, the mortality on all sub-plots treated with variants B and C were mostly higher than that of the control sub-plots, but this may not necessarily be caused by the mineral fertilizer but by climatic condition with higher temperature in April-June compared to the years 2013 and 2015 (Czech Hydrometeorological Institute Prague Kbely). In 2015, the results were unclear and positive effect of the Alginite application was manifested only for sub-plots planted with Scots pine.

Another important parameter, which reflects the response to the fertilizer application, is the height increment of seedlings. In the past, the effect of fertilizers on different tree species using wood ash or ash obtained from the peats was tested (Huotari et al. 2008; Pärn et al. 2009; Erfurt et al. 2011; Kikamägi et al. 2014). These studies have investigated the height increment of the seedlings during the first 2-4 years after planting; a positive influence of fertilizing by the ashes, however, was studied only on the forested areas. The sewage sludge is another fertilizer applied to forest crops, and those studies evaluated the sparsely wooded areas on agricultural land, which combine forestry and pasture. Evaluating the effect of sewage sludge in combination with nitrogen confirmed the increased height increment in red oak seedlings during the first four years after planting (Ferreiro-Dominguez et al. 2011). Another important study, which compared the use of sewage sludge compared to the control plots and the area fertilized with mineral fertilizers (by 500 kg to 8% N - 24% P₂O₅ - 16% K₂O per hectare) also confirmed the positive effect of sewage sludge on the height increment of seedlings (Rigueira-Rodríguez et al. 2010). Conversely, the use of sewage sludge in combination with lime has led to the positive results on seedling height increments (Mosquera-Losada et al. 2012). The effect of Alginite was only evaluated one year after planting, with a positive result in the height increment (Kupka et al. 2015; Tužinský et al. 2015). The evaluation of three-year old plantations showed, in general, a positive effect in plant growth after Alginite application. Concretely variant B had a positive

effect on the height increment for all broad-leaved trees; more remarkably for maple, and these all positive effects may be comparable with those from the application of sewage sludge (Rigueira-Rodriguez et al. 2010; Ferreiro-Dominguez et al. 2011).

In addition, other materials, which are based on the algae extracts, have been proven as a convenient supportive matter for improvement of the growth of young plants in the forest nurseries (Lorenc et al. 2016). This study has shown that Bio-Algeen® prepa-
rate significantly improved the growth and development of the aboveground parts of seedlings, despite of the reduced mycorrhisation.

The nutrient content in the assimilation apparatus (organ) is one of the main factors that influence the growth of forest trees (Šrámek et al. 2009; Vacek et al. 2006, 2009; Truparová and Kulhavý 2011). The nutrient content in dry matter of the assimilation apparatus in the variants with different Alginite applications was not statistically conclusive. Only nitrogen reached higher values in the assimilation organs. Nitrogen is the key element, which increases the biomass production (Hejzman et al. 2007; Šrámek et al. 2009; Ring et al. 2013; Peragón et al. 2015). Furthermore, a trend has been observed with higher concentration of the major elements in the deciduous tree species (Hagen-Thorn et al. 2004; Šrámek et al. 2009) and most strikingly in the calcium. The actual supply of the major elements in the dry matter assimilation apparatus on the afforested agricultural land according to Bergmann (1993) showed values approaching, and often exceeding, the limit excess. In all deciduous tree species, lack of potassium was found, which might be due to the nature of the site or soil types.

5. Conclusion

The results of our study showed a significant positive effect of Alginite application on the mortality of seedlings in the first year after planting. The fertilization effect was rather smaller in the second year and the results were almost inconclusive in the third year. The positive effects were recorded in the height increment of the species of interest and significant differences were found among them, in general, after three year's period of the planting for Norway maple. Other tree species show unclear response patterns of the height increment in response to the application of Alginite, but Scots pine responded negatively. The nutrient contents in the assimilation apparatus showed insignificant differences. Afforestation of the marginal farmland is of growing importance, and therefore we need to pay more attentions to improve site environments and support the growth of forest crops. The application of organic sediments, such as Alginite could be one of the effective ways to enhance the growth of plantations, and therefore further research needs to be devoted to this topic in the future.

Acknowledgement

This research was supported by Ministry of Agriculture of the Czech Republic (project no QJ1520037 and QJ1320122) and also by Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life Sciences in Prague (project IGA B03/17 at the Department of Silviculture).

References

- Anděl J (1998) Statistické metody. Matfyzpress. Praha, 274.
- Augusto L, Ranger J, Binkley D, Rothe A (2002) Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of Forest Science* 59: 233-253.
- Balcar V, Špulák O, Kacálek D, Kuneš I (2012) Klimatické podmínky na výzkumné ploše Jizerka – I. Srážky a půdní vlhkost. *Zprávy lesnického výzkumu* 57: 74–81.
- Barbeito I, Dawes M, Rixen CH, Senn J, Bebi P (2012) Factors driving mortality and growth at tree line: a 30-year experiment of 92 000 conifers. *Ecology* 93: 389-401.
- Bergmann W (1993) Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Gustav Fischer Verlag, Jena, Germany.
- Bergh J, Nilsson U, Grip H, Hedwall PO, Lundmark T (2008) Effects of frequency of fertilisation on production, foliar chemistry and nutrient leaching in young Norway spruce stands in Sweden. *Silva Fennica* 42: 721–733.
- Borůvka L, Podrázský V, Mládková L, Kuneš I, Drábek O (2005) Some approaches to the research of forest soils affected by acidification in the Czech Republic. *Soil Science and Plant Nutrition* 51: 745–749.
- Campbell JE, Lobell DB, Genova RC, Field CB (2008) The global potential of bioenergy on abandoned agriculture lands. *Environmental Science and Technology* 242: 5791–5794.
- Colak AH (2003) Effects of microsite conditions on Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) seedlings in high-elevation planting. *Forstwissenschaftliches centralblatt* 122: 36-46.
- Cukor J, Vacek Z, Linda R, Bílek L (2017) Carbon sequestration in soil following afforestation of former agricultural land in the Czech Republic. *Central European Forestry Journal* 63: 97-104.
- Černý Z, Lokvenc T, Neruda J (1995) Zalesňování nelesných půd. Praha, Institut výchovy a vzdělávání Ministerstva zemědělství, ČR: 55.
- Erafur C, Bergsten U, Chantal M (2008) Establishment of direct seeded seedlings of Norway spruce and Scots pine: Effects of stand conditions, orientation and distance with respect to shelter tree, and fertilisation. *Forest Ecology and Management* 255: 1186-1195.
- FAO (2008) Fighting food inflation through sustainable investment: grain production and export potential in CIS countries e rising food prices: causes, consequences and policy responses. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations; 2008 March 10. 16 p. Sponsored by the European Bank for Reconstruction and development and the FAO.

- Ferreiro-Domínguez N, Rigueiro-Rodríguez A, Mosquera-Losada MR (2011) Response to sewage sludge fertilisation in a *Quercus rubra* L. silvopastoral system: Soil, plant biodiversity and tree and pasture production. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 141: 49-57.
- Fuerst Ch, Vacik H, Lorz C, Makeschin F, Podrázský V (2007) Meeting the challenges of process-oriented forest management. *Forest Ecology and Management* 248: 1-5.
- Gömöryová E, Vass D, Pichler V, Gömöry D (2009) Effect of alginite amendment on microbial activity and soil water content in forest soils. *Biologia* 64: 585-588.
- Hagen-Thorn A, Armolaitis K, Callesen I, Stjernquist I (2004) Macronutrients in tree stems and foliage: a comparative study of six temperate species planted at the same stands. *Annals of Forest Science* 61: 489-498.
- Hejcman M, Klaudivsová M, Štursa J, Pavlů V, Schellberg J, Hejcmanová P et al. (2007) Revisiting a 37 years abandoned fertilizer experiment on *Nardus* grassland in the Czech Republic. *Agriculture, ecosystems and environment* 118: 231- 236.
- Hatlapatková L, Podrázský V (2011) Obnova vrstev nadložního humusu na zalesněných zemědělských půdách. *Zprávy lesnického výzkumu* 56: 228-234.
- Hatlapatková L, Podrázský V, Vacek S (2006) Výzkum v lesních porostech na bývalých zemědělských půdách v oblasti Deštného a Neratova v PLO 25 – Orlické hory. In: Zalesňování zemědělských půd, výzva pro lesnický sektor. Sborník referátů KPL FLE ČZU v Praze 15-24.
- Hedwall PO, Strengbom J, Nordin A (2013) Can thinning alleviate negative effects of fertilization on boreal forest floor vegetation? *Forest Ecology and Management* 310: 382-392.
- Holubík O, Podrázský V, Vopravil J, Khel T, Remeš J (2014) Effect of agricultural land afforestation and tree species composition on the soil reaction, total organic carbon and nitrogen content in the uppermost mineral soil profile. *Soil and Water Research* 9: 192-200.
- Huotari N, Tillman-Sutela E, Pasanen J, Kubin E (2008) Ash-fertilization improves germination and early establishment of birch (*Betula pubescens* Ehrh.) seedlings on a cut-away peatland. *Forest Ecology and Management* 255: 2870-2875.
- Kádár I, Ragályi P, Murányi A, Radimszky L, Gajdó A (2015) Effect of Gércé alginite on the fertility of an acid sandy soil. *Agrokémia és talajtan* 64: 437-452.
- Kacálek D, Bartoš J (2002) Problematika zalesňování neproduktivních zemědělských pozemků v České republice. *FLD ČZU – Katedra pěstování lesa* 39-45.
- Kaplan J, Krumhardt K, Zimmermann N (2009) The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. *Quaternary Science Reviews* 28: 3016-3034.
- Kikamägi K, Ots K, Kuznetsova T, Pototski A (2014) The growth and nutrients status of conifers on ash-treated cutaway peatland. *Trees* 28: 53-64.
- Köppen W (1936) *Das Geographische System der Klimate*, Handbuch der Klimatologie. Gebrüder Borntraeger, Berlin.
- Králíček I, Vacek Z, Vacek S, Remeš J, Bulušek D, Král J et al. (2017). Dynamics and structure of mountain autochthonous spruce-beech forests: impact of hilltop phenomenon, air pollutants and climate. *Dendrobiology* 77: 119-137.
- Kulich J, Valko J, Obernauer D (2001) Perspective of exploitation of alginite in plant nut-

- rition. *Journal of Central European Agriculture* 2: 3–4.
- Kuneš I, Baláš M, Špulák O, Kacálek D, Balcar V, Šesták J, Millerová K (2011) Stav výživy smrku ztepilého jako podklad pro zvážení potřeby přihnojení listnáčů a jedle vnášených do jehličnatých porostů. *Zprávy lesnického výzkumu* 56: 36–43.
- Kuneš I, Balcar V, Benešová T, Baláš M, Zadina J, Zahradník D et al. (2009) Influence of pulverized limestone and amphibolite mixture on the growth performance of *Alnus incana* (L.) Moench plantation on anacidified mountain site. *Journal of Forest Science* 55: 469–476.
- Kuneš I, Balcar V, Čížek M (2004) Influence of amphibolite powder and Silvamix fertiliser on Norway spruce plantation in conditions of air polluted mountains. *Journal of Forest Science* 50: 366–373.
- Kupka I, Prknová H, Holubík O, Tužinský M (2015) Účinek přípravků na bázi řas na ujímavost a odrůstání výsadeb lesních dřevin. *Zprávy lesnického výzkumu* 60: 24–28.
- Lorenc F, Pešková V, Modlinger R, Podrázský V, Kleinová D (2016) Effect of Bio-Algeen preparation on growth and mycorrhizal characteristics of Norway spruce seedlings. *Journal of Forest Science* 62: 285–291.
- Mosquera-Losada MR, Rigueiro-Rodriguez A, Ferreiro-Dominguez N (2012) Residual effect of lime and sewage sludge input on soil fertility and tree and pasture production in a *Pinus radiata* D. Don silvopastoral system established in a very acidic soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 161: 165–173.
- Pabian SE, Ermer NM, Tzilkowski WM, Brittingham MC (2012) Effects of liming on forage availability and nutrient content in a forest impacted by acid rain. *PLoS one* 7: e39755.
- Pärn H, Mandre M, Tilk M (2009) Changes in the Growth of Silver Birch (*Betula pendula* Roth) and Black Alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) Seedlings on Peat Soil Fertilisation with Wood and Peat Ashes. *Baltic forestry* 15: 168–176.
- Peragón JLN, Matias LFB, Puertalos Simon J (2015) Restoration of European yew (*Taxus baccata* L.) in Mediterranean mountains: importance of seedlings nursery fertilization and post-planting lights levels. *Forest Systems* 27: Issue3 7p.
- Podrázský V (1994) Liming of pine stands on sandy soils in the area of Týniště nad Orlicí (East Bohemia). In: Matějka K. (ed.): Investigation of the forest ecosystems and of forest damage. Lowland and submountain forests and monitoring of the forest status. Proceedings of the workshop. Kostelec nad Černými lesy, 5.-7. 4. 1993. České Budějovice, Scientific Pedagogical Publishing 202–212.
- Podrázský V, Procházka J (2009a) Effects of the reforestation of agricultural lands on the humus form development in the middle altitudes. *Scientia Agriculturae Bohemica* 40: 41 – 46.
- Podrázský V, Procházka J (2009b) Zalesnění zemědělských půd v oblasti Českomoravské vysočiny a obnova vrstvy nadložního humusu. *Zprávy lesnického výzkumu* 54: 79 – 84.
- Podrázský V, Remeš J, Ulbrichová I (2003) Biological and chemical amelioration effects on the localities degraded by bulldozer site preparation in the Ore Mts. – Czech Republic. *Journal of Forest Science* 49: 141 – 147.
- Podrázský V, Štěpaník R (2002) Vývoj půd na zalesněných zemědělských plochách – oblast LS Český Rudolec. *Zprávy lesnického výzkumu* 47: 53–56.

- Podrázský V, Ulbrichová I, Kuneš I, Folk P (2004) Vliv olše zelené na stav lesních půd ve vyšších nadmořských výškách. Zprávy lesnického výzkumu 49: 29–31.
- Podrázský V, Remeš J, Hart V, Moser WK (2009) Production and humus form development in forest stands established on agricultural lands – Kostelec nad Černými lesy region. *Journal of Forest Science* 55: 299–305.
- Podrázský V, Holubík O, Vopravil J, Khel T, Moser WK, Prknová H (2015) Effects of afforestation on soil structure formation in two climatic regions of the Czech Republic. *Journal of Forest Science* 61: 225–234.
- Podrázský V, Fulín M, Prknová H, Beran F, Třeštík M (2016) Changes of agricultural land characteristics as a result of afforestation using introduced tree species. *Journal of Forest Science* 62: 72–79.
- Quitt E (1974) Klimatické oblasti Československa. 1. vyd. Brno, ČAV – GÚ, 73.
- Rigueiro-Rodríguez AA, Ferreiro-Domínguez N, Mosquera-Losada MR (2010) The effects of fertilization with anaerobic, composted and pelletized sewage sludge on soil, tree growth, pasture production and biodiversity in a silvopastoral system under ash (*Fraxinus excelsior* L.). *Grass and Forage Science* 65: 248–259.
- Ring E, Hogbom L, Jansson G (2013) Effects of previous nitrogen fertilization on soil-solution chemistry after final felling and soil scarification at two nitrogen-limited forest sites. *Canadian Journal of Forest Research* 43: 396–404.
- Rounsevell MDA, Reginster I, Araújo MB, Carter TR, Dendoncker N, Ewert F et al. (2006) A coherent set of future land use change scenarios for Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114: 57–68.
- Ruskule A, Nikodemus O, Kasparinskis R, Prižavoite D, Bojāre D, Brūmelis G (2016) Soil – vegetation interaction in abandoned farmland within the temperate region of Europe. *New Forests* 47: 587–605.
- Schönenberger W (2001) Cluster afforestation for creating diverse mountain forest structure – a review. *Forest Ecology and Management* 145: 121–128.
- Stoate C, Báldi A, Bejca P, Boatman ND, Herzon I, Doorn A et al. (2009) Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management* 91: 22–46.
- Szabó LP (2004) Characterization of alginite humic acid content. PERMEA 2003, Membrane Science and Technology Conference of Visegrad Countries, Tatranské Matliare, 7. – 11. 9. 2003, 85–91.
- Šindelář J, Frýdl J (2006) Hlavní směry a cíle aktivit spojených se zalesňováním nelesních půd v České republice. Zalesňování zemědělských půd, výzva pro lesnický sektor. Kostelec nad Černými lesy, 17. 1. 2006, Praha, ČZU a Jíloviště-Strnady, VULHM – VS Opočno: 33–38.
- Šrámek V, Lomský B, Novotný R (2009) Hodnocení obsahu a zásoby živin v lesních porostech – literární přehled. Zprávy lesnického výzkumu 54: 307–315.
- Špulák O (2006) Příspěvek k historii zalesňování zemědělských půd v České republice. Zalesňování zemědělských půd, výzva pro lesnický sektor. Sborník referátů, 15–24.
- Špulák O, Kacálek D (2011) Historie zalesňování nelesních půd na území ČR. Zprávy lesnického výzkumu 56: 49–57.

- Ter Braak C J F, Šilmauer P (2002) CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca, NY, USA (www.canoco.com): Microcomputer Power.
- Truparová S, Kulhavý J (2011) Výživa smrkových porostů na vápněných plochách s různou intenzitou probírkového zásahu v Moravskoslezských Beskydech. Zprávy lesnického výzkumu 56: 178-188.
- Tužinský M, Kupka I, Podrázský V, Prknová H (2015) Influence of the mineral rock alginate on survival rate and rate-growth of selected tree species on agricultural land. Journal of Forest Science 61: 399-405.
- Vacek S, Podrázský V, Hejcman M, Remeš J (2006) Effect of Mg fertilization on yellowing disease of Norway spruce at higher elevations of the Šumava Mts., Czech Republic. Journal of Forest Science 52: 474-481.
- Vacek S, Hejcman M, Semelová V, Remeš J, Podrázský V (2009) Effect of soil chemical properties on growth, foliation and nutrition of Norway spruce stand affected by yellowing in the Bohemian Forest Mts., Czech Republic. European Journal of Forest Research 128: 367-375.
- Vacek S, Hejcman M (2012) Natural layering, foliation, fertility and plant species composition of a *Fagus sylvatica* stand above the alpine timberline in the Giant (Krkonoše) Mts., Czech Republic. European Journal of Forest Research 131: 799-810.
- Vacek S, Hejcmanová P, Hejcman M (2012) Vegetative reproduction of *Picea abies* by artificial layering at the ecotone of the alpine timberline in the Giant (Krkonoše) Mountains, Czech Republic. Forest Ecology and Management 263: 199-207.
- Vacek S, Vacek Z, Bulušek D, Putalová T, Sarginci M, Schwarz O et al. (2015) European Ash (*Fraxinus excelsior* L.) dieback: Disintegrating Forest in the Mountains Protected areas, Czech Republic. Austrian Journal of Forest Science 132: 203-222.
- Vacek Z, Vacek S, Podrázský V, Král J, Bulušek D, Putalová T et al. (2016) Structural diversity and production of alder stands on former agricultural land at high altitudes. Dendrobiology 75: 31-44.
- Vass D, Konečný V, Elečko M, Milička J, Snopková P, Šucha V et al. (1997) Alginit – Nový zdroj slovenského nerudného surovinového potenciálu (ložisko Pinciná). Mineralia Slovaca 29: 1-39.
- Vass D, Konečný V, Elečko M, Kozáč J, Molnár J, Zakovič M (1998) Ložisko diatomitu v bazaltovom mare při Jelšovci a možnosti jeho využitia. Mineralia Slovaca 30: 333-356.
- Vopravil J, Podrázský V, Batysta M, Novák P, Havelková L, Hrabalíková M (2015) Identification of agricultural soils suitable for afforestation in the Czech Republic using a soil database. Journal of Forest Science 61: 141-147.
- Williams M (2000) Dark ages and dark areas: global deforestation in the deep past. Journal of Historical Geography 26: 28-46.
- Zbírál J (2001) Porovnání extrakčních postupů pro stanovení základních živin v půdách ČR. Brno, Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský: 205 p.

Internet sources:

Czech Hydrometeorological Institute Prague Kbely, available online from: portal.chmi.cz

5.1.2. The Effects of Alginite Fertilization on Selected Tree Species Seedlings Performance on Afforested Agricultural Land.

2. CUKOR J., LINHART L., VACEK Z., BALÁŠ M., LINDA R. (2017): The Effects of Alginite Fertilization on Selected Tree Species Seedlings Performance on Afforested Agricultural Land. *Central European Forestry Journal*, 63 (1): 48-56.

The Effects of Alginite Fertilization on Selected Tree Species Seedlings Performance on Afforested Agricultural Lands

Jan Cukor, Lukáš Linhart*, Zdeněk Vacek, Martin Baláš, Rostislav Linda

Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Forestry and Wood Sciences, Kamýcká 129,
CZ – 165 21 Prague 6 - Suchbátka, Czech Republic

Abstract

Afforestation of marginal agricultural lands is an important issue in the land use changes running in Europe at present. The aim of the presented study is the documentation of effects of site improving material Alginite three years after afforestation of agricultural land in the locality with unfavourable hydrophysical regime. The impact was evaluated on growth parameters (height increment, mortality and foliar nutrient content) of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco), Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and a mixture of English oak (*Quercus robur* L.), red oak (*Quercus rubra* L.) and Norway maple (*Acer platanoides* L.) seedlings on former agricultural land in central Bohemia, Czech Republic. The research plot consists of 36 square sub-plots, each sub-plot is 400 m² in size. Each sub-plot consists of 400 individuals, except Douglas-fir with 200 individuals. The following doses of Alginite were applied: control (variant A without Alginite), 0.5 kg of Alginite (B) and 1.5 kg of Alginite (C) on both conifers and broadleaves. The results showed that Alginite application had greater positive effect on height growth of seedlings than mortality, especially variant C. In most of the cases height increments were significantly positively affected ($p < 0.05$) by both variants of Alginite application only in the third year after planting. Alginite applications were also connected with differences in the foliar nutrient content, especially with higher magnesium and phosphorus values. The highest differences among Alginite variants were observed for Norway maple and English oak, while the lowest for red oak and Scots pine within all monitored parameters.

Key words: afforestation; soil improvement; fertiliser; plantation growth; mortality

Editor: Vladimír Šebeň

1. Introduction

Changes of the land use are continuously running in the Europe for centuries (Skaloš et al. 2012). From a historical perspective, the population of Central Europe has been engaged in reforestation of agricultural land for at least two centuries (Špulák & Kacálek 2011). This trend reversed tendencies common in the previous period, causing deforestation for the purpose of obtaining fuel, construction materials, but also for gaining the land suitable for agricultural use (Kaplan et al. 2009; Williams 2000), throughout the whole European continent (Rowney 2015). Although some evidence on the reforestation of non-forest lands are dated in the 16th century (Kacálek & Bartoš 2002; Špulák 2006), the largest expansion of afforestation of agricultural land was not until after the Second World War (Kacálek & Bartoš 2002), especially in the border regions after the confiscation of grounds originally belonging to the German population (Špulák & Kacálek 2011; Vacek et al. 2016). In the sixties of the 20th century afforestation of non-forest land reached up to 6,000 hectares per year, later on annually around 1,000 hectares (Černý et al. 1995). Another phase of afforesta-

tion and forest expansion comes in the 1990s and is still under way (Špulák & Kacálek 2011). Nowadays (from 2010 to 2014) forest area in the Czech Republic increased by 2,250 ha year⁻¹ (MZe 2015).

Large areas of agricultural land suitable for afforestation are not found only in Eastern Europe (Henebry 2009) and in some parts of Western Europe (Anthelem et al. 2001), but currently also in the Czech Republic. More exact estimates are depending on the used criteria, for example Podrázský & Štěpaník (2002) have reported between 50 000 to 500 000 hectares. In the area of the European Union there is cca 12 to 16 million ha of land to be excluded from agricultural production and thus suitable for afforestation from ecological as well as economic reasons (Campbell et al. 2008). It is therefore important to pay a great attention to this issue.

The most frequently used tree species in the newly established forest stands was Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.), but also other specimen such as European larch (*Larix decidua* Mill.), black alder (*Alnus glutinosa* L. Gaertn.), European ash (*Fraxinus excelsior* L.) and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) (Hatlapatková et al. 2006; Šindelář & Frýdl 2006; Vacek et al. 2015, 2016). Intro-

*Corresponding author. Lukáš Linhart, e-mail: linhartl@fd.czu.cz

duced tree species such as Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* Mirbat.) or red oak (*Quercus rubra* L.) have been recently gaining attention (Gruber & Nick 2000; Miltner & Kupka 2016). Those are also used in afforestation of former agricultural land.

The most problematic stage in the establishment and development of forest stands, particularly in extreme climatic and habitat conditions, is undoubtedly the phase of actual planting. Survival rate and initial growth of established stands determines further development of plantations (Kupka et al. 2015). Failures in reforestation are often affected by unfavourable soil conditions. However, forest species have various mechanisms allowing successful growth under unfavorable habitat conditions (Vacek & Hejman 2012; Vacek et al. 2012). On the other hand, there is thus many practices designed to facilitate reforestations used in forestry, categorized as chemical or biological amelioration (Podrázský 1994, 2006a, b; Podrázský et al. 2003; Kacálek et al. 2009; Balcar et al. 2011; Kuneš et al. 2011). These interventions may involve the application of lime, pulverized basic rocks (Kuneš et al. 2009) or special slowly soluble fertilizers (Kuneš et al. 2004). Furthermore, a number of deciduous trees has beneficial effect on the state of forest soils in mountain conditions (Podrázský et al. 2004).

One of the important factors ensuring successful reforestation and decent survival rate of young trees is undoubtedly soil moisture in the upper horizon of the soil profile. Moisture deficiency in the soil negatively affects root system. This problem may be partially mitigated by adding fossil materials such as Alginite (Kupka et al. 2015), which, besides, have the function of enhancing water uptake in the root area of the seedlings.

Alginite is an organic sediment representing the oil shale category, which was formed 3–4 million years ago during volcanic changes (Kulich et al. 2001; Kadar et al. 2015). This gray to dark gray rock is rich in organic matter and contains 5 to 50%, in some deposits even 90% of organic matter (Szabó 2004). Alginite was created in aquatic environment of algae and therefore performs a high content of elements such as phosphorus, potassium, calcium and magnesium (Gömöryová et al. 2009). Vass et al. (1997, 1998) formerly described the use of Alginite in forestry. The effect on seedlings in the first year after afforestation of agricultural land was assessed by Tužinský et al. (2015) and Kupka et al. (2015).

This study is focused on the afforestation of non-forest land in areas less favourable for forest tree species and documents the effects of Alginite fertilization on plantations survival rate (mortality) and growth (height increment) of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), English oak (*Quercus robur* L.), red oak (*Quercus rubra* L.), Norway maple (*Acer platanoides* L.) and Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) three years after planting on agricultural land. The aim was also to assess the effect of different Alginite doses on nutrition concentrations in the assimilation apparatus of particular tree species.

2. Material and methods

2.1. Description of the study area

The effects and use of Alginite as supporting material for forest stands establishment on non-forest land was assessed at a relatively dry area near the Hovorčovice village north of Prague (Natural Forest Area/PLO 17 Polabí) in the Czech Republic. The site is located at GPS coordinates N50°13.95' E14°25.58', and provisionally named “U Lomu”. It is a former agricultural land on warm and moderately dry sites with an average annual temperature of 8–9 °C. The average annual precipitation is 500–600 mm and the expectation of dry vegetation season is 20–30%. Higher temperatures and low precipitation in vegetation season are notably limiting factors on site (Tužinský et al. 2015). The research area is exposed to the west with modal eubasic to mesobasic cambisol on slate soil-forming substrate. The soil is deep to moderately deep with medium particle size distribution and good water storage capacity.

The research plot has a total area of 14,400 m² and consists of 36 sub-plots designed 20 × 20 m. All sub-plots were established using dug-hole method in the spring of 2013 in the 1 m by 1 m spacing (400 pieces per plot). The whole research plot was fenced and no weed trimming was applied. Selected tree species were following: Scots pine (*Pinus sylvestris*), and a line mix of English oak (*Quercus robur*), red oak (*Quercus rubra*) and Norway maple (*Acer platanoides*). Furthermore, Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) planting stock were planted in the 1 m × 2 m spacing (200 trees per plot). Scots pine and Douglas-fir seedlings were two years old, all broadleaves were three years old while all seedlings used were bare rooted. Besides the control variant without any application of Alginite fertilizer (variant A), two variants with the application of 0.5 kg (B) and 1.5 kg of Alginite (C) per planting point were planted. Alginite used in the study had following content of macroelements: Ca 15 528 mg/kg, Mg 1 841 mg/kg, P 42,9 mg/kg, K 196 mg/kg and N total content was 0.207%. All the variations (3 tree species choices by 3 variant choices) were established in 4 replications.

2.2. Sample processing

Tree heights were measured every autumn in the years 2013, 2014 and 2015 using height measuring instruments while mortality of individuals was also registered. Due to this fact the average height increments were calculated. In 2015, foliage samples (leaves or needles) were taken choosing 50 randomly selected trees (uniform distribution of random numbers by RNG/Excel) in each sub-plot in August from deciduous and coniferous species, respectively. Three composite samples were taken in each sub-plot for each tree species and for each variant.

The analysis of assimilation apparatus was realized in the Tomáš laboratory, resident in VÚLHM Opočno according to standard methodologies (Zbiral 2001). The concentration of macroelements (N, P, K, Ca, Mg) in the dry matter of foliage was contrasted with the classification limits according to Bergmann (1993).

The analyses were processed in the Statistica 12 software (StatSoft, Tulsa). All data were at first log transformed in order to meet the assumption of normal distribution (tested by Kolmogorov-Smirnov test). The differences between height increments of tree species were tested by one-way analysis of variance (ANOVA). Significant differences were consequently tested by post-hoc comparison Tukey's HSD tests. Unconstrained principal component analysis (PCA) in the CANOCO for Windows 4.5 program (Ter Braak & Šmilauer 2002) was used to analyse relationships among number of plants, mortality, mean height, height increment, nutrient content in the assimilation apparatus, tree species and variants of Alginite application. Data were centred and standardized during the analysis. The results of the PCA analysis were visualized in the form of an ordination diagram constructed by the CanoDraw program (Ter Braak & Šmilauer 2002).

3. Results

3.1. Plantation mortality

The values of seedlings mortality for individual tree species are listed in Table 1 below. The Alginite fertilization effect was most significantly exhibited immediately after planting, therefore already in 2013. Both smaller and larger doses had mostly positive impact on plants during the whole three-year period for Scots pine. For deciduous trees and Douglas fir, the application acted negatively in the first year, positive impact was found for English oak and Maple only in the B variant of Alginite application. In 2014 the situation was different for each tree species. Clearly positive reaction was shown by Red oak for both doses of Alginite. Douglas fir and English oak had lowest mortality in control variant A and Norway

maple reacted positively to variant C. In 2015 the reaction was also mostly negative as in the first year after planting.

3.2. Seedlings height increment

For pine the plants significantly reacted to applications until second year after planting in smaller dose variant, but the reaction was negative (Table 2). In 2015 the results were significantly positive for both doses of Alginite application ($p < 0.05$). The differences in Douglas fir increment reactions were statistically significant in each year of measurements. The reaction was negative in both variants of Alginite application, the highest increment was measured in control variant A.

All deciduous trees had the same trend of reaction in the first year after planting (Table 2). Statistically significant differences were registered for the C variant where the increment was lower than in the control A variant. For Red Oak and Norway maple we also recorded statistically significant negative reaction in B variant. In 2014 the situation was different. Statistically significant positive reaction was documented for Red oak and English oak trees in C variant of Alginite fertilization. Douglas fir reacted positively in both doses of Alginite. Statistically significantly lower increment was measured for Scotch pine in C variant and also for Norway maple in B variant. In general the trend of increment in 2014 was ambiguous. On the other hand, in 2015 a majority of planted trees showed the same reaction. The only exception was Douglas fir with smaller increment for B and C variant. All other tree species had statistically significantly higher increments in the C variant of Alginite fertilization, Scots pine reacted positively for both B and C variants (Table 2).

3.3. Nutrients concentration in assimilation apparatus

There were no statistically significant differences ($p > 0.05$) for any of the values. The nitrogen concentration was higher only in the English oak growing on both Alginite doses. Furthermore, only Scots pine growing on

Table 1. Evaluation of mortality in individual tree species reflecting Alginite applications.

Tree species	Variants of Alginite	Number of trees planted – spring 2013	2013	2014 [%]	2015
Pine	A	1600	26.5	8.7	0.9
Pine	B	1600	23.9	3.3	0.4
Pine	C	1200	24.5	1.8	0.8
Oak	A	562	5.5	6.4	4.8
Oak	B	578	4.0	9.9	5.0
Oak	C	722	7.9	9.8	5.4
Maple	A	478	2.9	9.8	1.9
Maple	B	522	1.9	10.0	3.3
Maple	C	680	12.2	4.6	3.8
Red oak	A	560	20.5	53.6	7.9
Red oak	B	500	24.6	39.8	11.0
Red oak	C	598	32.6	35.5	7.7
Douglas fir	A	800	3.4	1.4	0.9
Douglas fir	B	800	5.1	5.3	1.9
Douglas fir	C	800	7.6	2.9	1.9

Table 2. The development of height increments after Alginite application in single years.

Tree species	Variant	Height2012	±SE 2012	P value 2012	Mean incr 2012	±SE 2013	P value 2013	Mean incr 2013	±SE 2014	P value 2014	Mean incr 2014	±SE 2015	P value 2015
Pine	A	25.2 a	0.156	<0.001	15.9 a	0.196	0.152	24.3 a	0.248	0.003	30.5 a	0.255	<0.001
	B	24.3 b	0.158	<0.001	15.4 a	0.186	0.152	24.6 a	0.230	0.003	33.1 b	0.239	<0.001
	C	26.6 c	0.172	<0.001	15.3 a	0.225	0.152	23.0 b	0.265	0.003	32.3 b	0.275	<0.001
Red oak	A	59.2 b	1.157	<0.001	35.9 a	1.060	<0.001	3.5 a	1.925	0.002	6.6 a	0.953	0.036
	B	57.1 b	0.998	<0.001	18.5 b	1.375	<0.001	5.1 a	1.325	0.002	6.4 a	0.983	0.036
	C	51.3 a	0.999	<0.001	10.8 c	1.181	<0.001	10.7 b	0.945	0.002	9.7 b	1.004	0.036
Oak	A	27.9 a	0.304	<0.001	11.5 a	0.337	<0.001	6.6 ab	0.317	0.039	7.1 a	0.380	<0.001
	B	27.1 a	0.449	<0.001	11.0 a	0.329	<0.001	5.8 a	0.320	0.039	6.1 a	0.388	<0.001
	C	34.1 b	0.566	<0.001	9.0 b	0.299	<0.001	7.2 b	0.271	0.039	9.4 b	0.347	<0.001
Douglas fir	A	25.8 a	0.226	<0.001	7.3 a	0.115	<0.001	12.6 a	0.249	0.039	22.9 a	0.313	<0.001
	B	27.9 b	0.243	<0.001	6.7 b	0.185	<0.001	13.6 b	0.337	0.039	18.4 b	0.326	<0.001
	C	26.2 a	0.235	<0.001	6.1 c	0.099	<0.001	13.1 ab	0.258	0.039	19.4 b	0.356	<0.001
Maple	A	51.9 a	0.569	<0.114	17.5 a	0.586	<0.001	4.5 a	0.518	<0.001	4.9 a	0.536	<0.001
	B	52.7 a	0.466	<0.114	12.6 b	0.593	<0.001	2.7 b	0.505	<0.001	3.9 a	0.491	<0.001
	C	51.3 a	0.537	<0.114	9.6 c	0.533	<0.001	5.5 a	0.389	<0.001	6.9 b	0.476	<0.001

Note: Different letters indicate the significant differences from the control plots without Alginite application with probability $p < 0.05$; ±SE standard error of the mean increment.

C variant showed positive response. For other species Alginite did not affect plants in nitrogen concentrations.

The most interesting results were found in phosphorus concentrations. The best results were performed by English oak and Norway maple on B and C variants. In addition, the Alginite application acted positively in red oak and Douglas fir but only for variant B, i.e. with smaller amount of fertilizer. Scots pine did not react to the stimulator and phosphorus values were even in all variants.

Diverse responses to Alginite were found in terms of potassium concentration. Only Douglas fir responded positively to the lower dose of Alginite. English oak and Scots pine were the only tree species showing positive reaction to the higher dose, i.e. 1.5 kg of Alginite. For red oak in both B and C variants the concentrations were smaller than control, Norway maple potassium concentration were smaller only in B variant.

The least positive concentrations were detected for calcium. In this element only red oak responded positively on both variants. Furthermore, the positive effect of larger Alginite dose was found in Scots pine. For other planted tree species the concentration on both variants was smaller than control.

In contrast, for magnesium the situation was reverse. The concentration of this element was higher in Alginite treated variants compared to the control variant A. The most positive reaction was found in both oaks where the concentration of magnesium was greater in both B and C variants. Maple responded positively only to 0.5 kg Alginite application. For Scots pine and Douglas fir only C variant with 1.5 kg of Alginite showed positive results.

3.4. Relationships among seedling parameters, nutrient content and variants of Alginite application

Results of the PCA analysis are presented in the form of the ordination diagram in Figure 1. The first ordination axis explained 41.1%, the first two axes together 69.3% and the first four axes together explained 96.8% variability in the data. The first axis x represented seedlings content of calcium and magnesium in the assimilation apparatus. The second axis y represented seedlings content of nitrogen and potassium in the assimilation apparatus. Height increment in 2014 and 2015 was positively correlated with content of nitrogen and mortality in the first year after planting, while these parameters were negatively correlated with potassium. Alginite application had a negative effect on mortality in the first year, but after rooting of seedlings Alginite had a positive significant impact on height growth in following years. Opposite height increment in 2013 had negative relationship with mortality in following two years. Height of seedling in 2013 was positively correlated with content of calcium and magnesium, while these parameters

Table 3. Nutrient content in the assimilation apparatus of particular tree species in variants and recommended values according to Bergmann.

Tree species	Variant of Alginite	N [%]	±SE	P [%]	±SE	K [%]	±SE	Ca [%]	±SE	Mg [%]	±SE
Oak	A	1.75	0.1	0.17	0.01	0.57	0.02	2.25	0.08	0.24	0.02
Oak	B	1.97	0.1	0.2	0.01	0.57	0.02	2.22	0.08	0.28	0.02
Oak	C	1.81	0.1	0.18	0.01	0.58	0.02	2.08	0.08	0.25	0.02
Red oak	A	1.55	0.07	0.16	0.02	0.65	0.06	1.93	0.15	0.21	0.01
Red oak	B	1.49	0.07	0.17	0.02	0.58	0.06	1.95	0.15	0.23	0.01
Red oak	C	1.34	0.07	0.15	0.02	0.62	0.06	1.97	0.15	0.23	0.01
Oak Bergmann	—	2–3	—	0.15–0.3	—	1–1.5	—	0.3–1.5	—	0.15–0.3	—
Maple	A	1.59	0.09	0.29	0.05	0.67	0.04	2.3	0.15	0.26	0.03
Maple	B	1.46	0.09	0.35	0.05	0.67	0.04	2.28	0.15	0.27	0.03
Maple	C	1.55	0.09	0.31	0.05	0.65	0.04	2.12	0.15	0.26	0.03
Maple Bergmann	—	1.7–2.2	—	0.15–0.25	—	1–1.5	—	0.3–1.5	—	0.15–0.3	—
Pine	A	1.66	0.03	0.14	0.04	0.59	0.01	0.34	0.01	0.11	0.01
Pine	B	1.63	0.03	0.14	0.04	0.59	0.01	0.33	0.01	0.11	0.01
Pine	C	1.69	0.03	0.14	0.04	0.6	0.01	0.35	0.01	0.12	0.01
Pine Bergmann	—	1.4–1.7	—	0.14–0.3	—	0.4–0.8	—	0.25–0.6	—	0.1–0.2	—
Douglas fir	A	1.29	0.04	0.13	0.03	0.66	0.02	0.38	0.01	0.08	0.01
Douglas fir	B	1.11	0.04	0.14	0.03	0.67	0.02	0.33	0.01	0.08	0.01
Douglas fir	C	1.12	0.04	0.13	0.03	0.65	0.02	0.35	0.01	0.09	0.01
D. fir Bergmann	—	1.1–1.7	—	0.12–0.30	—	0.6–1.1	—	0.2–0.6	—	0.1–0.25	—

Note: The higher nutrient contents in variants with Alginite compared to control plots (without fertilizer) are highlighted. Values according to Bergmann describe the first content value as a threshold of sufficiency, the second value as a threshold of excess; ±SE standard error of the mean.

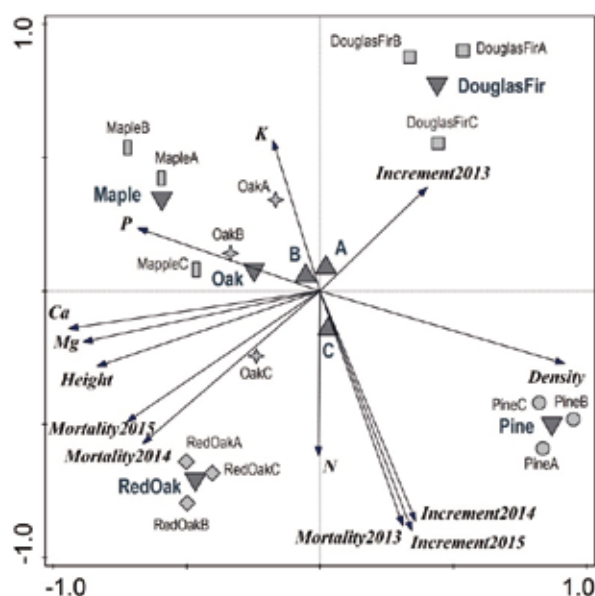


Fig. 1. Ordination diagram showing results of PCA analysis of relationships number of seedlings at planting (*Density*), heights at planting (*Height*), tree mortality (*Mortality*) and height increments (*Increment*) in 2013, 2014 and 2015 and nutrient content in the assimilation apparatus (*N, K, Ca, P, Mg*), tree species (*Maple, Douglas Fir, Oak, Red Oak, Pine*) and variants of Alginite application (*A, B, C*); Small codes: ●, ◆, ■, ◆, ■ indicate tree species with variants of Alginite application; Large codes: ▲, ▼ indicate tree species or variants of Alginite application.

were negatively correlated with number of seedlings. The contribution of mean increment in 2013 was relatively small. The Alginite application (variants A, B, C) showed low significance to mutual relationships among seedling mortality, mean increment and nutrient content in the assimilation apparatus compared to great differences

among tree species. Differences of variants of Alginite application were remarkable especially for English oak and maple as marks of each record are relatively distant from one another whereas marks for Red oak and pine are fairly close together in the diagram. Comparing variants of tree species with different Alginite application there were differences among one another, where variants with broadleaves with higher mortality and content of mostly nutrients (*Ca, Mg* and *P*) occupied the left part of the diagram, while higher height increment of seedlings one year after planting and density were typical for coniferous (right part). Overall Alginite application had positive higher effect on height growth of seedlings than mortality. Differences between variant A (without Alginite) and B (0.5 kg Alginite) were smaller compared to variant C (1.5 kg Alginite), while the C variant had the greatest effect on height growth.

4. Discussion

Reduction of trees mortality in the first year immediately after planting is one of the reasons why fertilizers are used in forestry. There are already publications focusing on plant mortality causes on forest land (Barbeito et al. 2012) and therefore raises the question of optimal ways of supporting newly planted trees. Those are for instance nutrient loaded seedlings (Scott et al. 2016), water retaining polymers in tree nursery substrates (Navroski et al. 2016) or different fertilization approaches (Huotari et al. 2008; Pärn et al. 2009; Ferreiro-Dominguez et al. 2011; Yang et al. 2016). Support for planting of forest trees on agricultural land with unbalanced conditions is often necessary (Kupka et al. 2015) and it becomes increasingly important with regard to further expected afforestation of agricultural land (Hatlapatková & Podrázský 2011). Positive impact of Alginite on the seedling survival in the

first year after plantation on this site were confirmed and published (Tužinský et al. 2015) and a similar attempt in “U Hnojště”, approximately 3 km away from the locality “U Lomu” (Kupka et al. 2015) also showed positive effects. Definitely positive results in mortality through the three years were only recorded on pine plots, especially in 2014. In this year we can cogitate a positive impact of Alginite water absorbing capability, while the spring (April–June) months were dry (Czech Hydrometeorological Institute Prague Kbely) which might have resulted in high mortality in A variant without Alginite application. Other tree species showed rather indifferent response to fertilization via mortality.

The height increment of seedlings, i.e. their growth, is another factor reflecting the response to the fertilizer application. In the past, the effect of fertilizers on different kinds of trees using wood ash or ash obtained from peat was tested (Huotari et al. 2008; Kikamägi et al. 2014; Pärn et al. 2009). These works investigate development of the seedlings height during the first 3 years after planting; a positive influence of fertilizing by the ashes, however, was studied only on forest land. Sewage sludge is another fertilizer. These studies evaluated sparsely wooded sites on agricultural land, where forestry and pasture were combined. Evaluating the impact of sewage sludge in combination with adding nitrogen confirmed the increased height increment in red oak seedlings during the first four years after planting (Ferreiro-Dominguez et al. 2011). Positive effect of nitrogen on height increment of seedlings in 2014 and 2015 follows also from results of PCA analysis. Furthermore Alginite application had a negative effect on mortality in the first year after planting, but in following years Alginite had a positive significant impact on height growth, probably due to rooting of seedlings through used fertiliser. Another paper, which compared the use of sewage sludge in comparison with the control and the area fertilized with mineral fertilizers (by 500 kg to 8% N – 24% P₂O₅ – 16% K₂O per hectare) also confirmed the positive effect of sewage sludge on the height of seedlings (Rigueira-Rodriguez et al. 2010). On the other hand, the use of sewage sludge in combination with lime has not been confirmed as a positively functioning agent in the height of the seedlings (Mosquera-Losada et al. 2012). Alginite influence with positive results in height increment has only been evaluated one year after planting (Kupka et al. 2015; Tužinský et al. 2015). The three-year planting evaluation showed a positive trend in height increment overall. In the first year the results were somewhat negative, but this might be caused by slow growth of the root system. The second year after planting was heterogeneous throughout tree species while mostly broadleaves reacted positively. The explanation could be different root system growth rapidity. In the last year of measurements the effect of Alginite application was positive for almost all tree species. Due to these results we can suspect positive Alginite influence

on agricultural land plantations. Only Douglas fir reaction was negative. Positive results are comparable with the results of sewage sludge (Ferreiro-Dominguez et al. 2011; Rigueira-Rodriguez et al. 2010).

One of the main factors that influence the growth of forest trees is the nutrient content in assimilation organs (Šrámek et al. 2009; Truparová & Kulhavý 2011; Vacek et al. 2009). None of the variants with different Alginite applications showed statistical significance in the nutrient content in dry matter of the assimilation apparatus. Only slightly higher values were found for each of the measured nutrients, with the highest for P and Mg, in at least one of the species. Those were always recorded in one of the variants with Alginite application. This indicates a positive effect of Alginite fertilization on forest plants for both P and Mg have a major role in growth and formation of seedlings (Materna 1963; Vacek et al. 2006). Those contents might also reach higher values after a longer period of growth. Furthermore, a trend of higher concentrations of elements in deciduous trees has been observed (Hagen-Thorn et al. 2004; Šrámek et al. 2009), most strikingly in magnesium. The actual supply of elements in the dry matter of the assimilation apparatus on afforested agricultural land according to Bergmann (1993) showed values approaching, and often exceeding the threshold of excess. In all deciduous trees, lack of nitrogen and potassium was found, which can be caused by the nature of the soil or the soil type and local conditions overall.

5. Conclusions

The results showed ambiguous trend of Alginite utilization on mortality of seedlings, positive effect was discovered only for Scots pine in the whole measured period, other planted trees reacted mostly negative for both doses of Alginite. The positive reaction was recorded in the height increment of most tree species in the third year after planting. One of the reasons could be a slow roots growth through used fertiliser. Agricultural land afforestation is of growing importance and we need to pay more attention to improving the soil environment and support the growth of stands. Alginite application is a way to effectively support plantations of specific tree species, and therefore, more research should be devoted to this topic in the coming years.

Acknowledgement

This article was written within the project NAZV QJ1320122 “Optimizing management of afforestation of agricultural land in relation to increasing retention potential of landscape” and also with the Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Forestry and Wood Sciences (IGA no. A01_16 at the Department of Silviculture).

References

- Anthelem, F., Grossi, J. L., Brun, J. J., Didier, L., 2001: Consequences of green alder expansion on vegetation changes and arthropod communities removal in the northern French Alps. *Forest Ecology and Management*, 145:57–65.
- Balcar, V., Kacálek, D., Kuneš, I., Dušek, D., 2011: Effect of soil liming on European beech (*Fagus sylvatica* L.) and sycamore maple (*Acer pseudoplatanus* L.) plantations. *Folia Forestalia Polonica, series A – Forestry*, 53:85–92.
- Barbeito, I., Dawes, M., Rixen, Ch., Senn, J., Bebi, P., 2012: Factors driving mortality and growth at tree line: a 30-year experiment of 92 000 conifers. *Ecology*, 93:389–401.
- Bergmann, W., 1993: Ernährungstörungen bei Kulturpflanzen. Entstehung, visuelle und analytische Diagnose 3edn. Gustav Fisher Verlag, Jena.
- Ter Braak, C. J. F., Šmilauer, P., 2002: CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5), Microcomputer Power, Ithaca, New York.
- Campbell, J., Lobell, D., Genova, R., Field, C., 2008: The global potential of bioenergy on abandoned agriculture lands. *Environmental Science & Technology*, 242:5791–5794.
- Černý, Z., Lokvenc, T., Neruda, J., 1995: Zalesňování nelesních půd. Praha, Institut výchovy a vzdělávání Ministerstva zemědělství, 55 p.
- Ferreiro-Domínguez, N., Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M. R., 2011: Response to sewage sludge fertilisation in a *Quercus rubra* L. silvopastoral system: Soil, plant biodiversity and tree and pasture production. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 141:49–57.
- Gömöryová, E., Vass, D., Pichler, V., Gömöry, D., 2009: Effect of aginite amendment on microbial activity and soil water content in forest soils. *Biologia*, 64:585–588.
- Gruber, F., Nickl, L., 2000: Influence of a sand soil plough base on the growth of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco). *Allgemeine Forst und Jagdzeitung*, 171:21–26.
- Hagen-Thorn, A., Armolaitis, K., Callesen, I., Stjernquist, I., 2004: Macronutrients in tree stems and foliage: a comparative study of six temperate species planted at the same stands. *Annals of Forest Science* 61:489–498.
- Hatlapatková, L., Podrázský, V., Vacek, S., 2006: Výzkum v lesních porostech na bývalých zemědělských půdách v oblasti Deštného a Neratova v PLO 25 – Orlické hory. In: Zalesňování zemědělských půd, výzva pro lesnický sektor. Sborník referátů KPL FLE ČZU v Praze, p. 15–24.
- Hatlapatková, L., Podrázský, V., 2011: Obnova vrstev nadložního humusu na zalesněných zemědělských půdách. *Zprávy lesnického výzkumu*, 56:228–234.
- Henebry, G. M., 2009: Carbon in idle croplands. *Nature*, 457:1089–1090.
- Huotari, N., Tillman-Sutela, E., Pasanen, J., Kubine, E., 2008: Ash-fertilization improves germination and early establishment of birch (*Betula pubescens* Ehrh.) seedlings on a cut-away peatland. *Forest Ecology and Management*, 255:2870–2875.
- Kádár, I., Ragályi, P., Murányi, A., Radimsky, L., Gajdó, A., 2015: Effect of Gércé alginite on the fertility of an acid sandy soil. *Agrokémia és Talajtan*, 64:437–452.
- Kacálek, D., Bartoš, J., 2002: Problematika zalesňování neproduktivních zemědělských pozemků v České republice. Praha, FLD ČZU, p. 39–45.
- Kaplan, J., Krumhardt, K., Zimmermann, N., 2009: The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. *Quaternary Science Reviews*, 28:3016–3034.
- Kikamägi, K., Ots, K., Kuznetsova, T., Pototski, A., 2014: The growth and nutrients status of conifers on ash-treated cutaway peatland. *Trees*, 28:53–64.
- Kulich, J., Valko, J., Obernauer, D., 2001: Perspective of exploitation of alginite in plant nutrition. *Journal of Central European Agriculture*, 2:3–4.
- Kuneš, I., Baláš, M., Špulák, O., Kacálek, D., Balcar, V., Šesták, J. et al., 2011: Stav výživy smrku ztepilého jako podklad pro zvažování potřeby přihnojení listnáčů a jedle vnášených do jehličnatých porostů. *Zprávy lesnického výzkumu*, 56:36–43.
- Kuneš, I., Balcar, V., Benešová, T., Baláš, M., Zadina, J., Zahradník, D. et al., 2009: Influence of pulverized limestone and amphibolite mixture on the growth performance of *Alnus incana* (L.) Moench plantation on an acidified mountain site. *Journal of Forest Science*, 55:469–476.
- Kuneš, I., Balcar, V., Čížek, M., 2004: Influence of amphibolite powder and Silvamix fertiliser on Norway spruce plantation in conditions of air polluted mountains. *Journal of Forest Science*, 50:366–373.
- Kupka, I., Prknová, H., Holubík, O., Tužinský, M., 2015: Účinek přípravků na bázi řas na ujmavost a odrůstání výsadeb lesních dřevin. *Zprávy lesnického výzkumu*, 60:24–28.
- Materna, J., 1963: Výživa a hnojení lesních porostů. Praha, STN, 227 p.
- Miltner, S., Kupka, I., 2016: Silvicultural potential of northern red oak and its regeneration – Review. *Journal of Forest Science*, 62:145–152.
- Ministerstvo zemědělství České republiky, 2015: Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2014. Praha, MZe ČR, 196 p.
- Mosquera-Losada, M. R., Rigueiro-Rodríguez, A., Ferreiro-Domínguez, N., 2012: Residual effect of lime and sewage sludge input on soil fertility and tree and pasture production in a *Pinus radiata* D. Don silvopastoral system established in a very acidic soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 161:165–173.
- Navroski, M. C., Araujo, M. M., Pereira, M. D., Fior, C. S., 2016: Influence of a water retaining polymer on the characteristics of a commercial substrate for the production of forest seedlings. *Interciencia*, 41:357–361.

- Pärn, H., Mandre, M., Tilk, M., 2009: Changes in the Growth of Silver Birch (*Betula pendula* Roth) and Black Alder (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.) Seedlings on Peat Soil Fertilisation with Wood and Peat Ashes. *Baltic Forestry*, 15:168–176.
- Podrázský, V., 1994: Liming of pine stands on sandy soils in the area of Týniště nad Orlicí (East Bohemia). In: Matějka, K. (ed.): Investigation of the forest ecosystems and of forest damage. Lowland and submountain forests and monitoring of the forest status. Proceedings of the workshop. Kostelec nad Černými lesy, 5. – 7. 4. 1993. České Budějovice, Scientific Pedagogical Publishing, p. 202–212.
- Podrázský, V., Remeš, J., Ulbrichová, I., 2003: Biological and chemical amelioration effects on the localities degraded by bulldozer site preparation in the Ore Mts. – Czech Republic. *Journal of Forest Science*, 49:141–147.
- Podrázský, V., Štěpáník, R., 2002: Vývoj půd na zalesněných zemědělských plochách – oblast LS Český Rudolec. *Zprávy lesnického výzkumu*, 47:53–56.
- Podrázský, V., Ulbrichová, I., Kuneš, I., Folk, P., 2004: Vliv olše zelené na stav lesních půd ve vyšších nadmořských výškách. *Zprávy lesnického výzkumu*, 49:29–31.
- Podrázský, V., 2006a: Fertilization as an ameliorative measure – examples of the research at the Faculty of Forestry and Environment CUA in Prague. *Journal of Forest Science*, 52:58–64.
- Podrázský, V., 2006b: Effect of controlled liming on the soil chemistry on the immission clear-cut. *Journal of Forest Science*, 52:28–34.
- Rigueiro-Rodríguez, A. A., Ferreiro-Domínguez, N., Mosquera-Losada, M. R., 2010: The effects of fertilization with anaerobic, composted and pelletized sewage sludge on soil, tree growth, pasture production and biodiversity in a silvopastoral system under ash (*Fraxinus excelsior* L.). *Grass and Forage Science*, 65:248–259.
- Rowney, M., 2015: Broken Arbour: “The Ruined Cottage” and Deforestation. *European Romantic Review*, 26:719–741.
- Scott, K. M., Snively, A. E. K., Landhäuser, S. M., Pinno, B. D., 2016: Nutrient loaded seedlings reduce the need for field fertilization and vegetation management on boreal forest reclamation sites. *New Forest*, 47:393–410.
- Skaloš, J., Engstová, B., Trpáková, I., Šantrůčková, M., Podrázský, V., 2012: Long-term changes in forest cover 1780–2007 in central Bohemia, Czech Republic. *European Journal of Forest Research*, 131:871–884.
- Szabó, L. P., 2004: Characterization of alginite humic acid content. PERMEA 2003, Membrane Science and Technology Conference of Visegrad Countries, Tatranské Matliare, 7.–11. 9. 2003, p. 85–91.
- Šindelář, J., Frýdl, J., 2006: Hlavní směry a cíle aktivit spojených se zalesňováním nelesních půd v České republice. Zalesňování zemědělských půd, výzva pro lesnický sektor. Kostelec nad Černými lesy, 17. 1. 2006, Praha, ČZU a Jiloviště-Strnady, VÚLHM – VS Opočno: 33–38.
- Špulák, O., 2006: Příspěvek k historii zalesňování zemědělských půd v České republice. In: Zalesňování zemědělských půd, výzva pro lesnický sektor. Sborník referátů, p. 15–24.
- Špulák, O., Kacálek, D., 2011: Historie zalesňování nelesních půd na území ČR. *Zprávy lesnického výzkumu*, 56:49–57.
- Šrámek, V., Lomský, B., Novotný, R., 2009: Hodnocení obsahu a zásoby živin v lesních porostech – literární přehled. *Zprávy lesnického výzkumu*, 54:307–315.
- Truparová, S., Kulhavý, J., 2011: Výživa smrkových porostů na vápněných plochách s různou intenzitou probírkového zásahu v Moravskoslezských Beskydech. *Zprávy lesnického výzkumu*, 56:178–188.
- Tužinský, M., Kupka, I., Podrázský, V., Prknová, H., 2015: Influence of the mineral rock alginite on survival rate and rate-growth of selected tree species on agricultural land. *Journal of Forest Science*, 61:399–405.
- Vacek, S., Podrázský, V., Hejcman, M., Remeš, J., 2006: Effect of Mg fertilization on yellowing disease of Norway spruce at higher elevations of the Šumava Mts., Czech Republic. *Journal of Forest Science*, 52:474–481.
- Vacek, S., Hejcman, M., Semelová, V., Remeš, J., Podrázský, V., 2009: Effect of soil chemical properties on growth, foliation and nutrition of Norway spruce stand affected by yellowing in the Bohemian Forest Mts., Czech Republic. *European Journal of Forest Research*, 128:367–375.
- Vacek, S., Hejcman, M., 2012: Natural layering, foliation, fertility and plant species composition of a *Fagus sylvatica* stand above the alpine timberline in the Giant (Krkonoše) Mts., Czech Republic. *European Journal of Forest Research*, 131:799–810.
- Vacek, S., Hejcmanová, P., Hejcman, M., 2012: Vegetative reproduction of *Picea abies* by artificial layering at the ecotone of the alpine timberline in the Giant (Krkonoše) Mountains, Czech Republic. *Forest Ecology and Management*, 263:199–207.
- Vacek, S., Vacek, Z., Bulušek, D., Putalová, T., Sarginci, M., Schwarz, O. et al., 2015: European Ash (*Fraxinus excelsior* L.) dieback: Disintegrating Forest in the Mountains Protected areas, Czech Republic. *Austrian Journal of Forest Science*, 132:203–222.
- Vacek, Z., Vacek, S., Podrázský, V., Král, J., Bulušek, D., Putalová, T. et al., 2016: Structural diversity and production of alder stands on former agricultural land at high altitudes. *Dendrobiology*, 75:31–44.

- Vass, D., Konečný, V., Elečko, M., Milička, J., Snopková, P., Šucha, V. et al., 1997: Alginit – Nový zdroj slovenského nerudného surovinového potenciálu (ložisko Pinciná). *Mineralia Slovaca*, 29:1–39.
- Vass, D., Konečný, V., Elečko, M., Kozáč, J., Molnár, J., Zakovič, M., 1998: Ložisko diatomitu v bazaltovom mare pri Jelšovci a možnosti jeho využitia. *Mineralia Slovaca*, 30:333–356.
- Williams, M., 2000: Dark ages and dark areas: global deforestation in the deep past. *Journal of Historical Geography*, 26:28–46.
- Yang, A. R., Hwang, J., Cho, M. S., Son, Y., 2016: The effect on fertilization on early growth of konara oak and Japanese zelkova seedlings planted in a harvested pitch pine plantation. *Journal of Forestry Research*, 27: 863–870.
- Zbiral, J., 2001: Porovnání extrakčních postupů pro stanovení základních živin v půdách ČR. Brno, Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, 205 p.
- Internet sources:
Czech Hydrometeorological Institute Prague Kbely, available online from: www.in-pocasi.cz

5.2. Charakteristiky smrkových porostů rostoucích na zemědělské půdě

5.2.1. Afforested farmland vs. forestland: Effects of bark stripping by Cervus elaphus and climate on production potential and structure of Picea abies forests.

3. CUKOR J., VACEK Z., LINDA R., VACEK S., SHARMA R.P. (2019): Afforested farmland vs. forestland: Effects of bark stripping by Cervus elaphus and climate on production potential and structure of Picea abies forests. PLoS ONE, v recenzním řízení

Jan Cukor^{1,2}, Zdeněk Vacek¹, Rostislav Linda^{1*}, Ram P. Sharma¹, Stanislav Vacek¹

Afforested farmland vs. forestland: Effects of bark stripping by *Cervus elaphus* and climate on production potential and structure of *Picea abies* forests

¹Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, 165 00 Prague 6 – Suchbát, Czech Republic

²Forestry and Game Management Research Institute, Strnady 136, 252 02 Jiloviště, Czech Republic

Email addresses:

Jan Cukor – cukor@fld.czu.cz

Zdeněk Vacek – vacek@fld.czu.cz

Rostislav Linda – lindar@fld.czu.cz

Ram P. Sharma – sharmar@fld.czu.cz

Stanislav Vacek – vacekstanislav@fld.czu.cz

*Corresponding author: Rostislav Linda, Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, 165 00 Prague 6 – Suchbát, Czech Republic.

E-mail: lindar@fld.czu.cz, tel.: +420 224 383 792, ORCID: 0000-0002-9602-7915

Abstract

The aim of this study was to evaluate (1) effects of bark stripping and climatic factors on radial growth of Norway spruce, (2) production and structural differences between stands established on the forestland and abandoned farmland (afforested farmland- henceforth, farmland), and (3) interaction among the losses caused by ungulate damages, production, diversity, and soil types. Data acquired from four permanent research plots (PRPs) located on the forestland and eight PRPs on the farmland were used. A number of tree- and stand-level models, stand structural indices, tree-rings, and climate characteristics were analysed to evaluate the hypotheses. The results show significantly higher means of DBH, tree height and basal area on the forestland compared to those on the farmland. There was a larger mean standing stem volume on the forestland (466 m³ ha⁻¹) compared to farmland (770 m³ ha⁻¹). Significant difference was observed between the mean DBH and mean stem volume of healthy trees compared to those of the trees with substantial damage (girth damage >1/3 of stem circumference). A greater extent of the girth damage was found on 86% trees on the farmland, while 54% damage on the forestland. About 62% bark-strip damage was further deteriorated by rot infection on the farmland, while on the forestland such an infection was only for 39% trees. The precipitation significantly positively affected the radial growth of trees that were largely affected by ungulate damages on the farmland.

Keywords: afforestation; abandoned agricultural land; biodiversity; ungulate damage; stem rot; Central Europe

Introduction

The global ecosystem has been increasingly influenced by the anthropic activities while humans have gradually reshaped the planet, changing the living condition and environment for other organisms [1–4]. The main reason for such changes concerning the landscape formation and use is undoubtedly the population growth [4,5]. A deforestation in the past centuries was mainly due to expansion of farming [6,7] and decrease of a forested land area was due to cutting of forests for timber as building materials or firewood [8,9]. Changes in land use have also occurred in the last decades while the utilization of agricultural land has been much discussed elsewhere in the world, especially in the European countries [10–12].

However, the present situation in Europe is different from the past centuries as area of the forestland has gradually been increasing for the last 100 years [13]. As a consequence of the socio-demographic transformation of rural communities in the past, restoration of the abandoned agriculture land with afforestation and natural regeneration was carried out. For example, about 12.9 million hectares of the abandoned lands were afforested by European Union in 1995–2015 [12,14] and this resulted in an annual increase of afforestation by 0.4% since 1990 [15]. Mainly, the mountain areas in Europe were afforested due to de-intensification of agriculture or abandonment of the pasture or arable lands [16–20].

Situation in the Czech Republic is similar to the rest of other European countries, i.e., a large part of the non-forested land or abandoned agriculture land has been suitable for afforestation. The literatures show a vast area of abandoned agriculture land in this country was afforested in the past, for example, Jarský and Pulkrab [21] reports 350,000 hectares of the unregistered, abandoned land that belong to the agricultural land resources, Podrázský and Štěpaník [22] reports 50,000–500,000 hectares of the land is suitable for afforestation. The fact is that total area of forestland in the Czech Republic has increased from 2.629 million hectares in 1990 to 2.667 million hectares in 2015 [14].

In the past, the abandoned agricultural land in Europe was often afforested by European larch (*Larix decidua* Mill.), black alder (*Alnus glutinosa* /L./ Gaertn.), Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European ash (*Fraxinus excelsior* L.) [23–27]. However, Norway spruce (*Picea abies* /L./ Karst.) was often used for afforestation in the Czech Republic [28–30], mostly in the area of the Sudetes mountains [17]. Generally, Norway spruce is one of the most widespread tree species in the North and Central Europe [31]. Norway spruce has about 50.3% representation in the forests among all tree species in the Czech Republic [32]. About 86.1% forest cover on the Orlické hory mountain is represented by Norway spruce [33]. Norway spruce is used as one of the important tree species for afforestation in other European countries [25,34,35]. Many forest stands originated by natural regeneration after the abandonment of agricultural lands, especially deciduous tree species [26,36,37].

Forests established on the afforested agricultural land (first generation of forest) have specificities compared to standard forestlands. Those specialities may be fertile soil condition, faster tree growth, but poorer stability [35,38–40]. Fungal pathogen damages during a widespread root-rot disease across the forest stands, especially Norway spruce stands on the former agricultural lands are generally observed [41,42]. The questions would arise that what extent of stem rot and infection could be caused by soil condition and ungulate damages, especially by red deer (*Cervus elaphus* L.). Norway spruce is one of the most debarked tree species by ungulates, due to its thicker bark [43]. All these facts will be enhanced by future climate change connected to the climatic extremes, increase of air temperature and lack of atmospheric precipitation [44–46]. Due to frequent drought and vitality loss by subsequent fungal and bark beetle attacks, large area of Norway spruce forest has been endangered where forest

productivity has decreased and tree mortality has increased across Central Europe [47,48]. Moreover, the structure and diversity can play the important role in the growth response to the drought stress and attack of biotic pests [49,50].

At the beginning of the 21st century, more than 20% harvested volume of the wood was damaged by rots in the Czech Republic [51], which was mainly due to the fungal decay by *Stereum sanguinolentum* (Alb. et Schwein.) on Norway spruce. The infected spruce stands were mostly younger ones and they were already damaged by hoofed game [52–54]. An increased population of wild ungulates [55–57] has triggered the risk to the substantial damages of the stands by browsing and bark stripping [43,58]. By removing bark, red deer make the tree vulnerable to the fungal infestation, leading to the rotted wood [43,58,59]. The rot origination and spreading in relation to the production quality was investigated by several researchers, e.g., Vlad and Sidor [60] and Vlad [61]. The average stem volume loss due to fungal rot damages has been rising remarkably [62], and consequently this has increased the tremendous financial loss due to lower production quality [63,64].

The objective of this study was to evaluate the production (quantity and quality) and structural characteristics of the forest stands established through afforestation on the abandoned agricultural land (hereafter termed farmland) and spruce forests originated by plantation (hereafter termed forestland). Specifically, this study aimed at determining (1) production and structural differences (in terms of diameter and height and stem volume of trees, and species diversity) between these two different stand types, (2) effects of climatic factors (precipitation, temperature) and bark stripping damages including wood rots on the radial growth and stem volume of Norway spruce, and (3) interaction between the loss caused by wild ungulates, production, diversity in each stand type. The study was intended to evaluate the direct effects of bark stripping on the production, structure, and indirectly to the economic and environmental impacts to the spruce stands in terms of ongoing climate change condition. The basic hypothesis was that spruce stands established on the abandoned agricultural lands would have a higher production potentiality; however, quality of the production would be lower as a result of the higher loss caused by ungulates and fungal rots. Another hypothesis was that structural differentiation would be identical for both the farmland and forestland.

Materials and methods

Study area

The study was conducted on the twelve permanent research plots (PRP) located on the southern part of the Orlické hory Mts, where Norway spruce is a dominant species. The study area also represents 25 Protected Landscape Areas in Natural Forest Area in the Czech Republic. Four PRPs (PRP 1–4) are located on the forestland according to the forest management plan and other eight PRPs (PRP 5–12) were originated by afforestation of the abandoned agricultural land, and these stands were planted shortly after the World War II. The age of both the stand types is similar (67–68 years) according to the forest management plans. The elevation of the study area ranges from 620 to 700 m a.s.l. on the farmland, and from 720 to 740 m a.s.l. on the forestland. The bedrock is composed mostly of muscovite schists, and modal Cryptopodzols and Cambisols are prevailing soil types [23]. The slope ranges from 8 to 12 degrees with aspect facing towards the east.

The mean annual temperature on the study area is around 6 °C and mean annual precipitation ranges from 900 to 1100 mm yr⁻¹ with maximum in August (120 mm). The length of snow-cover season was 60 days with the average maximum snow depth between 30 and 40 cm. The length of the vegetation period (growing season) ranges from 120 to 130 days with mean precipitation 550 mm and mean temperature around 11 °C [37]. The study area has a humid continental climate characterized by hot and humid summer and cold to severely cold winter (Cfb) [65] and it is one of the cold regions and CH7 subregions [66].

Vegetation cover on the studied PRPs ranged between 15-35% on the farmland and 25-65% on the forestland. Herb species (E1) in the farmland are represented by *Vaccinium myrtillus* (10%), *Calamagrostis villosa* (5%), *Avenella flexuosa* (5%), *Dryopteris dilatata* (+), *Oxalis acetosella* (+), *Maianthemum bifolium* (+), *Luzula pilosa* (+) and *Rubus fruticosus* (+). Moss layer (E0) is formed by *Polytrichum formosum* (5%), *Polytrichum commune* (+), *Dicranum scoparium* (+) and *Dicranella heteromalla* (+). Similarly, on the forestland, *Vaccinium myrtillus* (20%), *Calamagrostis villosa* (15%), *Avenella flexuosa* (10%), *Dryopteris filix-mas* (+), *Oxalis acetosella* (+), *Trientalis europaea* (+) and *Homogyne alpine* (+) are found in herb layer (E1) and *Pleurozium schreberi* (5%) and *Polytrichum formosum* (+) are found in the moss layer (E0).

In terms of phytocoenology, all PRPs belong to *Piceeto-Fagetum mesotrophicum* (nutrition-medium spruce-beech sites) and alliance *Luzulo-Fagion sylvaticae* Lohmeyer et Tüxen in Tüxen 1954. Data on the bark stripping were extracted from the Forest management plans of the corresponding stand types (farmland and forestland), in which damages occurred during stand age of 20–30 years are reported. This is also mentioned by other researchers who have reported the most vulnerable age of spruce stands to the game damages could be between 18–30 years [58,67]. All PRPs are situated within two hunting districts known as Neratov II with acreage of 1617 ha and Malá strana with acreage of 834 ha. Average number of the hunted game animals in the entire forest area (2451 ha) during 2016 and 2017 were about 58 individuals of red deer (*Cervus elaphus* L.), 31 individuals of roe deer (*Capreolus capreolus* L.), 67 individuals of wild boar (*Sus scrofa* L.) and 18 individuals of mouflon (*Ovis orientalis musimon* Pallas). Data of the hunted game species for whole Natural Forest Area Orlické hory Mts were made available since 1980 for the period when forest stands were significantly damaged and population of game increased. An increased number of their populations has been reported for different species, e.g., wild boars (+780%), mouflon (+45%) and roe deer (+15%), however, population of red deer has decreased (-32%) [68,69].

Sampling and measurements

The Field-Map technology (IFER – Monitoring and Mapping Solutions Ltd.) was used to establish twelve PRPs, and each of them is 625 m² (25×25 m or 20×31.25 m). The PRP dimensions were chosen according to shape of forest stand, each PRP was established in different stand group. The distance between PRPs ranges from 70 to 4120 m and minimum distance is 490 m. The PRPs were located in the appropriate distance (40-90 m) from the meadows in order to reduce the plot edge effects [54,70,71]. The measured variables in the tree layer are: tree position, crown projection (at least in four directions perpendicular to each other), diameter at breast height (DBH ≥ 4 cm, accuracy 1 mm) by metal calliper, total tree height and height of the live crown base from ground level (accuracy 0.1 m) by hypsometer Haglof Vertex Laser II VL402 [72]. The damages caused by game animals were evaluated using the methodology of the Institute of Forest Ecosystem Research, Ltd. (IFER) adjusted with respect to the local conditions. Bark stripping was quantified as the proportion of stem damaged (proportion of stem debarked) by large herbivores (red deer) that peeled off the stem tissues of the tree external to the cambium with

their teeth [73,74]. The bark stripping and browsing by deer were measured along the girth of the tree stem using a tape (to the nearest 1 mm) at breast height (130 cm), and subsequently divided into three categories: healthy trees (damaged girth $\leq 1/8$ of stem girth), small damage (damaged girth $> 1/8$ and $\leq 1/3$) and large damage (damaged girth $> 1/3$).

In 2016, increment cores of all spruce trees on each PRP (332 individuals in total) were taken at DBH using a Pressler auger – perpendicularly to the stem axis downslope and upslope. Tree-ring widths with the occurrence of the rots were measured to the nearest 0.01 mm with an Olympus stereo microscope on the LINTAB measurement table (RINNTECH) and recorded by the TSAPWIN software (RESISTOGRAPH).

Data analysis

Tree height, diameter and stem volume

We compared the differences in the individual tree characteristics such as tree height, diameter and stem volume from forestland and farmland using Wilcoxon rank-sum test in case of height and stem volume, Welch two sample t-test in case of diameter at breast height (DBH). We produced the height-DBH curves using the Näslund function fitted to our height-DBH data [$h = DBH^2(a + bDBH)^{-2} + 1.3$][75], where h stands for total tree height, a and b are parameters to be estimated. Only trees with DBH ≥ 4 cm) were included in the analysis.

Stand characteristics and diversity

For a general description of the stands, following characteristics were computed: tree density, basal area, stand volume [76], height-diameter ratio, periodic annual increment, mean annual increment, canopy closure, crown projection area, stand density index and supplementary species ratio.

To assess the stand diversity, following indices were computed using Sibyla-5 software [77]: Arten-profile index [78], diameter and height differentiation index [79], species diversity index [80], species evenness index [81], species richness index [82] and total diversity index [83].

The spatial distribution was evaluated using the index of non-randomness [84,85] and aggregation index [86] for all tree and understory layers. The criteria of diversity indices are shown in Table 1. The PointPro-2 software (© CULS, Zahradník & Puš) was used for computation of the horizontal stand structure. The test of the deviation from expected values for a random point pattern was done by Monte Carlo simulation.

Effect of girth damage on height, diameter and stand volume

Testing of differences in mean height and mean stem volume between the defined levels of stem girth damage (healthy tree, small damage, large damage) altogether with soil type (forest site, former agricultural land) was performed using the Kruskal-Wallis test. In case of DBH, testing of the difference was performed by analysis of variance (ANOVA). The multiple comparisons (Siegel & Castellan [87] in case of Kruskal-Wallis test, Tukey HSD test in case of ANOVA) were used to determine the significant differences between variables of interest.

Tab. 1 Overview of indices describing biodiversity and their general interpretation

Criterion	Quantifiers	Label	Reference	Evaluation
Horizontal structure	Index of non-randomness	A (P&Mi)	[84,85]	mean value $\alpha = 1$; aggregation $\alpha > 1$; regularity $\alpha < 1$
	Aggregation index	R (C&Ei)	[88]	mean value $R = 1$; aggregation $R < 1$; regularity $R > 1$
Vertical diversity	Arten-profile index	A (Pi)	[78]	range 0-1; balanced vertical structure $A < 0.3$; selection forest $A > 0.9$
Structure differentiation	Diameter dif.	TM_d (Fi)	[79]	range 0-1; low $TM < 0.3$; very high differentiation $TM > 0.7$
	Height dif.	TM_h (Fi)		
Species diversity	Heterogeneity	H' (Si)	[89]	minimum $H' = 0$, higher $H' =$ higher values
	Evenness	E (Pi)	[81]	range 0-1; minimum $E = 0$, maximum $E = 1$
	Richness	D (Mi)	[90]	minimum $D = 0$, higher $D =$ higher values
Complex diversity	Stand diversity	B (J&Di)	[91]	monotonous structure $B < 4$; uneven structure $B = 6-8$; very diverse structure $B > 9$

Tree diameter increment

Diameter increments of trees on the forestland and farmlands were evaluated via tree-ring analysis. Tree-ring increment series were individually cross-dated (removal of errors connected with the occurrence of missing tree rings) using the t-tests in the PAST4 software [92] and, subsequently, visually checked according to the Yamaguchi [93] method. The curves were detrended in a standard way and mean tree ring series were created in the ARSTAN software using the 30-year smoothing spline [94]). Analysis of the negative pointer years was done using the methods suggested by Schweingruber [95]. For each tree, the pointer year was tested as an extremely narrow tree-ring that does not reach 40% of the average increments of four preceding years. We considered the negative year when there was a significant increment reduction at least on 20% trees per PRP. For paired samples, the Wilcoxon rank-sum test was used for testing the differences between detrended tree-ring width index separately for healthy trees and trees with large damage (each observation is a difference in the detrended tree ring width index for one year between 1965–2015). For modelling diameter increment in relation to the climate characteristics (monthly precipitation and temperature) the DendroClim software was used [96]. Climate data (1961–2015) were obtained from the meteorological station at Deštné in the Orlické hory Mts. (656 m a.s.l.; WGS84 50°18'24"N, 16°21'07"E).

Relationship between bark stripping and stem rot

The relationship between number of trees damaged by bark stripping and stem rot was evaluated using the Fisher's exact-test.

Modelling stem volume

The generalized linear model (GLM) with gamma distribution was used for modelling tree stem volume based on DBH, girth damage and site type. The inverse value was selected as a link function (default setting in “glm” function in R [97] software). The following form of a linear model was used to fit data (R software notation):

$$\text{Stem volume} = \text{DBH} + \text{Relative circumference damage} + \text{Site type} \quad \text{Eq. (1)}$$

Selection of the independent variables included in this model was done from its easier application point of view whereby these variables can be easily measured. The model outputs from farmland and forestland were compared using various graphs.

Stand structure, productivity and game damage interactions

The interactions between structure, productivity and ungulate damage in relation to the effects of climatic factors were evaluated using the principal component analysis (PCA) on a centred and standardized dataset. The results of PCA were visualized in the form of an ordination diagram.

Software used

We carried out the data analyses using Statistica 12 (StatSoft, Tulsa) and R software [97]. Three-dimensional plots were prepared using Gnuplot 5.2. The PCA was accrued out using CANOCO 5 program (Microcomputer power).

Results

Tree height, diameter and stem volume

The mean values were significantly higher for tree height (Wilcoxon rank-sum test, $W=4776.5$, $p<0.001$), DBH (Welch two sample t-test, $t=6.79$, $p<0.001$), stem volume (Wilcoxon rank-sum test, $W=6859$, $p<0.001$) on the farmland compared to the forestland (Table 2).

Stand characteristics and diversity

The number of trees on PRPs ranged between 304 and 720 trees ha^{-1} , both on the farmland and forestland. Stand density index also varied on both stand types, and tree density on the farmland was lower by 14% compared to forestland, while larger differences were observed in the timber production. Total standing volume on the forestland was $466 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (± 122 SD), and $770 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (± 125 SD) on the farmland. Norway spruce was a dominant tree species (90.8%) on all PRPs. Among other admixed tree species are European larch (6.5%) and other tree species such as silver birch (*Betula pendula* Roth), European beech (*Fagus sylvatica* L.) and rowan (*Sorbus aucuparia* L.) that account for less than 2% species composition. The mean annual increment of the stands fluctuated in the range of 5.16 (forestland PRP 3) – 13.94 (farmland PRP 5) $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, while the mean annual increment on the farmland was higher (by 67%) than on the forestland. The crown closure was in the range of 72.3–87.5%, which also showed a higher variability on the farmland, like canopy projection area.

Tab. 2 Stand characteristics of the tree layer on permanent research plots 1–12 in 2016

PRP	dbh	h	v	N	G	V	HDR	PAI	MAI	CC	CPA	SDI	
	y	cm	m	m ³	trees ha ⁻¹	m ² ha ⁻¹	m ³ ha ⁻¹		m ³ ha ⁻¹ y ⁻¹	m ³ ha ⁻¹ y ⁻¹	%	ha	
1	67	30.6	21.52	0.68	720	52.9	487	70.3	9.5	7.27	86.3	1.99	0.82
2	67	33.5	22.15	0.81	496	43.7	403	66.1	7.0	6.01	79.6	1.59	0.66
3	67	34.2	22.8	0.86	400	36.8	346	66.7	6.5	5.16	83.3	1.79	0.54
4	67	35.6	23.36	0.98	640	63.8	627	65.6	8.5	9.36	87.5	2.08	0.93
5	66	42.9	30.68	1.80	512	74.1	920	71.5	9.5	13.94	86.7	2.01	0.99
6	66	39.7	31.65	1.53	512	63.2	783	79.7	7.0	11.86	79.7	1.60	0.97
7	66	47.9	31.28	2.26	304	54.7	688	65.3	7.0	10.42	78.9	1.56	0.72
8	66	42.4	27.19	1.67	304	42.6	508	64.1	6.0	7.70	72.3	1.28	0.60
9	66	41.3	30.26	1.67	480	64.2	814	73.3	8.0	12.33	76.9	1.46	0.88
10	66	42.6	31.56	1.84	448	63.7	826	74.1	8.5	12.52	76.6	1.45	0.86
11	66	36.1	26.66	1.20	704	71.8	843	73.9	7.5	12.77	86.0	1.97	0.98
12	66	37.4	27.97	1.31	592	64.8	777	74.8	8.5	11.77	81.8	1.7	0.92

Notes: *t* average stand age, *dbh* mean breast height diameter, *h* mean height, *v* average tree volume, *N* number of trees per ha, *G* basal area, *V* stand volume, *HDR* height-diameter ratio (slenderness ratio), *PAI* periodic annual increment, *MAI* mean annual increment, *CC* canopy closure, *CPA* crown projection area, *SDI* stand density index

The fitted Näslund's function (Fig. 1) showed the higher predicted heights with the same DBH on the farmland compared to those on the forestland. A proportion of height variations explained by this function for trees on the farmland was significantly higher ($R^2 = 0.74$) than that on the forestland ($R^2 = 0.71$). The predicted height difference in two stand types was about 11% for DBH = 30 cm, 20% for DBH = 40 cm and 27% for DBH = 60 cm.

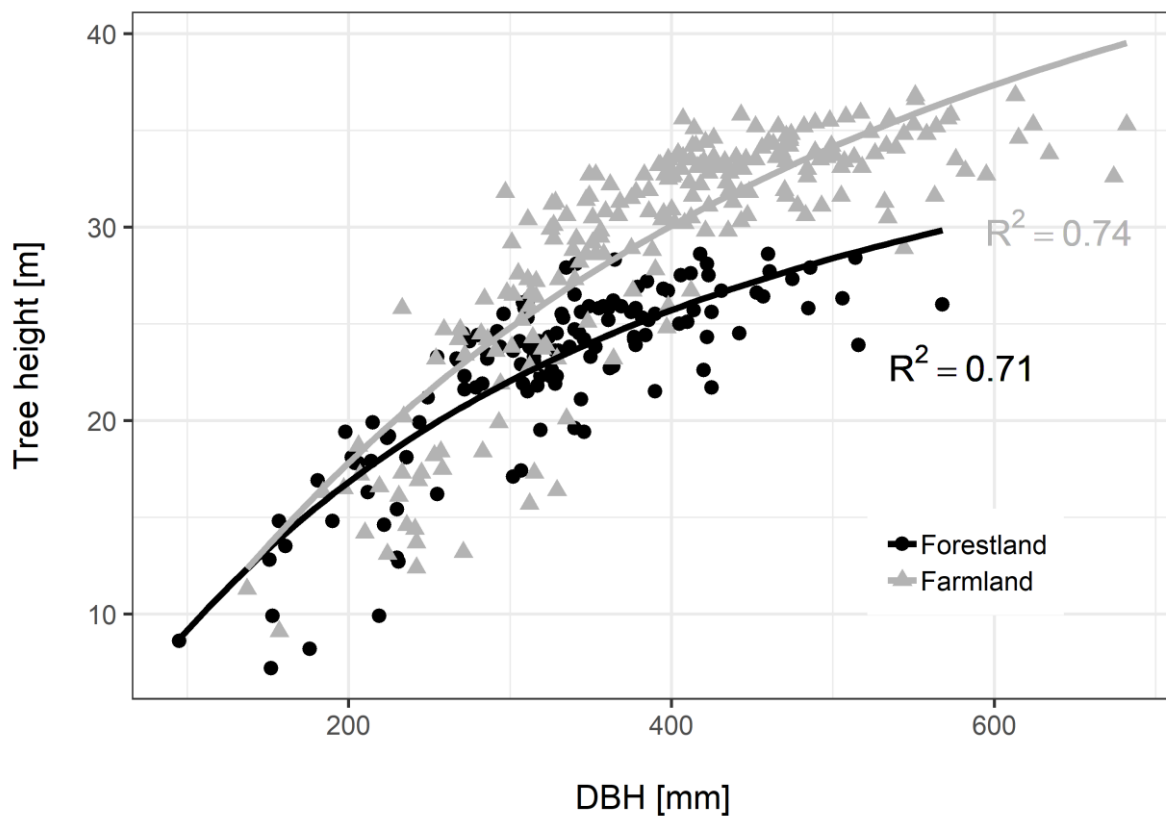


Fig. 1 Relationship between diameter at breast height (DBH) and tree height of spruce on the forestland (PRPs 1–4; parameter estimates: $a = 20.5$, $b = 0.15$) and farmland (PRPs 5–12; parameter estimates: $a = 23.8$, $b = 0.13$)

Generally, horizontal structure was random for the forestland while spatial pattern for the farmland was mostly random (Tab. 3). However, PRP 6 and 12 ($\alpha = 0.05$) were the exceptions, where distribution of individuals in the tree layer (R and α indices) was aggregated well. The A index indicated a slightly to strongly diversified vertical structure ($A = 0.249$ – 0.606) without significant difference between both variants. Diameter differentiation was at a low level ($TM_d = 0.162$ – 0.295), but height differentiation reached low to medium level ($TM_h = 0.095$ – 0.313) with a higher variability on the farmland. Species richness ranged from none or low to medium diversity ($D = 0.000$ – 0.350). Species heterogeneity was only at a low level ($H' = 0.000$ – 0.298) with a higher diversity on the farmland. Species evenness was low on the forestland ($E = 0.000$ – 0.226), while evenness on the farmland ranged from none or low to very high ($E = 0.000$ – 0.690). Total stand diversity, B suggested a remarkable homogenous structure ($B = 2.776$ – 4.739), except for a more diverse structure on the forestland PRP 1 ($B = 5.489$). Generally, more complex species diversity was observed on the forestland ($B = 4.756$) compared to the farmland ($B = 3.919$).

Tab. 3 Diversity indices in the tree layer on the permanent research plots (PRPs) 1–12 in 2016

PRP	α (P&Mi)	R (C&Ei)	A (Pri)	TMd (Fi)	TMh (Fi)	H' (Si)	E (Pii)	D (Mi)	B (J&Di)
1	0.964	1.108	0.387	0.295	0.189	0.108	0.226	0.304	5.489
2	1.105	0.937	0.372	0.213	0.181	0.064	0.213	0.161	4.647
3	1.308	1.179	0.347	0.208	0.176	0.051	0.169	0.167	4.738
4	0.890	1.233	0.500	0.234	0.161	0.000	0.000	0.000	4.148
5	0.824	1.248	0.473	0.240	0.170	0.124	0.412	0.160	3.708
6	0.715*	1.324*	0.606	0.280	0.152	0.298	0.990	0.160	4.097
7	1.105	1.305	0.329	0.208	0.142	0.154	0.323	0.350	4.470
8	0.735	1.234	0.464	0.219	0.168	0.144	0.478	0.175	4.629
9	0.816	1.273	0.249	0.232	0.131	0.014	0.047	0.162	4.103
10	0.945	1.277*	0.291	0.162	0.095	0.000	0.000	0.000	2.776
11	0.823	1.124	0.408	0.280	0.313	0.031	0.103	0.153	4.247
12	0.702*	1.315*	0.605	0.200	0.231	0.000	0.000	0.000	3.318

Notes: α index of non-randomness, R aggregation index, CS index of cluster size, A Arten-profile index, TMd diameter differentiation index, TMh height differentiation index,

H' index of species heterogeneity, E index of species evenness, D index of species richness, B stand diversity index; *statistically significant ($\alpha=0.05$) for horizontal structure (α and R)

Effect of girth damage on height, diameter and stand volume

Differences in the mean DBH, mean height and mean stem volume were tested between different damage levels for both stand types. The Kruskal-Wallis test showed significant differences on the mean heights and mean stem volumes of trees for two stand types ($p < 0.001$: chi-square test) and ANOVA test showed a significant difference of mean DBH ($p < 0.001$: F-test). The differences on these three characteristics for both stand types are depicted in figure 2.

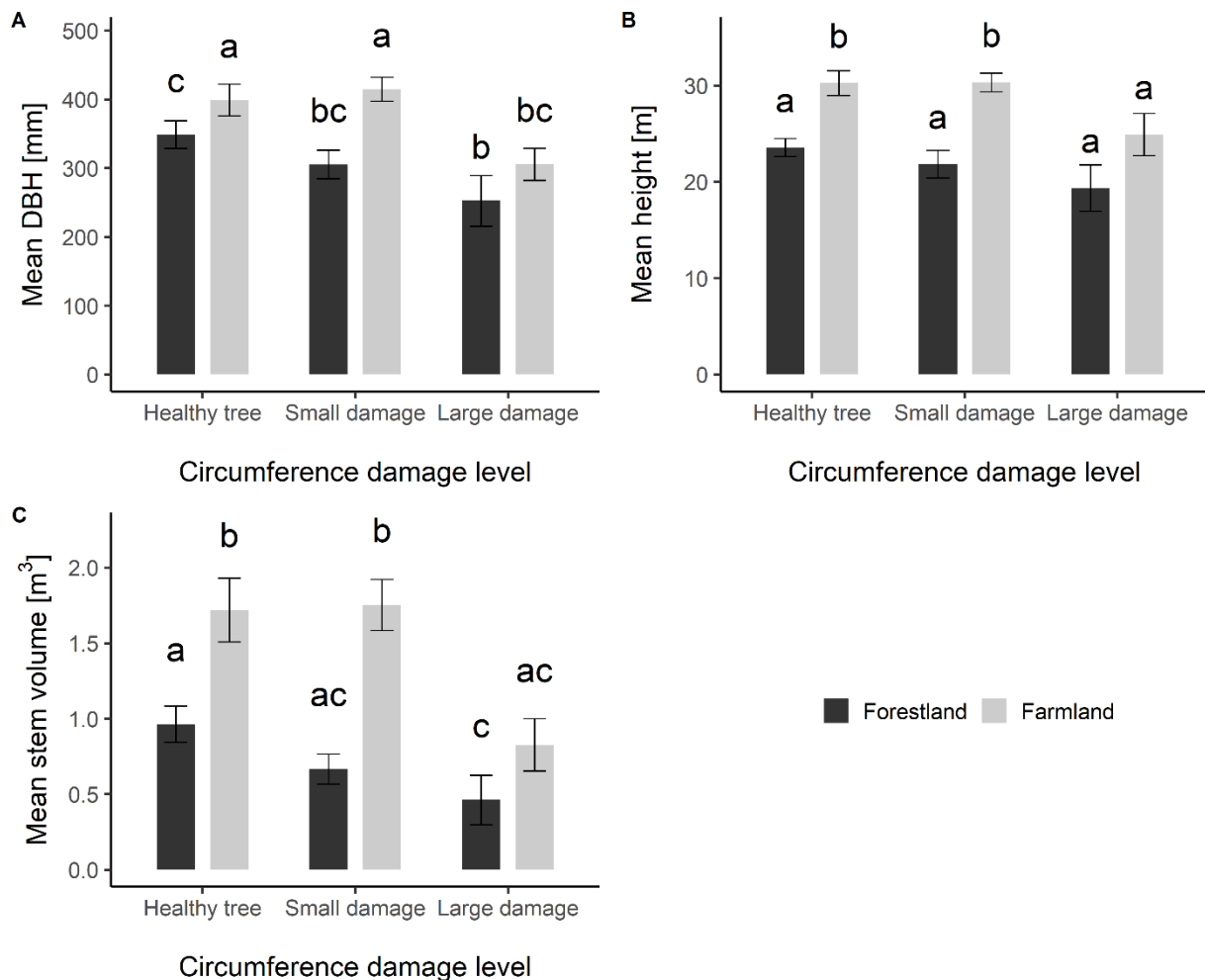


Fig. 2 Statistical tests of differences on the mean height, mean DBH, and mean stem volume between the selected level of stem girth damages on the forestland and farmland. Different letters above the bars indicate significantly different variants. Error bars depict 95% confidence interval. Number of observations for each variant is depicted in the white box inside of a corresponding bar.

In all cases, significantly different values were observed for healthy trees and trees with smaller girth damage in both stand types. For trees with larger girth damage, no significant difference was observed, however, the values for the farmland were higher in all cases.

Healthy trees on the farmland had a higher mean DBH by 14% compared to that on the forestland. For trees with small damages, this difference was 36%, but it was 21% on the heavily damaged trees. A similar pattern of the difference was observed for mean height. The differences were 28% for trees with no damage (healthy trees) on the farmland, 39% for trees with small damage and 29% for trees with large damage. There was a greater difference for mean stem volume. About 80% increase was observed for healthy trees and heavily damaged trees on the farmland, even a higher increase (160%) for trees with small damage.

Tree diameter increment

Tree diameter increments were analysed using the tree-ring width measurements on the collected core samples. The mean tree-ring width curves showed significantly high goodness-of-fits (t -tests ≥ 5.7). This consistency

allowed to develop a local standard chronology for the spruce stands in the Orlické hory Mts. The regional standard tree-ring chronology indicates the relatively balanced radial growth in 1965–1982, interrupted by a decrease in 1983–1986. The year 1986 is a period of the increased radial growth, interrupted by a strong decrease in 1994, and then in 2001, 2004, 2011 and 2016. The radial growth of healthy trees on the farmland was higher until 1976 (stand age of 25 years). After that, the radial growth on the forestland was dominant, but this was negatively influenced by game damage on the farmland (Fig. 3).

The years 1985, 1994, 2004 and 2016 were confirmed as the negative pointer years. There was a severe ice damage on the spruce stands (historically the coldest January and February – average temperature $-8.1\text{ }^{\circ}\text{C}$, in 1965-2016 – average temperature $-3.1\text{ }^{\circ}\text{C}$) in 1985. Severe drought also occurred (the hottest and dry June and July; temperature $> 16.7\text{ }^{\circ}\text{C}$, precipitation $< 104\text{ mm}$, in 1965-2016 – mean $14.4\text{ }^{\circ}\text{C}$ and 243 mm) in 1994 and 2004, and there was a very dry summer (historically the driest vegetation season $< 300\text{ mm}$, in 1965-2016 – mean $14.4\text{ }^{\circ}\text{C}$ and 617 mm) in 2016.

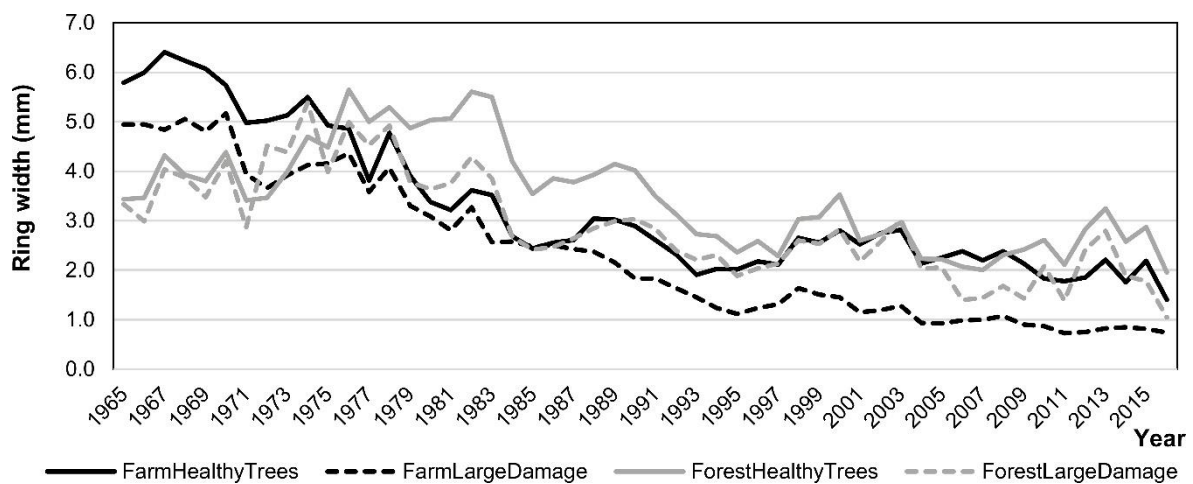


Fig. 3 Average tree-ring width series on the forestland (grey) and farmland (black) by ungulate damages. Curves were produced only for healthy trees and trees with large damage as an illustration to show the effects caused by damages.

The detrended ring-width indices of the heavily damaged and healthy trees were compared separately for forestland and farmland. These indices were lower for the heavily damaged trees on both stand types, however, difference was significant for farmland ($p = 0.047$: Wilcoxon rank-sum test), while a non-significant result was observed for forestland ($p = 0.24$).

Climatic factors for a period between 1961 and 2016 showed a significant effect on the diameter increments (Fig. 4, Tab. 4). Temperature was identified as a major factor influencing the diameter increment of Norway spruce. Monthly and annual temperature had a higher effect on the radial growth of healthy trees (trees with no damage or small damage) compared to the effect of precipitation, while trees on the forestland were significantly more vulnerable to climatic factors. Temperature in the vegetation season had a positive effect on the radial growth of trees on the forestland, especially on June ($r = 0.36$). On the contrary, a more pronounced positive effect of temperature on the farmland was at the beginning of the current year, especially on March ($r = 0.35$).

Precipitation had a less effect on the diameter increment on the farmland compared to the forestland. A higher impact of precipitation on the radial growth was observed in the previous years with a maximum positive effect on July ($r = 0.53$) as in the current year ($r = 0.38$). A more pronounced positive effect of precipitation on the radial growth was observed for those trees, which were strongly affected by ungulates on the farmland. Generally, bark stripping and subsequent stem rotting were found more closely related to precipitation than temperature. For instance, on the farmland, only one pointer month was observed, while trees with severe damage were very vulnerable to draught (6 pointer months).

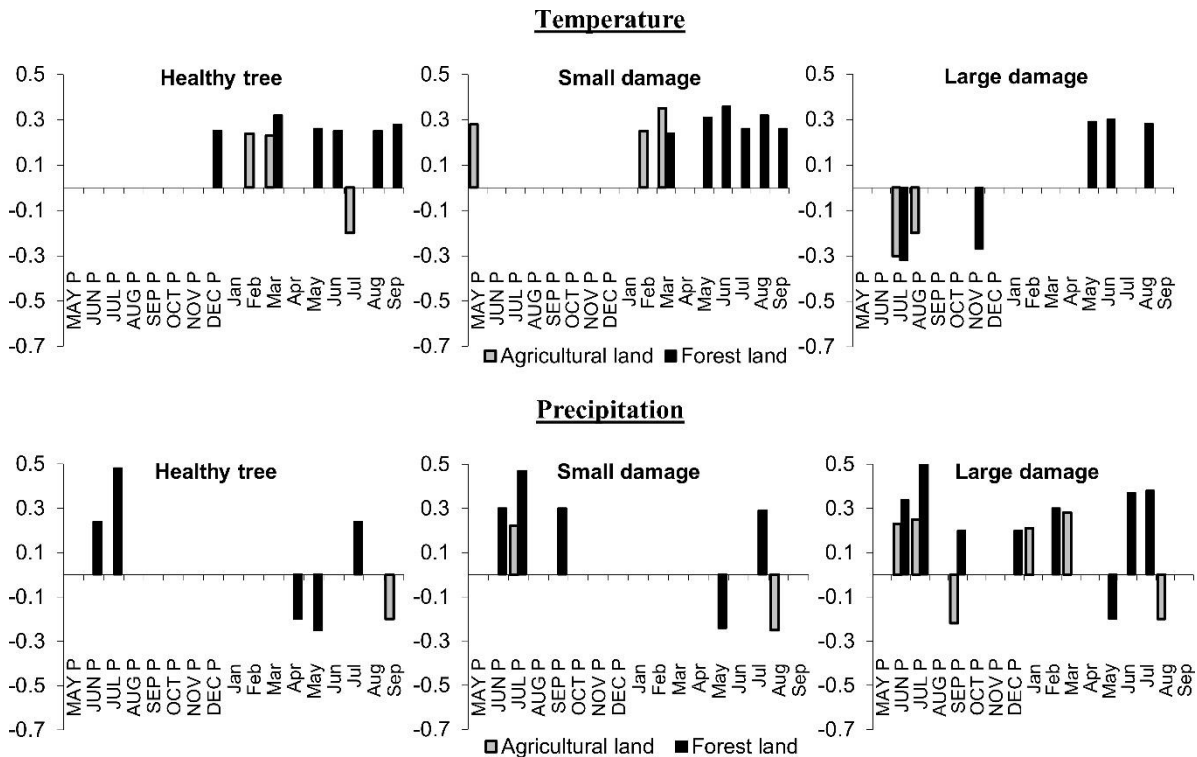


Fig. 4 Correlation coefficients of tree-ring index chronology with monthly temperature (up) and precipitation (down) from May of the previous year to September of the current year for period 1961–2015 on the forestland (black) and farmland (grey) divided according to the damage caused by ungulates (bark stripping by red deer); only statistically significant correlations are shown ($\alpha = 0.05$).

Tab. 4 Pearson’s correlation coefficients calculated between spruce tree radial increment and climate for various combination of tree health status and climatic variables. Statistically significant correlations are in bold ($p < 0.05$) and underlined ($p < 0.01$).

<i>Variant</i>	<i>Temperature</i>					
	ActAnn	ActVeg	LasVeg	ActNon	ActI-III.	ActVI-VII.
Farmland Healthy trees	0.19	0.07	-0.05	0.25	0.24	0.06
Forestland Healthy trees	<u>0.28</u>	0.17	-0.09	<u>0.32</u>	<u>0.33</u>	0.07
Farmland Large damage	-0.13	<u>-0.29</u>	<u>-0.26</u>	0.05	0.08	<u>-0.31</u>
Forestland Large damage	0.00	-0.05	<u>-0.29</u>	0.05	0.14	-0.12

<i>Variant</i>	<i>Precipitation</i>					
	ActAnn	ActVeg	LastVeg	ActNon	ActI-III.	ActVI-VII.
Farmland Healthy trees	-0.05	<u>-0.26</u>	0.17	0.17	0.19	-0.10
Forestland Healthy trees	-0.08	-0.04	<u>0.32</u>	-0.05	-0.06	0.24
Farmland Large damage	0.17	-0.13	0.18	<u>0.36</u>	<u>0.33</u>	0.03
Forestland Large damage	0.16	0.19	<u>0.50</u>	0.05	0.05	<u>0.41</u>

ActAnn – annual value (mean temperature or sum of precipitation) of the given year, ActVeg – value in the vegetation season of the given year, LasVeg – value in the vegetation season of the previous year, ActVeg – value in the vegetation season of the given year, ActNon – value outside the vegetation season of the previous year, ActI–III – value in January–March of the given year, ActVI–VII – value in June-July of the given year.

Relationship between bark stripping and stem rot

Relationship between the numbers of trees damaged by bark stripping in relation to the stem rot is presented in Table 5. Significant differences were observed for both stand types ($p < 0.001$).

Tab. 5 Numbers of trees by damage types for forestland and farmlands

Forestland			
<i>Stem damage</i>			
		present	absent
<i>Stem rot</i>	present	33	2
	absent	51	70

farmland			
<i>Stem damage</i>			
		present	absent
<i>Stem rot</i>	present	104	3
	absent	65	25

Generally, only a few trees with stem rot but without bark damage were observed. On the farmland, most trees (104 trees) showed both damage types, and 59% trees damaged by bark stripping were also affected by subsequent rot infections. However, a different situation was found for forestland, where only 39% trees damaged by red deer were also affected by rot infection. Most of the trees (70 trees) on the forestland were not damaged. The development of the rot infection caused by *Stereum sanguinolentum* in the spruce stem is illustrated in Fig. 5. The beginning of the rot infection is located at the spot where the bark was stripped by red deer and the infection has expanded vertically along the tree bole.



Fig. 5 Red heart rot on Norway spruce caused by *Stereum sanguinolentum* (Alb. et Schwein.) Fr. after preceding bark stripping by red deer in the Orlické hory Mts.

Modelling stem volume

Results of the generalized linear stem volume model (GLM) (Eq.1) are presented in Tab. 6. The model includes effects of site type, relative girth damage and DBH on the stem volume variations within a particular stand type.

Tab. 6 Results of a generalized linear (GLM) model

Variables:			
	Estimate	t-value	p-value
Intercept	2.09	24.1	<0.001
DBH	-0.002	-19.3	<0.001
Relative circumference damage	0.003	2.2	0.032
Site type	-0.41	-6.7	<0.001
	Value	DoF	
Null deviance:	165.23	270	
Residual deviance:	65.07	267	

The model (Eq. 1) explained 61% variations in the stem volume. All selected explanatory variables had significant effects on the stem volume. The stem volume was significantly affected by the percentage of damages on the girth (Figure 6). For instance, trees with DBH of 60 cm with 60% of stem girth damage reached only 58% stem volume of the healthy trees. With increasing DBH, this difference would be remarkably higher.

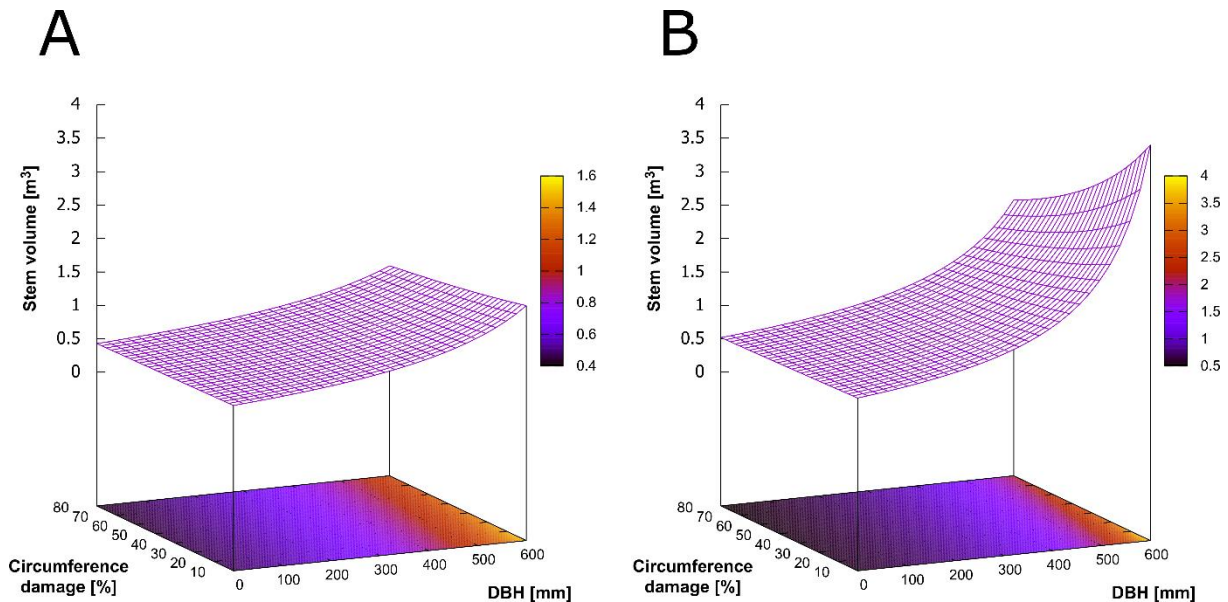


Fig. 6 Graphical representation of the generalized linear model for the prediction of stem volume for forestland (A) and farmland (B).

interactions of stand structure, productivity and game damage

The PCA showed that the first ordination axis explained 37.5% variability (Fig. 7). The first two axes explained 62.4% variability and all four axes explained 87.2% variability. The x-axis represents stand volume and crown projection area which were negatively correlated with tree species diversity. The second y-axis represents structural differentiation which was positively correlated with canopy closure while DBH showed negative correlation to both indices.

Overall stand diversity was positively correlated with species heterogeneity, richness and evenness, while these measures were negatively correlated with stand volume, height, diameter, ungulate damage, and stem rot. The stand types showed the lower mutual relationships between diversity indices compared to the differences in the production measures, especially in stand volume, increment, diameter and height. The PCA also show large differences among the individual PRPs. Differences within a particular stand type were remarkable, especially for PRPs on the farmland, where the marks of each record were relatively distant from each other whereas PRPs on the forestland showed a higher homogeneity. The stand type has no substantial effect on the occurrence of large girth damage or on the spatial patterns of trees.

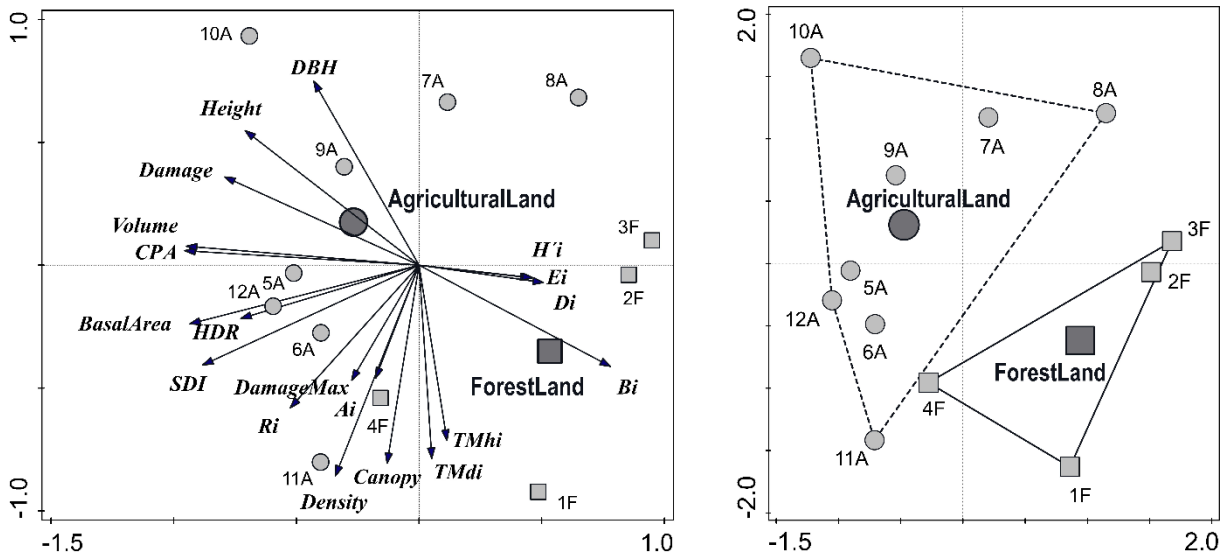


Fig. 7 Ordination diagrams showing the results of PCA of relationships between stand characteristics (*Volume*, *CPA* crown projection area, *Basal area*, *DBH* diameter at breast height, *Height*, *Canopy* crown closure, *Density* number of trees, *HDR* height-diameter ratio, *SDI* stand density index/stocking), structural diversity (*Ai* Arten-profil index, *TMdi* diameter differentiation, *TMhi* diameter differentiation, *Ri* aggregation index), species diversity (*Ei* evenness, *Di* richness, *H'i* heterogeneity), complex diversity (*B* index), game damage (*Damage* percentage of damaged trees, *DamageMax* occurrence of damage >1/3 of stem), stem rot (*Rot*) and type of stand origin (● Foresland, ■ Farmland); Codes indicate the stand type and number of PRPs associated with it.

Discussion

The literatures [98–101] report that the spruce stands were established on the farmland in the past where adequate amounts of the nutrients were available. These stands are more productive compared to the stands on the forests with identical localities and stand conditions [39,40,102–104]. Moreover, higher timber production would be possible on the farmland, not only due to availability of more amounts of the nutrients, but also due to favorable physical properties of the topsoil (higher maximum capillary capacity and aeration of soil layers), more favorable soil sorption complex and microbial conditions [105–107]. Because of these more appropriate physicochemical properties of the soil and improved condition of light and temperature for initial growth stages of spruce, the radial growth would be faster on the farmland compared to that on the forestland. Thus, the spruce stands on the farmland would have a greater amount of assimilation apparatus, which is also connected to the positive effect of a greater proportion of the horizontal precipitation. Our findings are thus consistent with those published results. Analysis

of the stem volume of large trees (bole up to 7 cm top diameter) shows that the production potential of the spruce stands on the farmland could be higher by 65% relative to that on the forestland. This also indicates the production potentiality of the farmland is higher (by 33%) than that listed in the growth tables [108]. Cukor et al. [40] has also reported this for the Orlické hory Mts where the spruce stands are at the age of 60 years on the farmland had higher standing volume (by 19%) than on the forestland. Compared to the values given in the growth tables [96], standing volume is higher by 24–47%. Similar results were reported by Podrůzský et al. [39] for the Bohemian-Moravian highlands, where spruce stands on the farmland were 50 years and had higher standing volume (3%) than that on the forestland, and this value is higher by 50% compared to that in the growth tables [96]. The production potential of a particular stand type largely depends on the silvicultural tendings, which may have considerable influences on the stand growth (stand diameter and height) [109]. These studies also show that mean diameter in a particular tending of the spruce stands at the age of 40 years increase with decreasing number of trees per hectare. It may be true for mean height also.

There were higher mean values of the variable of interest on the farmland compared to the forestland (DBH: 33.5 cm vs. 41.3 cm; height: 22.5 m vs. 29.7 m; basal area: 49.3 m² ha⁻¹ vs. 62.4 m² ha⁻¹). On the other hand, spruce stands on farmland may also be vulnerable due to heavy rainfall, where severe water erosion can occur, especially after afforestation and on the steep slope [110,111]. During afforestation, it is necessary to consider applying the dewatering system through the deeper furrows on the contour lines for minimizing water erosion and make the water supply to the planted seedlings easier. It was also applicable to our cases, where artificial planting was carried out. In addition, the strips of pickled stones were established between the fields in the past, which were mostly covered by deciduous trees (especially with a kernel and a crane) in our study areas. Our results are comparable to those by Cukor et al. [40], which show that mean DBH of the spruce stands at the age of 60 years on the farmland is higher (by 48–63%), mean height 11% higher, and mean annual volume increment 23–46% higher on the farmland than those given in the growth tables [96]. Podrůzský et al. [39], on the other hand, concluded that high production of the spruce stands on the farmland is not due to larger mean diameters, but due to more number of trees per hectare at about similar level of the mean heights.

Our results show that that horizontal structure of the tree layer is random for most of the PRPs, except 2 PRPs (6 and 12) of the farmland where structure is aggregated. Similar results were reported in previous studies for spruce-beech stands, e.g., Vacek and Lepš [112], Zahradník et al. [113] in spruce stands, Vacek et al. [114] and Krůlčěk et al. [115]. For spruce stands on the farmland, random to moderately regular structure was observed by Vacek et al. [111]. Horizontal structure of forest stands is largely influenced by ungulate damages [69] and silvicultural practices [113]. Deer are often clustering to the groups in forest [116,117], and this is associated with the aggregated distribution of the trees damaged by these animals [118]. Subsequently, heavily damaged trees are harvested, and an aggregated structure of tree layer can occur, as in our case on the farmland. In term of total biodiversity, results of PCA showed a higher complex diversity on the forestland compared to that on the farmland at an expense of the stand production characteristics.

A larger extent of the ungulate damages (damage of 85.8% trees on the farmland and 53.8% trees on the forestland) may be explained by extensive afforestation on the large area within a short period in 1950's, which resulted in the even-aged spruce stands in large area [17]. This may provide better shelter conditions for wild ungulates, where hunting was more difficult than in the uneven-aged stands. Many studies [52,53,119] show Norway spruce is one of the most vulnerable species to the bark stripping by ungulates. Other admixed tree species

(larch, beech, birch, rowan) are also bark stripped, however, we did not carry out the study on them. Čermák and Jankovský [120] stated that red deer might make the wound sizes ranging from few to hundredth cm², for example, Čermák et al. [120,121] found wound size up to 1000 cm². The wound size depends on the ungulate's behaviour, tree properties, year, and season or weather [122,123]. Larger wounds mostly occur on the trees with larger boles [120,124,125]. Many studies [120,126,127] demonstrated that larger the wound and earlier the occurrence, higher would be the chance of wood being rotted in a larger extent with increasing bole size. Even small wounds can influence the tree for a longer time, for example, a wound of 5 cm width could be healed within 10-20 years, a wound of 5-10 cm width could be healed within 20-30 years, and wound larger than 10 cm width could be healed within 40 years [108,128]. Henžlík [129] reported that the quality of standing volume was diminished by 20–30% and this could be decreased by 10% due to bark stripping and browsing. The study of bark stripping on the Beskydy Mts. Showed, on an average, a loss of timber quality by 7–9% [120]. Simon and Kolář [130] reported a loss of the standing volume by 20–30% on the Jeseníky Mts. Čermák and Malík [131] stated that, on an average, 56% trees were bark stripped and browsed by Prostějov red deer damaged, and out of this, 82% damaged trees were affected by red heart rot disease caused by *Stereum sanguinolentum* fungus in the Municipal Forests. These studies also reported that trees with red heart rot were accounted for the highest proportion during age class III whereby 92% trees were damaged by bark stripping. The rot disease could affect 10–94% stem mass of trees, and disease might spread vertically with an average rate from 1.3 to 28.1 cm y⁻¹. For example, rot disease could spread up to bole height from 1.25 m to 4.38 m, which also related tree age and development stage [132].

The extent of stem decay in the spruce stands established on the farmland in the Neratov area has been assessed by Vacek (not published). In this locality, tree stems at 59 years of age (stand characteristics: average height 26 m, average diameter 38 cm and average volume 1.2 m³) were affected by rot within 1-9 m from the base of the stem. The average extent of decay measured from the base of the stem was 4.2 m. However, it is difficult to quantify losses caused by poorer quality of the wood. Economic losses were quantified in the Scandinavia, e.g. rots caused by *Heterobasidion* spp were estimated to approximately €0.5-1 billion per year [133].

About 80% spruce trees damaged by bark stripping and browsing by red deer and subsequently affected by the rot caused by *Stereum sanguinolentum* in southern Russian taiga [134]. Similar damages are reported in the Polish part of Krkonoše Mts. [135]. About 8-28% loss in the value production of the spruce stands due to bark stripping and browsing is reported by Eidmann [136] in the western part of Germany. The greatest damage of the spruce stands made by red deer was reported on 20-40 years of stand age [137], while Koltzenburg [138] and Čermák et al. [121] reported 15–30 years of age and Gill et al. [139] 18–38 years. In this range of age, tree stems have partly been self-pruned from the lower dead branches while bark is still smooth and suitable for stripping and browsing [120].

Among the ungulate species, red deer accounts for spruce damage to a decisive extent. At around 1980 in the Czech Republic, 98% loss was incurred by bark striping and browsing that were caused by red deer, in 1983 Fanta [140] reported 76% loss, followed by mouflon (21%), and the remaining 3% loss was due to sika deer (*Cervus nippon* Temminck) and fallow deer (*Dama dama* L.). The damage caused by red deer is a crucial problem for conifer stands in the Czech Republic [54]. A higher loss can be expected as a result of the increasing population density of the red deer, not only on the local scale [141,142], but also on the national scale in the Czech Republic [143]. However, problems of the damages caused by red deer are also reported to be solved in many other European countries [58,144,145].

The monetary value of the bark stripped stands is mostly from 70 to 95% of the expected value without incurred losses [136]. Similar value (73–92%) has been also reported by Šafránek et al. [64]. The comparison of different realization does not include the increment loss, it only reflects the loss of the produced timber supply. A reduction of the ungulate population should not be the only measure leading to a decrease in the damage caused by red deer, but also positive results can be obtained by broader food supply [146].

The precipitation and temperature significantly influence on the radial growth of spruce in relation to the damage caused by ungulates and stand types. On the Orlické hory Mts., lower temperature may be the limiting factor of the radial growth as on the foothills and mountainous areas of the Europe [115,147–149]. We found that trees growing on the forestland are more vulnerable to the effects of climatic factors compared to the spruce stands on the farmland due to the nutrient deficiency [111]. Trees with greater bark stripping and browsing damages and rotting would more suffer from higher precipitation deficit (or drought). In Switzerland, precipitation is reported to have significantly higher effect on the radial growth of the damaged trees compared to the healthy dominant or suppressed trees [150]. As in our case, tree-ring analysis of the damaged trees in Finland shows a strong positive correlation with June precipitation compared to that in the healthy trees [151]. The precipitation for healthy trees on the farmland had less effect on the radial growth, but might play key roles for the accelerated damages. As in Germany [152] and Norway [153], June and July temperature most significantly affected the radial growth of spruce in our studied area also. Generally, healthy trees (or trees with no damage or a little damage) are characterized by the positive effect of temperature on the radial growth. However, lack of precipitation as a limiting factor is typical for growth of the severely damaged trees. The dendrochronological results together with other results presented in our article may be useful for making the effective harvesting plans of the spruce stands in both forestland and farmland. The ongoing global warming with frequent occurrence of the extreme climate events, especially droughts [154–156] may be the greatest threat to damaged trees, which ultimately exert the negative influence on the stability and production capacity of the forest stands regardless of their origin.

Conclusion

Our results suggested that there was a relatively low timber volume on the forestland ($466 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) than that on the spruce stands established on the abandoned agricultural land (farmland- $770 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). A higher extent of bark damages caused by red deer found on the farmland (bark loss of 85.8% trees) and that on the forestland (bark loss of 53.8% trees). Analysis of the radial growth indicated that trees with severe damages and decay significantly negatively affected by high precipitation deficit (drought), while healthy trees which were little affected by bark stripping and browsing were less affected by precipitation deficit. The trees with an impaired health status that was caused by bark stripping in the past might have been attacked by bark beetles to a greater extent in the last decade when global climate change might have already happened.

The damage caused by wild ungulates on the spruce of stands of the Orlické hory Mts. is a much crucial issue both from economic and ecological perspective due to a greater extent of the degradation and decay of woods. Apparently, the most efficient method of alleviating losses of this type would be to reduce the population density of red deer to a level that it could be compatible to the local environmental conditions and making the wintering enclosures in the forests. The presence of wolves has substantially contributed to alleviation of the losses caused by ungulates in the nearby Sudetské Mezihoří Mts. A reduction of the red deer population remains a key factor that enhances the resistance of the spruce forests to other biotic and abiotic factors.

Funding

This study was funded by the Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Forestry and Wood Sciences (Excellent Output 2018) and Internal Grant Agency of Faculty of Forestry and Wood Sciences, CULS Prague (IGA B03/18)

Acknowledgments

This study was supported by the Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Forestry and Wood Sciences (Excellent Output 2018) and Internal Grant Agency of Faculty of Forestry and Wood Sciences, CULS Prague (IGA B19/05). We are also grateful to Czech Hydrometeorological Institute in Prague for climatic data.

References

1. Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo JM. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* (80-). 1997;277: 494–499.
2. WWF. Living Planet Reports 2016. Risk and resilience in a new era. Gland; 2016.
3. Biasi R, Brunori E, Ferrara C, Salvati L. Towards sustainable rural landscapes? a multivariate analysis of the structure of traditional tree cropping systems along a human pressure gradient in a mediterranean region. *Agrofor Syst*. Springer Netherlands; 2017;91: 1199–1217. doi:10.1007/s10457-016-0006-0
4. Lanz B, Dietz S, Swanson T. The Expansion of Modern Agriculture and Global Biodiversity Decline: An Integrated Assessment. *Ecol Econ*. Elsevier B.V.; 2018;144: 260–277. doi:10.1016/j.ecolecon.2017.07.018
5. Goldewijk KK. Estimating global land use change over the past 300 years. *Global Biogeochem Cycles*. 2001;15: 417–433. doi:10.1029/1999GB001232
6. Ellis EC, Ramankutty N. Putting people in the map: Anthropogenic biomes of the world. *Front Ecol Environ*. 2008;6: 439–447. doi:10.1890/070062
7. Matuszkiewicz JM, Kowalska A, Kozłowska A, Roo-Zielińska E, Solon J. Differences in plant-species composition, richness and community structure in ancient and post-agricultural pine forests in central Poland. *For Ecol Manage*. 2013;310: 567–576. doi:10.1016/j.foreco.2013.08.060
8. Williams M. Dark ages and dark areas: Global deforestation in the deep past. *J Hist Geogr*. 2000;26: 28–46. doi:10.1006/jhge.1999.0189
9. Kaplan JO, Krumhardt KM, Zimmermann N. The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. *Quat Sci Rev*. Elsevier Ltd; 2009;28: 3016–3034. doi:10.1016/j.quascirev.2009.09.028
10. Commission E. Sustainable forestry and the European Union. Initiatives of the European Commission. Brussels; 2003.
11. FAO. Fighting food inflation through sustainable investment: grain production and export potential in CIS countries e rising food prices: causes, consequences and policy responses. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome: European Bank of Reconstruction and Development and the FAO; 2008. p. 16.
12. UNECE/FAO. State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe, published by Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe. Oslo; 2011.

13. Kolecka N, Kozak J, Kaim D, Dobosz M, Ostafin K, Ostapowicz K, et al. Understanding farmland abandonment in the Polish Carpathians. *Appl Geogr.* 2017;88: 62–72. doi:10.1016/j.apgeog.2017.09.002
14. Forest Europe. State of Europe's Forests 2015. 2015.
15. Commission E. A new EU Forest Strategy: for forests and the forest-based sector. Brussels; 2013.
16. Kozak J, Estreguil C, Troll M. Forest cover changes in the northern carpathians in the 20th century: A slow transition. *J Land Use Sci.* 2007;2: 127–146. doi:10.1080/17474230701218244
17. Špulák O, Kacálek D. History of non-forest land afforestation in the Czech republic. *Hist zalesňování nelesních půd na území České republiky.* 2011;56: 49–57. Available: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84856276060&partnerID=40&md5=8f8a0a7c529dc15dd09d9b98ea4856c8>
18. Fuchs R, Verburg PH, Clevers JGPW, Herold M. The potential of old maps and encyclopaedias for reconstructing historic European land cover/use change. *Appl Geogr.* Elsevier Ltd; 2015;59: 43–55. doi:10.1016/j.apgeog.2015.02.013
19. Houet T, Vacquié L, Sheeren D. Evaluating the spatial uncertainty of future land abandonment in a mountain valley (Vicdessos, Pyrenees - France): Insights from model parameterization and experiments. *J Mt Sci.* 2015;12: 1095–1112. doi:10.1007/s11629-014-3404-7
20. Houet T, Grémont M, Vacquié L, Forget Y, Marriotti A, Puissant A, et al. Downscaling scenarios of future land use and land cover changes using a participatory approach: an application to mountain risk assessment in the Pyrenees (France). *Reg Environ Chang. Regional Environmental Change;* 2017;17: 2293–2307. doi:10.1007/s10113-017-1171-z
21. Jarský V, Pulkrab K. Analysis of EU support for managed succession of agricultural land in the Czech Republic. *Land use policy.* 2013;35: 237–246. doi:10.1016/j.landusepol.2013.05.020
22. Podrázský V, Štěpáník R. Vývoj půd na zalesněných zemědělských plochách - oblast LS Český Rudolec. *Zprávy Lesn. výzkumu.* 2002;47: 57–61.
23. Hatlapatková L, Podrázský V, Vacek S. Výzkum v lesních porostech na bývalých zemědělských půdách v oblasti Deštného a Neratova v PLO 25 – Orlické hory. In: P. N, editor. *Zalesňování zemědělských půd, výzva pro lesnický sektor.* Kostelec nad Černými lesy; 2006. pp. 185–192.
24. Wall A, Heiskanen J. Soil-water content and air-filled porosity affect height growth of Scots pine in afforested arable land in Finland. *For Ecol Manage.* 2009;257: 1751–1756. doi:10.1016/j.foreco.2009.01.029
25. Johansson T. Total stem and merchantable volume equations of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) Growing on former farmland in Sweden. *Forests.* 2014;5: 2037–2049. doi:10.3390/f5082037
26. Vacek Z, Vacek S, Podrázský V, Král J, Bulušek D, Putalová T, et al. Structural diversity and production of alder stands on former agricultural land at high altitudes. *Dendrobiology.* 2016;75: 31–44. doi:10.12657/denbio.075.004
27. Hytönen J, Jylhä P, Little K. Positive effects of wood ash fertilization and weed control on the growth of Scots pine on former peat-based agricultural land - A 21-year study. *Silva Fenn.* 2017;51: 1–18. doi:10.14214/sf.1734

28. Kacálek D, Dušek D, Novák J, Slodičák M, Bartoš J, Černošou V, et al. Former agriculture impacts on properties of Norway spruce forest floor and soil. *For Syst.* 2011;20: 437–443. doi:10.5424/fs/20112003-11042
29. Kotecký V. Contribution of afforestation subsidies policy to climate change adaptation in the Czech Republic. *Land use policy.* 2015;47: 112–120. doi:10.1016/j.landusepol.2015.03.014
30. Aosaar J, Mander Ü, Varik M, Becker H, Morozov G, Maddison M, et al. Biomass production and nitrogen balance of naturally. 2016;50: 1–19. doi:10.14214/sf.1628
31. Spiecker H. Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe - Temperate zone. *J Environ Manage.* 2003;67: 55–65. doi:10.1016/S0301-4797(02)00188-3
32. Ministry of Agriculture. ZPRÁVA O STAVU LESA A LESNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ ČESKÉ REPUBLIKY V ROCE 2017 - Report of forest management in Czech Republic in 2017. Prague; 2017.
33. Vacek S, Moucha, P., Bílek L, Mikeska M. Péče o lesní ekosystémy v chráněných územích ČR. Praha: Ministerstvo životního prostředí; 2012.
34. Hytönen J, Jylhä P. Fifteen-year response of weed control intensity and seedling type on Norway spruce survival and growth on arable land. *Silva Fenn.* 2008;42: 355–368. doi:10.14214/sf.242
35. Irbe I, Sable I, Noldt G, Grinfelds U, Jansons A, Treimanis A, et al. Wood and Tracheid Properties of Norway Spruce (*Picea abies* [L] Karst.) Clones Grown on Former Agricultural Land in Latvia. *Balt For.* 2015;21: 114–123.
36. Wysocka-Fijorek E, Kalisewski A. Causes and directions of reclassification of non-forest lands into forest lands according to the survey results. *Sylvan.* 2017;161: 460–466.
37. Vacek S, Vacek Z, Kalousková I, Cukor J, Bílek L, Moser WK, et al. Sycamore maple (*Acer pseudoplatanus* L.) stands on former agricultural land in the sudetes – Evaluation of ecological value and production potential. *Dendrobiology.* 2018;79: 61–76. doi:10.12657/denbio.079.006
38. Hagen-Thorn A, Callesen I, Armolaitis K, Nihlgård B. The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil in forest plantations on former agricultural land. *For Ecol Manage.* 2004;195: 373–384. doi:10.1016/j.foreco.2004.02.036
39. Podrázský V, Procházka J, Remeš J. Produkce a vývoj půdního prostředí porostů na bývalých zemědělských půdách v oblasti Českomoravské vrchoviny. *Zpravy Lesn Vyzk.* 2011;56: 27–35.
40. Cukor J, Baláš M, Kupka I, Tužinský M. The condition of forest stands on afforested agricultural land in the Orlické hory Mts. *J For Sci.* 2017;63: 1–8.
41. Allikmäe E, Laarmann D, Korjus H. Vitality assessment of visually healthy trees in Estonia. *Forests.* 2017;8. doi:10.3390/f8070223
42. Sierota Z. Heterobasidion root rot in forests on former agricultural lands in Poland : Scale of threat and prevention. *Sci Res Essays.* 2013;8: 2298–2305. doi:10.5897/SRE2013.5724
43. Gill RMA. A review of damage by mammals in north temperate forest 3. *Forestry.* 1992;65: 363–388.
44. Gobiet A, Kotlarski S, Beniston M, Heinrich G, Rajczak J, Stoffel M. 21st century climate change in the European Alps-A review. *Sci Total Environ. The Authors;* 2014;493: 1138–1151. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.07.050

45. Lindner M, Fitzgerald JB, Zimmermann NE, Reyer C, Delzon S, van der Maaten E, et al. Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? *J Environ Manage.* Elsevier Ltd; 2014;146: 69–83. doi:10.1016/j.jenvman.2014.07.030
46. Bosela M, Štefančík I, Petráš R, Vacek S. The effects of climate warming on the growth of European beech forests depend critically on thinning strategy and site productivity. *Agric For Meteorol.* 2016;222: 21–31. doi:10.1016/j.agrformet.2016.03.005
47. Bílá K. ARE BARK BEETLES RESPONSIBLE FOR DROUGHTS IN THE ŠUMAVA MTS .? *Precipitation and Water Vapour Circulation.* 2016;6: 108–113.
48. Pretzsch H, Schütze G, Biber P. Drought can favour the growth of small in relation to tall trees in mature stands of Norway spruce and European beech. *For Ecosyst. Forest Ecosystems;* 2018;5. doi:10.1186/s40663-018-0139-x
49. Pretzsch, H., Schütze G., Uhl, E. Resistance of European tree species to drought stress in mixed. 2012. pp. 483–495.
50. Ding H, Pretzsch H, Schütze G, Rötzer T. Size-dependence of tree growth response to drought for Norway spruce and European beech individuals in monospecific and mixed-species stands. *Plant Biol.* 2017;19: 709–719. doi:10.1111/plb.12596
51. Půlpán J. Vliv hospodaření na vznik hnilog. *Zprávy Lesn výzkumu.* 2001;46: 135–136.
52. Welch D, Scott D, Staines B. Bark stripping damage by red deer in Sitka spruce in Western Scotland. III. Trends in wound condition. *Forestry.* 1997;70: 113–120.
53. Vospernik S. Probability of bark stripping damage by red deer (*Cervus elaphus*) in Austria. *Silva Fenn.* 2006;40: 589–601. doi:10.14214/sf.316
54. Čermák P, Strejček M. Stem decay by *Stereum sanguinolentum* after red deer damage in the Českomoravská vrchovina Highlands. *J For Sci.* 2007;53: 567–572.
55. Hagen R, Heurich M, Kröschel M, Herdtfelder M. Synchrony in hunting bags: Reaction on climatic and human induced changes? *Sci Total Environ.* Elsevier B.V.; 2014;468–469: 140–146. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.08.022
56. Thulin CG, Malmsten J, Ericsson G. Opportunities and challenges with growing wildlife populations and zoonotic diseases in Sweden. *Eur J Wildl Res.* 2015;61: 649–656. doi:10.1007/s10344-015-0945-1
57. Baltzinger M, Mårell A, Archaux F, Pérot T, Leterme F, Deconchat M. Overabundant ungulates in French Sologne? Increasing red deer and wild boar pressure may not threaten woodland birds in mature forest stands. *Basic Appl Ecol.* Elsevier GmbH; 2016;17: 552–563. doi:10.1016/j.baae.2016.04.005
58. Månsson J, Jarnemo A. Bark-stripping on Norway spruce by red deer in Sweden: level of damage and relation to tree characteristics. *Scand J For Res.* 2013;28: 117–125. doi:10.1080/02827581.2012.701323
59. Verheyden H, Ballon P, Bernard V, Saint-andrieux C. Variations in bark-stripping by red deer *Cervus elaphus* across Europe. *Mamm Rev.* 2006;36: 217–234. doi:10.1111/j.1365-2907.2006.00085.x
60. Vlad R, Sidor CG. Research for the estimate of rotten stem wood volume in Norway spruce stand damaged by deer species. *Rev Pădurilor.* 2013;128: 27–32.

61. Vlad R. Assessment of the wood volume with stem decay in Norway spruce stands damaged by red deer. Proceedings of the Biennial International Symposium Forest and sustainable development. Brasov: Transilvania University Press; 2014. pp. 381–386.
62. Malík V, Karnet P. Game damage to forest trees. *J For Sci.* 2007;53: 406–412.
63. Čermák P, Mrkva R, Horsák P, Špiřík M, Beranová P, Orálková J, et al. Impact of ungulate browsing on forest dynamics. *Folia For Bohem.* 2011;20: 80.
64. Šafránek Z, Honzová M, Vala V, Dvořák J. Sortimentace a zpeněžení smrkového dříví v závislosti na výskytu škod ohryzem a loupáním jelení zvěří -SORTING AND CONVERSION OF SPRUCE TIMBER INTO MONEY DEPENDING ON THE OCCURRENCE. *Zpravy Lesn Vyzk - Reports For Res.* 2016;61: 298–304.
65. Köppen W. Das Geographische System der Klimate, Handbuch der Klimatologie. Berlin: Gebrüder Borntraeger; 1936.
66. Quitt E. Klimatické oblasti Československa [Climatic regions of Czechoslovakia]. Prague: Academia; 1971.
67. Ahlén I. Studies on the red deer, *Cervus elaphus* L., in Scandinavia. *Stud red deer, Cervus elaphus L, Scand.* 1965;3: 89–176.
68. Mikeska M. Oblastní plán rozvoje lesů PLO - 25 Orlické hory. 1999.
69. Vacek Z. Structure and dynamics of spruce-beech-fir forests in Nature Reserves of the Orlické hory Mts. in relation to ungulate game. *Cent Eur For J.* 2017;63: 23–34. doi:10.1515/forj-2017-0006
70. Cadenasso AML, Pickett STA. Linking Forest Edge Structure to Edge Function : Mediation of Herbivore Damage. *J Ecol.* 2000;88: 31–44.
71. Deer R, Kiffner C, Rößiger E, Trisl O, Schulz R, Rühle F. Probability of Recent Bark Stripping a Low Mountain Range in Germany – A Preliminary Analysis. *Silva Fenn.* 2008;42: 125–134.
72. Haglöf Sweden AB. Vertex Laser II, Operator’s Manual VL402 v 1.1. Långele; 2010.
73. McIntyre EB. Barkstripping – a natural phenomenon. *Scottish For.* 1972;26: 43–50.
74. Verheyden H, Ballon P, Bernard V, Saint-andrieux C. Variations in bark-stripping by red deer *Cervus elaphus* across Europe. *Mamm Rev.* 2006;36: 217–234. doi:10.1111/j.1365-2907.2006.00085.x
75. Näslund M. Skogsförsöksanstaltens gallringsförsök i tallskog. Swedish Institute of Experimental Forestry; 1936.
76. Petráš R, Pajtík J. Sústava česko-slovenských objemových tabuliek drevín. *For J - Lesn časopis.* 1991;37: 49–56.
77. Fabrika M. Growth simulator SIBYLA and the possibilities of its applications in forest management. *Lesn časopis For J.* 2003;49.
78. Pretzsch H. Wissen nutzbar machen für das Management von Waldökosystemen. *Allg Forstzeitschrift/Der Wald.* 2006;1158–1159.
79. Földner K. Strukturbeschreibung in Mischbeständen [Structure description of mixed stands]. *Forstarchiv.* 1995;66: 235–606.
80. Shannon CE. A mathematical theory of communications. *Bell Syst Tech J.* 1948;27: 623–656.
81. Pielou EC. Ecological diversity. New York: Wiley; 1975.

82. Menhinick CF. A comparison of some species–individuals diversity indices applied to samples of field insects. *Ecology*. 1964;45: 859–861.
83. Jaehne S, Dohrenbusch A. Ein Verfahren zur Beurteilung der Bestandesdiversität. *Forstwissenschaftliches Cent*. 1997;116: 333–345.
84. Pielou EC. The use of point-to-plant distances in the study of the pattern of plant populations. *J Ecol*. 1959;47: 607–613.
85. Mountford MD. On E. C. Pielou’s index of non-randomness. *J Ecol*. 1961;49: 271–275.
86. Clark PJ, Evans FC. Distance to Nearest Neighbor as a Measure of Spatial Relationships in Populations. *Ecology*. 1954;35: 445–453.
87. Siegel S, Castellan Jr. NJ. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*, 2nd ed. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*, 2nd ed. New York, NY, England: Mcgraw-Hill Book Company; 1988.
88. Clark PJ, Evans FC. Distance to Nearest Neighbor as a Measure of Spatial Relationships in Populations. *Ecology*. 1954;35: 445–453. doi:10.2307/1931034
89. Shannon CE. A Mathematical Theory of Communications. *Bell Syst Tech J*. 1948;27: 1119–1120.
90. Menhinick EF. A Comparison of Some Species-Individuals Diversity Indices Applied to Samples of Field Insects. *Ecology*. 1964;45: 859–861. doi:10.2307/1934933
91. Jaehne S, Dohrenbusch A. Ein Verfahren zur beurteilung der bestandesdiversität. *Eur J For Res*. 1997;116: 333–345. doi:10.1007/BF02766909
92. Knibbe B. *PAST 4: personal analysis system for tree-ring research*. Vienna: SCIEM; 2007.
93. Yamaguchi DK. A simple method for cross-dating increment cores from living trees. *Can J For Res*. 1991;21: 414–416.
94. Grissino-Mayer HD, Holmes RL, Fritts HC. *International tree-ring data bank program library: user’s manual*. Tuscon: Laboratory of Tree-Ring Research, University of Arizona, Tuscon, USA; 1992.
95. Schweingruber FH, Eckstein D, Serre-Bachet F, Bräker OU. Identification, presentation and interpretation of event years and pointer years in dendrochronology. *Dendrochronologia*. 1990;8: 9–38.
96. Biondi F, Waikul K. DENDROCLIM2002: A C++ program for statistical calibration of climate signals in tree-ring chronologies. *Comput Geosci*. 2004;30: 303–311. doi:10.1016/j.cageo.2003.11.004
97. R Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria; 2018.
98. Falkengren-Grerup U, Brink DJ Ten, Brunet J. Land use effects on soil N, P, C and pH persist over 40–80 years of forest growth on agricultural soils. *For Ecol Manage*. 2006;225: 74–81. doi:10.1016/j.foreco.2005.12.027
99. Armolaitis K, Aleinikoviene J, Baniuniene A, Lubyte J, Zekaite V. Carbon sequestration and nitrogen status in Arenosols following afforestation or following abandonment of arable land. *Balt For*. 2007;13: 169–178.
100. von Oheimb G, Härdtle W, Naumann PS, Westphal C, Assmann T, Meyer H. Long-term effects of historical heathland farming on soil properties of forest ecosystems. *For Ecol Manage*. 2008;255: 1984–1993. doi:10.1016/j.foreco.2007.12.021

101. Valtinat K, Bruun HH, Brunet J. Restoration of oak forest: Effects of former arable land use on soil chemistry and herb layer vegetation. *Scand J For Res.* 2008;23: 513–521. doi:10.1080/02827580802545572
102. Alriksson A, Olsson MT. Soil changes in different age classes of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) on afforested farmland. *Plant Soil.* 1995;168: 103–110.
103. Wall A, Hytönen J. Soil fertility of afforested arable land compared to continuously forested sites. *Plant Soil.* 2005;275: 247–260. doi:10.1007/s11104-005-1869-4
104. Vacek S, Simon J. Zakládání a stabilizace lesních porostů na bývalých zemědělských a degradovaných půdách. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce; 2009.
105. Podrázský V. Tvorba povrchového humusu při zalesňování zemědělských ploch a po buldozerové přípravě v Krušných horách. *Zpravy Lesn Vyzk - Reports For Res.* 2008;53: 258–263.
106. Kacálek D, Novák J, Dušek D, Bartoš J, Černohous V. How does legacy of agriculture play role in formation of afforested soil properties? *J For Sci.* 2009;55: 9–14.
107. Vopravil J, Podrázský V, Khel T, Holubík O, Vacek S. Effect of afforestation of agricultural soils and tree species composition on soil physical characteristics changes. *Ekol Bratislava.* 2014;33: 67–80. doi:10.2478/eko-2014-0008
108. Černý A. Škody způsobené na smrku ztepilém ohryzem a loupáním jelení a mufloní zvěří a následnými hnilobami na území ČR. Škody zvěří a jejich řešení. MZLU v Brně; 1995. pp. 99–101.
109. Dušek D, Slodičák M. Structure and static stability of stands under different regimes of thinning on former agricultural land . *Zpravy Lesn Vyzk.* 2009; 12–16. Available: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-78651544022&partnerID=40&md5=877cc72c596e184dece03d3b2c65098>
110. Kort J, Collins M, Ditsch D. A review of soil erosion potential associated with biomass crops. *Biomass and Bioenergy.* 1998;14: 351–359. doi:10.1016/S0961-9534(97)10071-X
111. Vacek S, Simon J, Podrázský V, Baláš M, Slávik M, Mikeska M, et al. Zakládání a stabilizace lesních porostů na bývalých zemědělských a degradovaných půdách. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce; 2009.
112. Vacek S, Lepš J. Changes in the horizontal structure in a spruce forest over a 9-year period of pollutant exposure in the Krkonoše mountains, Czechoslovakia. *For Ecol Manage.* 1987;22: 291–295. doi:10.1016/0378-1127(87)90113-7
113. Zahradník D, Vacek S, Bílek L, Nosková I, Vacek Z. State and development of phytocenoses on research plots in the Krkonoše Mts. forest stands. *J For Sci.* 2010;56: 505–517.
114. Vacek Z, Vacek S, Bílek L, Král J, Remeš J, Bulušek D, et al. Ungulate impact on natural regeneration in spruce-beech-fir stands in Černý důl nature reserve in the Orlické hory Mountains, case study from central sudetes. *Forests.* 2014;5: 2929–2946. doi:10.3390/f5112929
115. Králíček I, Vacek Z, Vacek S, Remeš J, Bulušek D, Král J, et al. Dynamics and structure of mountain autochthonous spruce-beech forests: Impact of hilltop phenomenon, air pollutants and climate. *Dendrobiology.* 2017;77: 119–137. doi:10.12657/denbio.077.010
116. Coulson T, Albon S, Guinness F, Pemberton J, Clutton-Brock T. Population substructure, local density, and calf winter survival in Red deer (*Cervus elaphus*). *Ecology.* 1997;78: 852–863. doi:10.2307/2266064

117. Plante M, Lowell K, Potvin F, Boots B, Fortin MJ. Studying deer habitat on Anticosti Island, Québec: Relating animal occurrences and forest map information. *Ecol Modell.* 2004;174: 387–399. doi:10.1016/j.ecolmodel.2003.09.035
118. Havránek F, Cukor J, Bukovjan K. Modelování vlivu zvěře a mysliveckého managementu na prostředí na příkladu fragmentované krajiny Plaské pahorkatiny - průběžná zpráva. Praha; 2018.
119. Gill RMA. A Review of Damage by Mammals in North Temperate Forests: 1. Deer. *Forestry.* 1992;65: 145–169. doi:10.1093/forestry/65.2.145
120. Čermák P, Jankovský L, Glogar J. Loupaní a následné hniloby. *Lesn práce. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce;* 2003;12/03: 24–25.
121. Čermák P, Jankovský L, Lička D, Beránek J, Glogar J. damage to spruce stands by deer barking and subsequent rots in Forest range Proklest , the Křtiny Training Forest Enterprise “ Masaryk Forest ” (the Drahaný Upland). 2004; 165–174.
122. Vasiliauskas R, Stenlid J, Johansson M. Fungi in bark peeling wounds of *Picea abies* in central Sweden. *For Pathol.* 1996;26: 285–296.
123. Vasiliauskas R, Stenlid J. Spread of *Stereum sanguinolentum* Vegetative Compatibility Groups within a Stand and within Stems of *Picea abies*. *Silva Fenn.* 1998;32: 301–309. doi:10.14214/sf
124. Welch D, Staines BW, Scott D, Catt DC. Bark-stripping damage by red deer in Sitka spruce in Western Scotland. II. Wound size and position. *Forestry.* 1987;61: 245–254.
125. Scott D. Impact of red deer on a Scots pine plantation after removal of deer fencing. *Scottish For.* 1998;52: 8–13.
126. Roll-Hansen F, Roll-Hansen H. MICROORGANISMS WHICH INVADE PICEA ABIES IN SEASONAL STEM WOUNDS .1. GENERAL-ASPECTS - HYMENOMYCETES. *Eur J For Pathol.* 1980;10: 321–339.
127. El Atta HA, Hayes AJ. Decay in Norway spruce caused by *Stereum sanguinolentum* Alb. & Schw. ex Fr. developing from extraction wounds. *Forestry.* 1987;60: 1–111.
128. Kessl J, Fanta B, Hanuš S, Melichar J, Říbal M. Ochrana proti škodám zvěří. Prague: SZN, Czech Republic; 1957.
129. Henzlík V. Současný stav, rozsah a vývoj škod zvěří. In: Brně M v, editor. Škody zvěří a jejich řešení. 1995. pp. 25–34.
130. Simon J, Kolář C. Economic evaluation of bark stripping by red deer on the basis of analysis on a time growth series of spruce stands in the Hrubý Jeseník Mts. *J For Sci.* 2001;47: 402–409.
131. Čermák P, Malík J. rot caused by *Stereum sanguinolentum* and its spread through the Norway spruce stem in the LHC OBROVA NOHA management-plan area. 2005; 2–7.
132. Čermák P, Mrkva R, Horsák P, Šířík M, Beranová P, Orálková J, et al. Impact of ungulate browsing on forest dynamics. *Folia For Bohem.* 2011;20.
133. Rönnerberg J, Berglund M, Johansson U, Cleary M. Incidence of *Heterobasidion* spp. following different thinning regimes in Norway spruce in southern Sweden. *For Ecol Manage.* 2013;289: 409–415. doi:10.1016/j.foreco.2012.10.013
134. Smirnov KA. Effect of elk damage to spruce bark on increment and species succession in the southern taiga. *Lesovedenie.* 1981;4: 56–65.

135. Domanski S. Próba fytopatologicznej oceny swierkow ospalowanych przez zwierzynie w Karkonszach. *Folia For pollonica Ser A.* 1996;12: 157–174.
136. Eidmann FE. Wertminderung von Fichtenbeständen durch den schälschäden des Rotwildes. *Forstarchiv.* 1952;23: 65–69.
137. Eckmüllner O. Barking and logging damage in commercial forest and high forest. Results of the Austrian Forest Inventory for. *Austrian J For Sci.* 1985;102: 190–214.
138. Koltzenburg C. Schutzwirkung durch mechanischbiologischen Schalschutz in Fichtenbeständen. *Forst-Holzwirt.* 1985;40: 471–475.
139. Gill R, Weber J, Peace A. The Economic Implications of Deer Damage. Final Report for The Deer Commission for Scotland. Wrecclsham; 2000.
140. Fanta B. Poškození lesních porostů v ČR loupáním zejména jelení a mufloní zvěří. Hniloby lesních dřevin a ochrana proti nim. LF VŠZ Brno; 1983. pp. 55–63.
141. Vala Z, Ernst M. Red deer density in the air-polluted area of forest ecosystems in the Krušné hory Mts. - Klášterec nad Ohří Forest District. *J For Sci.* 2011;57: 59–63.
142. Cukor J, Havránek F, Rohla J, Bukovjan K. Stanovení početnosti jelení zvěře v západní části Krušných hor. *Zprávy Lesn výzkumu.* 2017;62: 288–295.
143. UHUL. Inventarizace škod zvěří na lesním hospodářství České republiky. In: Forest Management Institute [Internet]. 2017. Available: <http://www.uhul.cz/mapy-adata/362-portal-myslivosti>
144. Reimoser F. Steering the impacts of ungulates on temperate forests. *J Nat Conserv.* 2003;10: 243–252.
145. Heinze E, Boch S, Fischer M, Hessenmöller D, Klenk B, Müller J, et al. Habitat use of large ungulates in northeastern Germany in relation to forest management. *For Ecol Manage.* Elsevier B.V.; 2011;261: 288–296. doi:10.1016/j.foreco.2010.10.022
146. Jarnemo A, Minderman J, Bunnefeld N, Zidar J, Mansson J. Managing landscapes for multiple objectives: Alternative forage can reduce the conflict between deer and forestry. *Ecosphere.* 2014;5. doi:10.1890/ES14-00106.1
147. Meyer FD, Bräker OU. Climate response in dominant and suppressed spruce trees, *Picea abies* (L.) karst., on a subalpine and lower montane site in switzerland. *Ecoscience.* 2001;8: 105–114. doi:10.1080/11956860.2001.11682636
148. Mäkinen H, Nöjd P, Kahle H-P, Neumann U, Tveite B, Mielikäinen K, et al. Radial growth variation of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) across latitudinal and altitudinal gradients in central and northern Europe. *For Ecol Manage.* 2002;171: 243–259. doi:10.1016/S0378-1127(01)00786-1
149. Král J, Vacek S, Vacek Z, Putalová T, Bulušek D, Štefančík I. Structure, development and health status of spruce forests affected by air pollution in the western Krkonoše Mts. in 1979-2014. *For J.* 2015;61: 175–187. doi:10.1515/forj-2015-0026
150. Meyer FD, Bräker OU. Climate response in dominant and suppressed spruce trees, *Picea abies* (L.) karst., on a subalpine and lower montane site in switzerland. *Ecoscience.* 2001;8: 105–114. doi:10.1080/11956860.2001.11682636
151. Mäkinen H, Nöjd P, Mielikäinen K. Climatic signal in annual growth variation in damaged and healthy stands of Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] in southern Finland. *Trees - Struct Funct.* 2001;15: 177–185. doi:10.1007/s004680100089

152. Andreassen K, Solberg S, Tveito OE, Lystad SL. Regional differences in climatic responses of Norway spruce (*Picea abies* L. Karst) growth in Norway. *For Ecol Manage.* 2006;222: 211–221. doi:10.1016/j.foreco.2005.10.029
153. Hauck M, Zimmermann J, Jacob M, Dulamsuren C, Bade C, Ahrends B, et al. Rapid recovery of stem increment in Norway spruce at reduced SO₂ levels in the Harz Mountains, Germany. *Environ Pollut.* Elsevier Ltd; 2012;164: 132–141. doi:10.1016/j.envpol.2012.01.026
154. Brázdil R, Stucki P, Szabó P, Řezníčková L, Dolák L, Dobrovolný P, et al. Windstorms and forest disturbances in the Czech Lands: 1801–2015. *Agric For Meteorol.* 2018;250–251: 47–63. doi:10.1016/j.agrformet.2017.11.036
155. Holuša J, Lubojacký J, Čurn V, Tonka T, Lukášová K, Horák J. Combined effects of drought stress and *Armillaria* infection on tree mortality in Norway spruce plantations. *For Ecol Manage.* 2018;427: 434–445. doi:10.1016/j.foreco.2018.01.031
156. Bílá K. Are bark beetles responsible for droughts in the Šumava Mts.? A mini-review. *Eur J Environ Sci.* 2016;6: 108–113.

5.3. Mimoprodukční přínosy zalesňování zemědělské půdy

5.3.1. Windbreak Efficiency in Agricultural Landscape of the Central Europe: Multiple Approaches to Wind Erosion Control.

4. VACEK Z., ŘEHÁČEK D., CUKOR J., VACEK S., KHEL T., SHARMA R.P., KUČERA J., KRÁL J., PAPAJ V. (2018): Windbreak Efficiency in Agricultural Landscape of the Central Europe: Multiple Approaches to Wind Erosion Control. *Environmental Management*, 62 (5): 942-954.



Windbreak Efficiency in Agricultural Landscape of the Central Europe: Multiple Approaches to Wind Erosion Control

Zdeněk Vacek¹ · David Řeháček² · Jan Cukor¹ · Stanislav Vacek¹ · Tomáš Khel² · Ram P. Sharma¹ · Josef Kučera² · Jan Král¹ · Vladimír Papaj²

Received: 4 June 2017 / Accepted: 4 August 2018
© Springer Science+Business Media, LLC, part of Springer Nature 2018

Abstract

Windbreak is one of the key factors for making the agriculture systems successful through reduced wind erosion, improved microclimate, increased biodiversity, and production potentiality of timber and agricultural crops. Even though windbreak occupies only a small part of agricultural landscape, its advantages on the ecological and economical perspective are quite high. This study evaluated the effects of three windbreak types on the wind erosion control in relation to their structural diversities, wind-speed reduction, and optical porosities in the central part of the Czech Republic. Diversity in the windbreak was evaluated based on its species diversity, vertical structure, spatial pattern, and complexities. Wind speed was measured at the different distances on the leeward side of the windbreak and one station placed on the windward side as a control. Windbreak characteristics were described by terrestrial photogrammetry method using the values of optical porosity. The timber volume of the windbreaks with rich biodiversity species ranged from 224 to 443 m³ ha⁻¹ height of the windbreak on the. Results of the windbreak efficiency showed significantly closer relationship between optical porosity and structural indices. The optical porosity significantly correlated with wind-speed reduction, especially in the lower part of the windbreak. A significant dependency of the windbreak efficiency on the tree dominant height was also observed for each windbreak type. The most significant effect on the wind-speed reduction in terms of structural indices had total diversity index and Arten-profile index describing vertical structures, which are recommended together with the optical porosity to evaluate the windbreak efficiency in controlling wind erosion.

Keywords Airflow · Wind-speed reduction · Optical porosity · Structural diversity · Production · Czech Republic

Introduction

The agricultural farming, which involves forming and using the landscape based on its quality, has always been a main reason of economic development in the Europe for the past few centuries (Ellis and Ramankutty 2008; Jepsen et al. 2015). The agriculture landscapes have been substantially changed through the intensification of land use and farming that has steadily been increasing over the past 150 years

(Ramankutty and Foley 1999; Erb 2012). The intensification of land use includes gradual unification of the land blocks by means of the efficient agricultural machineries, which have an unstoppable advancement through time (Robinson and Sutherland 2002; Steen et al. 2012). With this mechanism, there has been a decrease in the size of biotopes, such as field boundaries, groves and woods (Robinson and Sutherland 2002; Wrzesień and Denisow 2016). Minimizing the sizes of these biotopes does not only mean a significant decrease of biodiversity (Wrzesień and Denisow 2016), but also an increased migration and transfer of soil particles from one place to other by water and wind, which could cause the landscape destruction and soil erosion as well. These problems increased significantly due to a large-scale farming and an intensification of land use in the Europe (Robinson and Sutherland 2002). The negative changes on the quality of landscape and soil had occurred mainly during 1950s in the Czech Republic, because of an increased wind erosion (Pasák 1970). This particularly

✉ Zdeněk Vacek
vacekz@fld.czu.cz

¹ Department of Silviculture, Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýčká 129, 165 21 Prague 6, Czech Republic

² Department of Soil Science and Soil Protection, Research Institute for Soil and Water Conservation, Žabovřeská 250, 156 27 Prague 5, Czech Republic

affected the south Moravia, which is considered as one of the most wind-erosion-affected regions in the central Europe (Podhrázská et al. 2015).

The windbreak and shelterbelt are the barriers, which significantly reduce wind speed and prevent wind erosion (FAO 1989). The windbreak created through plantation of tree and shrub species is one of the effective biological measure in reducing wind speed and increasing ecological effects that are supportive to agriculture farms (Torita and Satou 2007; Chendev et al. 2015; Řeháček et al. 2017). Besides acting as soil protection against wind erosion, windbreak also improves the local environment along the windbreak through various ways (Ferreire 2011; Kuhns 2012), such as improvement in evapotranspiration, protection of crops, amelioration of microclimate, and creation of new bio-communities that are largely supportive to increasing yields of the main and subsidiary crops (Campi et al. 2009; Alemu 2016; Nerlich et al. 2013). The windbreak also provides shelter for various animal and bird species (Ferreire 2011), and thus helps increase biodiversity through improvement of a sum of both biotic and abiotic factors in the agricultural landscape (Fukamachi et al. 2011; Sreekar et al. 2013; Alemu 2016).

Since primary function of the windbreak remains the reduction of wind erosion (Bird et al. 1992; Ferreire 2011; Chendev et al. 2015; Řeháček et al. 2017), this stops transferring soil particles from one place to another. Transfer of soil particles has negative impacts on the local environment that may cause degradation of soil quality and crop damages (Burke 1998). Destructive activity of wind is significantly influenced by landscape conditions, especially by geological and soil characteristics (surface roughness, soil texture, soil aggregation, soil moisture), climate (rainfall, wind speed), and anthropogenic factors (farming activities, vegetation cover, estate size) (Brandle et al. 2004; Hupy 2004; Li et al. 2007; Du et al. 2017). Agricultural land is often prone to wind erosion, especially during the time when soil surface is not protected by planted trees or shrubs against erosion-causing factors (Wolfe and Nickling 1993). For the purposes of mitigating wind erosion on the agriculture landscapes, windbreaks are often built in several countries in the Europe and outside, e.g. China, Canada, Australia, and United States, especially in their arid and semi-arid regions (Kort 1988; Cleugh and Huhges 2002; Peri and Bloomberg 2002; Brandle et al. 2004; Alemu 2016).

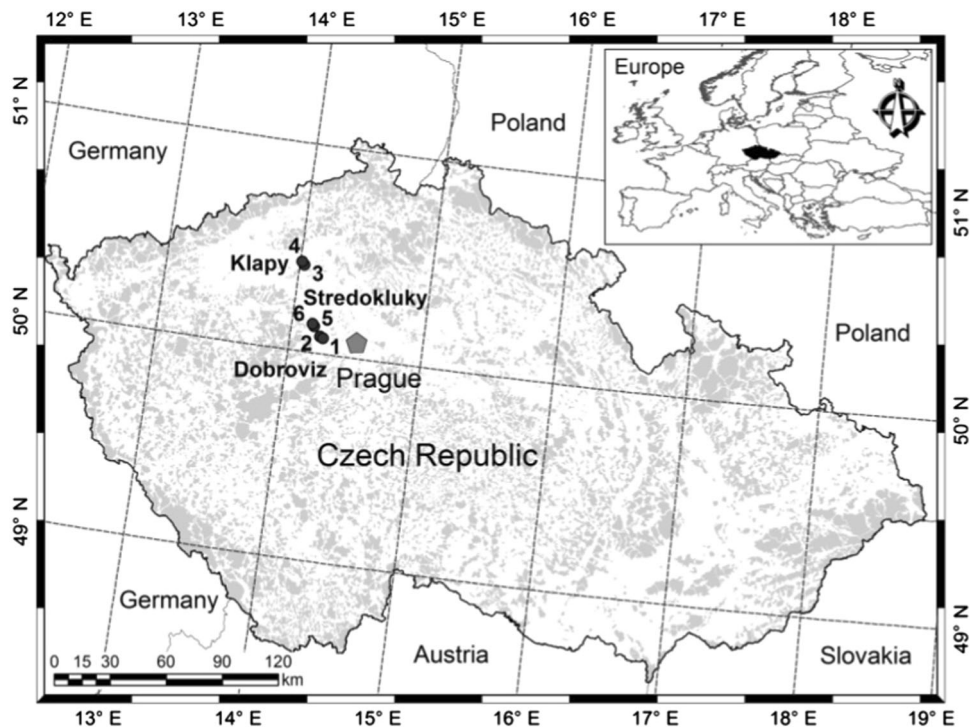
The windbreak is properly characterized based on its structures, such as spatial structure (Forman and Gordon 1986; Heisler and Dewalle 1988) which is mainly described by porosity (Wan et al. 2005; Středa et al. 2008; Středová et al. 2012). Spatial structure of the windbreak influences the efficiency on controlling wind erosion (Cornelis and Gabriels 2005; Straight and Brandle 2007). External

structure of the windbreak consists of width, height, shape, and orientation, and its internal structure consists of amount and arrangement of branches, leaves, and trunks of trees or shrubs (Brandle et al. 2004). The windbreak is also characterized based on its level of porosity, such as porous (porosity ca. 60%), medium porous and nonporous (porosity ca. 20%) (Abel et al. 1997). The effect of the windbreak on the wind-speed reduction can be in the range of 20–35 times the height of the windbreak on the leeward side (Heisler and DeWalle 1988; Abel et al. 1997; Vézina 2001; Vigiak et al. 2003; Brandle et al. 2004; Janeček et al. 2012). These studies have shown significant relationships between reduction of the windbreak efficiency and values of optical porosity. Spatial structure of the windbreak changes throughout the year based on the phenological phases of woody plants. The leafy windbreak in a vegetation period has a bigger impact on reducing wind speed compared to the windbreak without foliage during winter (Středa et al. 2008; Řeháček et al. 2017).

Vegetation diversity of the windbreak can also be described using structural indices and functions, which have frequently been used to evaluate forest stand structures (Pretzsch 2009; Vacek et al. 2014; Král et al. 2015; Bílek et al. 2016; Králíček et al. 2017). Stand structure is evaluated horizontally (Clark and Evans 1954; Mountford 1961; Geyer 1999; Bulušek et al. 2016) and vertically (Ferris-Kaan et al. 1998; Pretzsch 2006). However, only few studies have been carried out on the vertical stand structures (Vacek et al. 2015b), which more significantly influence the windbreak efficiency compared to the horizontal structures (Zhu et al. 2003). Using the complex diversity indices, which include indices describing both stand structures and functions, can be more effective means of evaluating windbreaks (Jaehne and Dohrenbusch 1997; Neumann and Starlinger 2001) than using only structural indices (McElhinny et al. 2005). The indicators of species diversity also play important roles from the structural point of view (Shannon 1948; Margalef 1958; Pielou 1975). The taxonomical structure of a windbreak is thus one of the crucial parameters predetermining its wind reduction efficiency.

The literature dealing with the impact of the windbreak on the wind erosion control is either based on the numerical models (Bitog et al. 2012; Speckart and Pardyjak 2014) or wind speed and optical porosity (Loeffler et al. 1992; Řeháček et al. 2017). However, knowledge of the multiple approaches of establishing complex indices in relation to the diversity of woody plants of the windbreak is still lacking. Thus, a general objective of this study was to determine the effects of three different windbreak types on the wind erosion in the central Bohemia region of the Czech Republic. Specific objectives were (1) quantification of structure, species and complex diversities of tree layer and shrubs of the windbreaks; (2) determining optical porosity of the

Fig. 1 Location of six permanent research plots in the windbreaks in three localities of the Czech Republic (gray color indicates forest cover)



windbreaks and wind speed at different distances on the leeward side; (3) assessing the windbreak efficiency in terms of wind-speed reduction, optical porosity, and biodiversity; (4) determining the relationships among optical porosity, wind speed, and biodiversity of the windbreaks and (5) identifying the most appropriate type of the windbreak in terms of reducing wind erosion. This study was mainly based on the hypothesis that wind-speed reduction would have the strongest correlation with total complex diversity in terms of the indices used. The results presented in the article may be useful for creation of the windbreaks and their evaluation.

Material and Methods

Study Site

The study was carried out in the windbreaks on six permanent research plots (PRP) in three localities (two repetitions) with altitude varying from 187 to 355 m above mean sea level, in the central Bohemia region of the Czech Republic. The territory has warm summer temperate climate according to Köppen climate classification (Köppen 1936), or rather by a detailed region Quitt classification (Quitt 1971)—it belongs to warm district. The mean annual precipitation varies from 350 to 590 mm and mean annual temperature fluctuates around 8.3 °C. The length of growing season lasts for 170 days with mean temperature 14.1 °C

and mean amount of precipitation is 340 mm. The parent rock of this region is formed mainly by limestone, basalt, and slate. Dominant soil types are Luvisols and Cambisols for PRP Dobroviz and Středokluky, and Chernozem for PRP Klapý. Each PRP is shown in Fig. 1 and basic characteristics of PRP are presented in Table 1.

In the locality of Dobroviz there is a three-to-four rows mixed windbreak consisting of two tree layers. The tree layer is made up from the following: 86–90% *Quercus petraea* (Matt.) Liebl., 5–10% *Acer campestre* L. and less than 3% is made up from *A. platanoides* L. and *A. pseudoplatanus* L. In the upper tree layer, the most dominant is *Q. petraea*, while maple trees form lower layer. About 16% of the tree level is made up by lower layer, 38% by middle layer, and 46% by upper tree layer. In shrub layer, more prevalent species are *Symphoricarpos albus* (L.) S. F. Blake and *Sambucus nigra* L.

In the locality of Klapý there is a nonpermeable four-to-five-rows three-tree layer windbreak. The tree layer is made up from 59 to 82% by *Acer pseudoplatanus*, from 16 to 32% by *Fraxinus excelsior*, and from 3 to 9% by *Ulmus glabra* Huds. and less than 1% is formed by *Acer platanoides*. The division of tree layer from the vertical stratification is as follows: 46% lower layer, 37% middle layer, and 17% upper layer. In the upper layer, dominant types are *A. pseudoplatanus* and *Fraxinus excelsior* L., while *Ulmus glabra* represents the trees that are suppressed and sub-leveled. In the shrub layer, more prevalent species are *Ligustrum vulgare* L. and *Sambucus nigra*.

Table 1 Overview of basic characteristics of permanent research plots in windbreaks

PRP ^a	Name	GPS coordinates		Altitude (m)	Exposure	Size (m)	Species ^b	Number of rows	Age (y)	Height ^c (m)
1D1	Dobroviz 1	50°6'26"N	14°13'48"E	353	N	30 × 19	QP, API, AC	3–4	68	19.1
2D2	Dobroviz 2	50°6'37"N	14°13'46"E	355	N	30 × 19	QP, API, AC	3–4	68	18.7
3K2	Klapy 1	50°25'33"N	14°1'52"E	194	NE	30 × 24	APs, FE, UG	4–5	66	20.0
4K2	Klapy 2	50°25'22"N	14°1'58"E	187	NE	30 × 24	FE, APs, UG	4–5	66	22.7
5S1	Stredokluky 1	50°7'10"N	14°13'49"E	352	NE	30 × 9	QP	2	59	14.9
6S2	Stredokluky 2	50°7'18"N	14°13'45"E	346	NE	30 × 9	QP, FE	2	59	16.0

^aPermanent research plots—marks indicate: plot ID, locality abbreviation, number of couples in the same locality

^bMain tree species: QP, *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.; API, *Acer platanoides* L.; AC, *Acer campestre* L.; FE, *Fraxinus excelsior* L.; APs, *Acer pseudoplatanus* L.; UG, *Ulmus glabra* Huds.

^cDominant height of tree layer (95% quantile)

In the locality of Stredokluky, there is a semi-permeable two-rows pure species windbreak made up by one tree layer. The tree layer is made up from 99 to 100% by *Quercus petraea* and less than 1% by *Fraxinus excelsior*. In rare shrub layer, more prevalent species are *Symphoricarpos albus* and *Sambucus nigra*.

Data Collection

Six PRP of 30 × 9–24 m (270–720 m²) were established in 2016 using the Field-Map technology (IFER-Monitoring and Mapping Solutions Ltd; Šmelko and Merganič 2008) to determine the tree layer structures. All individuals with breast height diameter (DBH) > 4 cm and their crown projections were located using this technique. The crown radii were measured at least in four directions perpendicular to each other, from the center of the bole. DBH, height and height of live crown base were measured in all trees. Height to live crown base was measured at the point where branches formed a continuous whorl of a crown. DBH of the tree layer were measured with a caliper (accuracy mm) while tree heights and crown heights were measured with the Vertex laser hypsometer (Haglöf Sweden; accuracy 0.1 m). All trees and stand characteristics were measured following the inventory protocols prepared by Forest Management Institute (FMI 2003). Natural regeneration from height ≥ 1.5 m was measured on each PRP. The characteristics measured for recruits are position, height, height to live crown base, and crown projection area. Shrub individuals or continuous groups were recorded, but individuals with height ≥ 1.5 m and their crown projection areas were measured. Heights were measured with an altimeter rod (accuracy in cm). Field studies were carried out in accordance with the notification provision of the nature protection, and therefore not detrimental to wildlife and soil.

Measurement of wind speed was carried out during the period without foliage from November to March in 2015–2017. Wind speed was measured during favorable

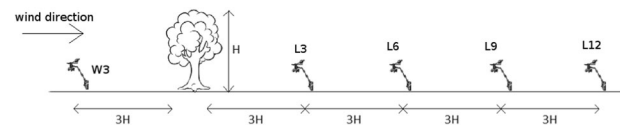


Fig. 2 Scheme of wind-speed measurement and anemometry positions (H windbreak height, W windward side, L leeward side)

wind conditions, hence having sufficient wind speed and in a direction perpendicular to the windbreak $\pm 20^\circ$. The terrain measurement was carried out using portable anemometers Vantage Pro 2 (David Instruments Corp., Hayward, USA) with range 0.5–89 m s⁻¹ and accuracy ± 1 m s⁻¹ or $\pm 5\%$ whichever is greater. Anemometers were placed at the height of 1 m above the surface. Four anemometers were placed on the leeward side at 3, 6, 9, and 12 multiples of the height of the windbreak (H), and one check anemometer was placed on the windward side at the distance of 3H (three times the height of the windbreak) (Fig. 2). Minimum time used for measurement was 2 h and the data were recorded at 10 s intervals. Three field measurements of wind speed were performed for each of PRP.

The optical porosity was determined based on the photographs (with resolution 4928 × 3264; 16 M) taken by digital camera Nikon D5100 (Nikon Corporation, Tokyo, Japan). The same stretch of the windbreak delineated in the terrain by pegs and GPS coordinates was pictured and assessed. The photographs were taken in the perpendicular axis to the windbreak for both windward and leeward sides. The optical porosity was assessed on three photographs with the most contrast of the windbreak and background. Photographs were taken from the height of 1.6 m using standard tripod (Řeháček et al. 2017).

Data Analysis

Structural and growth parameters, quantity of production, horizontal and vertical structures, and total biodiversity in all individuals of the tree layer on each sample plot were

Table 2 Overview of indices describing stand structures and their interpretations

Criterion	Quantifiers	Label	Reference	Evaluation
Species diversity	Richness	D_1 (Mai)	Margalef (1958)	Minimum $D = 0$, higher $D =$ higher values
	Heterogeneity	H' (Shi)	Shannon (1948)	Minimum $H' = 0$, higher $H' =$ higher values
	Evenness	E_1 (Pii)	Pielou (1975)	Range 0–1; minimum $E = 0$, maximum $E = 1$
Vertical diversity	Arten-profile index	Ap (Pri)	Pretzsch (2006)	Range 0–1; balanced vertical structure $Ap < 0.3$; selection forest $Ap > 0.9$
Structure differentiation	Diameter dif.	TM_d (Fi)	Füldner (1995)	Range 0–1; low $TM < 0.3$, medium $TM = 0.3–0.5$, very high differentiation $TM > 0.7$
	Height dif.	TM_h (Fi)		
Horizontal structure	Index of nonrandomness	α (Pi&Mi)	Pielou (1975); Mountford (1961)	Mean value $\alpha = 1$, aggregation $\alpha > 1$, regularity $\alpha < 1$
	Aggregation index	R (C&Ei)	Clark and Evans (1954)	Mean value $R = 1$, aggregation $R < 1$, regularity $R > 1$
Complex diversity	Stand diversity	B (J&Di)	Jaehne and Dohrenbusch (1997)	Monotonous structure $B < 4$, uneven structure $B = 6–8$, very diverse structure $B > 9$

assessed. Tree volume was calculated by volume equations (Petráš and Pajtk 1991). The indicators assessed for tree species diversity are species richness D_1 (Margalef 1958), species heterogeneity H' (Shannon 1948), and species evenness E_1 (Pielou 1975). Structural and overall diversity was assessed based on these indices: Arten-profile index Ap (Pretzsch 2006), diameter TM_d and height differentiation index TM_h (Füldner 1995), index of nonrandomness α (Pielou 1975; Mountford 1961), aggregation index R (Clark and Evans 1954), and total diversity index B (Jaehne and Dohrenbusch 1997). All these indices are defined in Table 2.

Characteristics describing the horizontal structure of individuals on the sample plots were calculated using PointPro 2.2 software (Zahradnik and Pus). The test of deviation against the expected values for the random layout of points was carried out by Monte Carlo simulation. Medium values were estimated using the randomly generated 1999-point structures. Moreover, crown closure (Crookston and Stage 1999) and crown projection area for each individual were calculated. Layout maps were created in the ArcGIS 10.4 (Esri).

The optical porosity was determined applying the methodology devised by Podhrázská et al. (2011) with the use of software GIMP 2.8.2, ArcGIS 10.4 (ArcMap), and table processor MS Excel 2013 (Microsoft Office). The images were firstly processed in the graphical program GIMP and then converted to gray-tone images, and graphical adjustment to highlight and distinguish vegetation/cover from the background was subsequently made by using trim, brightness, and contrast tools. A function threshold was applied in order to create a binary image (black grid = vegetation/cover, white grid = background). The photograph adjusted in this way was subjected to analyses in the program setting of ArcMap. The adjusted

image was transformed based on the delineated pegs to the square grid with 6 rows and 12 columns.

One square of the grid was of the size 2.5×2.5 m for lower rows of the windbreak. A more detailed grid with each square of size 2.5×2.5 m divided into 16 smaller squares was used for upper rows of the windbreak. The tool Zonal Histogram (Fig. 3) was used for subsequent analyses of the binary image. A detailed analysis of the upper row using smaller squares was carried out for the purposes of enhancing accuracy to determine the overall optical porosity. When there was a square with optical porosity of 100% in the highest row, the upper row was not included into establishing the overall optical porosity so as not to influence the value of the overall optical porosity in the windbreak. For statistical evaluation of the optical porosity in term of vertical structure, windbreaks were divided into six layers according to 2.5 m (12 squares in one line) from the bottom of shrub layer to the top of tree layer.

The wind-speed reduction was assessed as a ratio between wind speed on a leeward side and wind speed on a windward side using the following equation $U = (U_L/U_W) \times 100$ (%), where U is the wind-speed reduction, U_L the wind speed on a leeward side, and U_W the wind speed on a windward side.

Statistical analyses were carried out using the Statistica 12 software (StatSoft). Data were log-transformed to acquire the normal distribution (tested by Kolmogorov–Smirnov test). The differences in diversity indices and optical porosity of the windbreaks among PRPs were evaluated using one-way analysis of variance (ANOVA) and consequently by post-hoc Tukey HSD test. In addition, the effectiveness of structural indices, wind speed, and optical porosity were evaluated using the Pearson correlation coefficients. Unless otherwise stated, 5% level of significance was used for all analyses. The unconstrained

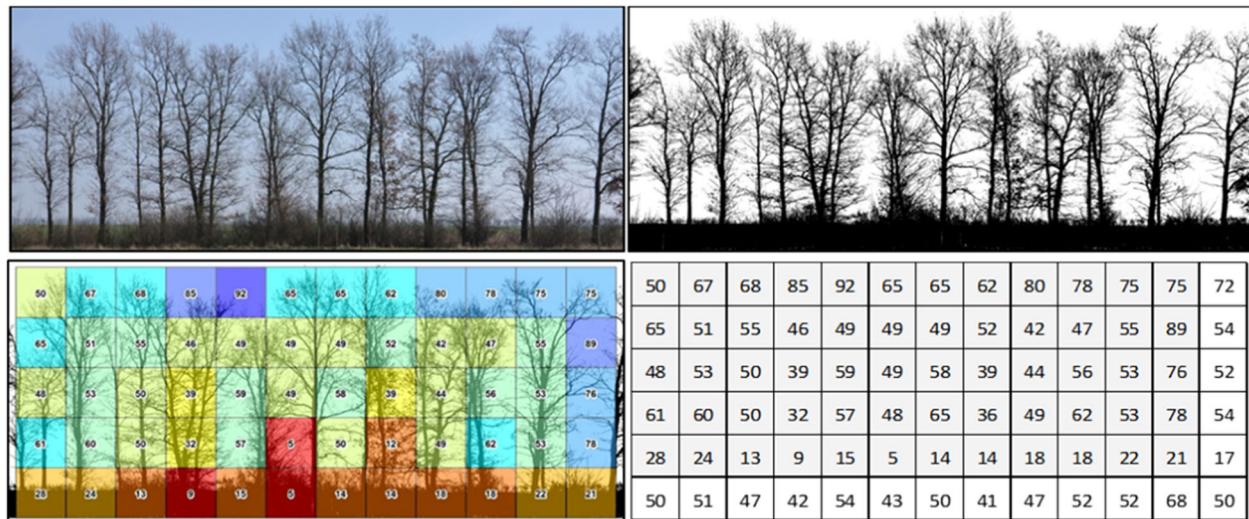


Fig. 3 Example of modification of the photography and evaluation of the optical porosity (%)

Table 3 Basic indices of the windbreak biodiversity on six permanent research plots 1–6 in 2016

PRP	D_1 (Mi)	H' (Si)	E_1 (Pii)	A_p (Pri)	R (C&Ei)	TM_d (Fi)	TM_h (Fi)	B (J&Di)
1D1	0.574 →	0.239 ↘	0.342 ↘	0.480 →	1.191 ^R	0.334 ↘	0.283 ↘	8.129 ↗
2D2	0.698 ↗	0.283 ↘	0.364 ↘	0.471 →	1.009 ^R	0.408 →	0.327 ↘	8.765 ↗
3K1	0.500 →	0.500 →	0.718 ↗	0.737 ↗	1.018 ^R	0.399 ↘	0.281 ↘	9.560 ↗↗
4K2	0.795 ↗	0.393 ↘	0.465 →	0.498 →	0.945 ^A	0.448 →	0.351 ↘	9.316 ↗↗
5S1	0.796 ↗	0.034 ↘↘	0.044 ↘↘	0.155 ↘↘	1.080 ^R	0.618 ↗	0.498 →	8.093 ↗
6S2	0.488 →	0.067 ↘↘	0.111 ↘↘	0.348 ↘	1.022 ^R	0.442 →	0.373 ↘	7.885 →

D_1 species richness index, H' species heterogeneity index (entropy), E_1 species evenness index, A_p Arten-profile index, R aggregation index for tree layer (tendency to ^A aggregation, ^R regularity), TM_d diameter differentiation index, TM_h height differentiation index, B total diversity index; arrows: ↘↘ low, ↘ low-medium, →medium, ↗ high, ↗↗ very high value

principal component analysis (PCA) in the Canoco 5 program (Microcomputer Power) was used in analyzing the relationships between stand characteristics, diversity, and porosity in order to reveal similarity of all records. Data were log-transformed, centered, and standardized before carrying out PCA. Scattered plots were divided into two parts for better interpretation and results of the PCA were visualized with an ordination diagram.

Results

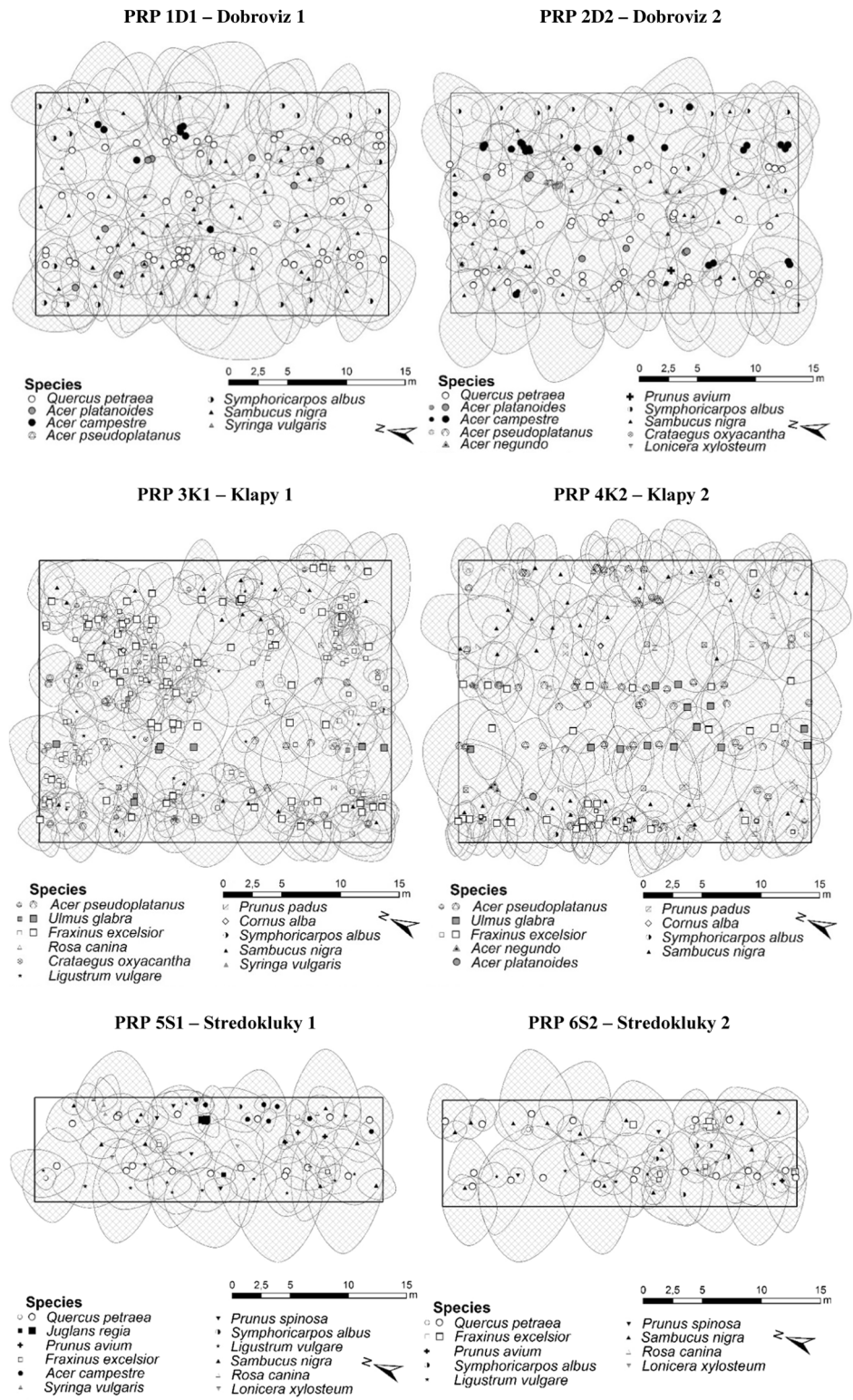
Diversity and Structure of Windbreak

The indices describing biodiversity of the windbreak on PRP including the tree layer, shrub layer, and natural tree regeneration are presented in Table 3. Species richness indicated moderately rich to very rich windbreaks ($D_1 = 0.488–0.796$). The heterogeneity based on entropy H' showed low to moderate biodiversity ($H' = 0.067–0.500$). Species evenness was moderate to high ($E = 0.044–0.718$). In general, from the

species diversity point of view, the highest values were found on PRP Klapy (3K1, 4K2), while PRP Stredokluky (5S1, 6S2) showed very low diversity. According to Arten-profile index, the vertical structure varied from moderately to strongly ($A_p = 0.471–0.737$) on PRP Dobroviz (1D1, 1D2) and Klapy (3K1, 4K2), respectively, and low variety on PRP Stredokluky (5S1, 6S2) ($A_p = 0.155–0.498$). Diameter differentiation of the structure was moderate to high ($TM_d = 0.334–0.618$) and height differentiation was predominantly moderate ($TM_h = 0.281–0.498$), while on PRP 1D1 and 3K1 it was small ($TM_h = 0.281–0.283$). The tree crown differentiation (part of B index) was high ($K = 2.869–2.916$). The total diversity in PRP Dobroviz (1D1, 2D2) and Stredokluky (5S1, 6S2) denoted uneven to diverse structure ($B = 7.885–8.765$) and in PRP Klapy (3K1, 4K2) it denoted very diverse structure ($B = 9.316–9.560$).

According to both indices determined ($R = 0.945–1.191$, $\alpha = 0.806–1.474$), horizontal structure of the tree layer was random (Fig. 4). The prevalent random distribution of tree layer individuals based on their distances (spacing) was also indicated by L -function (Fig. 5). In addition, tree stem

Fig. 4 Horizontal structure of tree layer (DBH ≥ 4 cm—large symbol) and understory (DBH < 4 cm, shrubs—small symbol) with displayed crown projection area of the windbreaks on the permanent research plots



layouts had the aggregated patterns according to their distances up to 1 m, and 2 m in the locality of Dobroviz (PRP 1D1, 2D2). There was a tendency to regularity at the distance from 3 to 5 m (even spacing of trees and rows) for PRP 5S1 and 6S2. The tree crown projection area

(converted per hectare plot) in the tree layers ranged from 2.2 ha⁻¹ (PRP 6S2) to 3.7 ha⁻¹ (PRP 2D2), and crown closure ranged from 0.84 to 0.96. When comparing the absolute timber volume of the windbreaks, the lowest volume was detected on PRP 5S1—224 m³ ha⁻¹ (relative

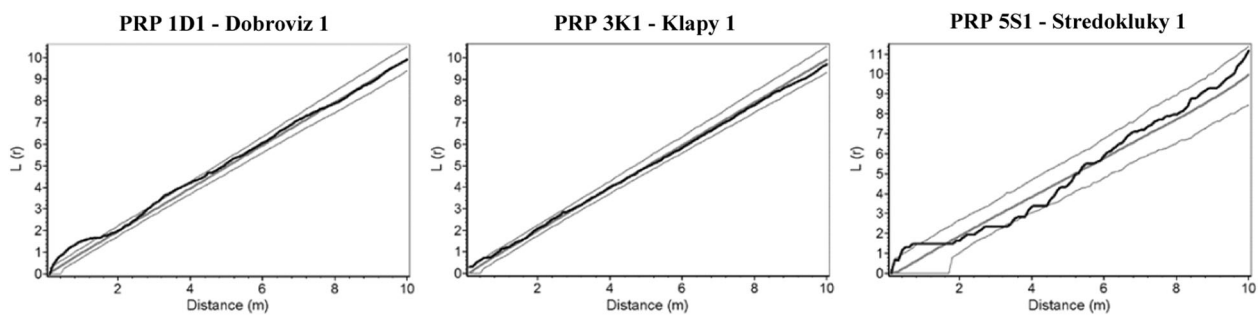


Fig. 5 Horizontal structure of selected permanent research plots from each locality expressed by the L -function; the black line represents the L -function for real distances of trees on the PRP; the bold gray line represents the mean course for random spatial distribution of trees and

the two thinner central curves represent 95% interval of reliability; when the black line of tree distribution on the PRP is below, respectively above this interval, it indicates a tendency of trees toward regular distribution, respectively aggregation

volume V $83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ with the windbreak size being $25 \times 400 \text{ m}$ and the highest volume on PRP 4K2– $443 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (relative V $443 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). The average volume in the locality of Dobroviz (PRP 1D1, 2D2) fluctuated around $303 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (relative V $243 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$).

While comparing individual biodiversity indices, type of the windbreak had a significant effect on its structure and diversity ($p < 0.001$ – 0.05). The windbreaks differed significantly among each other in terms of the species heterogeneity index H' ($F_{(2, 9)} = 44.1$, $p < 0.001$) and evenness index E ($F_{(2, 9)} = 25.1$, $p < 0.001$). Based on the Arten-profile index, vertical structure was the lowest in the two-row windbreak in the locality of Stredokluky (5S1, 6S2) ($F_{(2, 9)} = 12.2$, $p < 0.01$), but there was a significantly highest diameter differentiation TM_d ($F_{(2, 9)} = 5.9$, $p < 0.05$). The overall diversity of the windbreak was the highest in the locality of Klapy (3K1, 4K2) made up from 4 to 5 rows. On the contrary, a significant difference was not confirmed in the species richness, spatial distribution, and height differentiation among the types of windbreaks.

Optical Porosity

In terms of the optical porosity, the windbreaks in the three localities differed significantly from each other ($F_{(2, 9)} = 59.7$, $p < 0.001$; Table 4). In case of the windbreaks in the locality of Klapy (3K1, 4K2), a significant difference within one locality was observed ($p < 0.01$). The highest optical porosity was found for the windbreak in Stredokluky (5S1, 6S2) ($51\% \pm 9 \text{ SD}$) while the lowest optical porosity was found for the windbreak in Klapy (3K1, 4K2) ($27\% \pm 6 \text{ SD}$; $p < 0.01$). The optical porosity positively correlated with vertical structures (divided into six layers) of the windbreak ($r = 0.42$; $p < 0.01$). This correlation was the most significant on PRP 3K1 and 4K2 ($p < 0.001$); however, this trend was not confirmed on PRP 5S1 and 6S2 ($p > 0.05$). The lowest optical porosity was observed in the lowest shrub layer ($15\% \pm 11 \text{ SD}$), and porosity was quite even in other layers (41.7 – 45.3%).

Table 4 Optical porosity differences by vertical layer (1–shrub layer, 6–top tree layer) of the windbreaks on six permanent research plots 1–6

Vertical layer	Optical porosity (mean % \pm SD)					
	1D1	2D2	3K1	4K2	5S1	6S2
6	42 \pm 12	51 \pm 20	33 \pm 16	45 \pm 5	—	—
5	32 \pm 15	57 \pm 13	25 \pm 8	44 \pm 7	51 \pm 9	49 \pm 12
4	40 \pm 8	48 \pm 8	21 \pm 8	43 \pm 7	60 \pm 13	51 \pm 13
3	42 \pm 10	42 \pm 8	24 \pm 9	35 \pm 6	62 \pm 8	67 \pm 15
2	48 \pm 13	38 \pm 10	11 \pm 5	26 \pm 6	62 \pm 13	65 \pm 14
1	10 \pm 5	18 \pm 6	0 \pm 0	6 \pm 2	22 \pm 9	32 \pm 13
Total mean	36 \pm 5	42 \pm 4	19 \pm 5	35 \pm 3	51 \pm 8	51 \pm 10

Wind Speed Reduction

The wind speed on the leeward side significantly increased ($r = 0.83$, $p < 0.001$) with increasing relative distance (multiples of the upper height of the windbreak) from the windbreak, respectively and its efficiency decreased (Table 5). According to our measurement, the windbreak efficiency was observed more significant for the higher number of rows. The locality of Klapy (3K1, 4K2) with the highest number of rows 4–5 has the most significant efficiency in comparing with the others PRP. The differences in windbreaks' efficiency in terms of the wind-speed reduction reached between 9.7 and 15%. The smallest difference was observed in the closest distance from the windbreak (3H). Significant effect of the windbreak on reducing wind speed was observed for all distances evaluated even on the furthest location (12H).

Relationship Between Windbreak Efficiency, Optical Porosity and Stand Characteristics

Results of the PCA are presented in Fig. 6. The first ordination axis explained 66.6%, the first two 83.4% and the

Table 5 Field measurement data (from November to March in 2015–2017) of the wind-speed reduction with total optical porosity of the windbreaks without foliage

PRP	Locality	Optical porosity (%)	Wind speed (range, m s ⁻¹)	Anemometer position /wind-speed reduction (mean % ± SD)			
				3H	6H	9H	12H
1D1, 2D2	Dobroviz	39	4.4–9.1	44.1 ± 12.4	47.4 ± 13.1	74.3 ± 11.7	79.6 ± 10.6
3K1, 4K2	Klapy	27	4.5–7.4	41.2 ± 9.4	59.3 ± 1.9	68.0 ± 8.4	72.2 ± 9.1
5S1, 6S2	Stredokluky	51	4.5–6.3	50.9 ± 6.9	62.4 ± 10.1	79.4 ± 3.2	85.6 ± 2.3

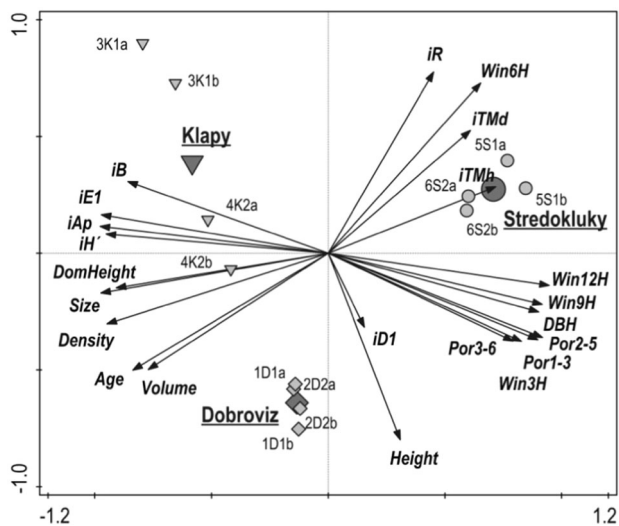


Fig. 6 Ordination diagram showing relationships among tree layer characteristics (*Density* number of tree stem, *Volume* timber volume, *DBH* diameter at breast height, *DomHeight* dominant height, *Height*, *Age*), width of windbreak (*Size*), diversity indices (*iAp* Arten-profile index, *iTMd* diameter differentiation, *iTMh* height differentiation, *iD1* species richness, *iH'* species heterogeneity, *iE1* species evenness, *iB* total diversity, *iR* aggregation), optical porosity (*Por1–3* o.p. of lower part, *Por3–6* o.p. of upper part, *Por2–5* o.p. of middle part without shrub and top layer), wind speed on the leeward side (*win3/6/9/12H* relative wind speed in the distance from the windbreak to the stand position in 3, 6, 9, 12 times the height of windbreak) and locality (*Stredokluky*, *Klapy*, *Dobroviz*); Codes: ●, ▼, ◆ indicate number of PRP (1–6) with locality (S, K, D) with number of couple in the same locality (1, 2) and half part of windbreak (a, b)

first four axes together explained 97.6% variability in the data. The first axis *X* represents width of windbreaks, vertical Arten-profile index, and species heterogeneity together with wind speed. The second axis *Y* represents the mean height of a tree layer and species richness. Wind speed in distances 3H, 9H, and 12H from the windbreak positively correlated with optical porosity, while these parameters negatively correlated with a total diversity, Arten-profile index, species evenness and heterogeneity, size of the windbreak and dominant height of the tree layer. The timber volume positively correlated with mean age and number of trees in the windbreak, while these parameters negatively correlated with height and diameter differentiation, wind

speed in the distance 6H and aggregation index (tendency of aggregation with increasing number of trees). The mean height and species richness had minimum impacts on the windbreak efficiency. The contribution of species richness was relatively small. The windbreaks significantly differed for PRPs. PRP with two tree rows with higher optical porosity, wind speed on the leeward side and structural differentiation occupied a right part of the diagram while PRP with three and four tree rows was characterized by higher dominant height, total diversity, vertical structure, species diversity, and timber volume (left part of Fig. 6). Differences in one type of the windbreaks were remarkable, especially for the locality of Klapy (3K1, 4K2) as record marks were relatively distant from each other, whereas record marks for Dobroviz (1D1, 2D2) and Stredokluky (5S1, 6S2) were fairly close together in the diagram. Generally, increasing size and structural complexity of the windbreak had positive effects on the wind-speed reduction.

The structural indices, which mostly influence the windbreak permeability (relative wind speed) are index of complex diversity *B* ($r = -0.81$) and Arten-profile index describing vertical structure ($r = -0.73$). The strongest correlation was found at the distances of 3H and 6H. The indices of species diversity *E*₁ ($r = -0.72$) and evenness ($r = -0.69$) also significantly negatively correlated with wind speed ($p < 0.05$). Wind speed behind the windbreak was also significantly influenced by dominant height of the windbreak vegetation ($r = -0.76$, $p < 0.01$). The optical porosity was correlated with wind speed ($r = -0.80$), particularly bottom part of the windbreaks ($r = -0.84$).

Discussion

We found moderate to very rich species richness in woody parts of the windbreaks investigated in three localities. Similar results have been reported in southern Moravia of the Czech Republic (Kolibáčová 2000; Tichá 2009). However, relatively higher diversity of woody species in the windbreaks has also been reported in other studies, e.g. Mužíková and Jareš (2010). Forming a higher species diversity in the windbreak has been a long tradition in

southern Moravia (Šanovec 1948), while lower species diversity can be found elsewhere in the USA (Stoeckeler 1962; Brändle et al. 2004; Singh 2010). In the latter case, the windbreaks were often created by only one species of woody plant (Lee et al. 2010). Woody leafy/deciduous plants of various species have frequently been planted to build the windbreaks in the Czech Republic (Tichá 2009; Mužíková and Jareš 2010). Significantly different stand structures and species compositions have been reported in other countries, e.g., in northern America or Canada, where windbreaks often consist of only coniferous woody plants (Brandle et al. 2004; Lin et al. 2007; Lee et al. 2010). However, no report of appropriate comparisons is available among the indices describing windbreak biodiversity in the existing literature because of a little attention paid to the issues.

Our study show different windbreak types have different significant effects on the structure and species diversity, which are influenced mainly by width of the windbreaks. The biggest influence on the wind-speed reduction was marked in the index of overall diversity B and Arten-profile index describing vertical structure of the windbreaks. It is necessary to consider this fact when building the individual windbreak types in a particular environmental condition of the forest stands (Straight and Brandle 2007). The windbreak is necessary both from ecological and economic points of view, and therefore structure and sizes of a windbreak need to be optimal for achieving desired objectives (Pasák 1970; Tichá 2009). The windbreaks provide habitat for various types of wildlife, have the potential to contribute benefits to the carbon balance equation and economic profits associated with climate change (Brandle et al. 2004; Vacek et al. 2015a; Bošela et al. 2016). A much beneficial windbreak seems to be a closed, quadrangle network with longer side, made up perpendicular to the direction of the prevalent wind and neighboring cross-windbreaks to catch the wind blown from the sides (Fekete 1961). Appropriate width of the windbreak has been reported by Cablík and Jůva (1963), which varies from 8 to 11 m, and height reaching up to 16 m, in the locations with dusty storms. When woody plants are fully grown, 5–7 rows windbreak could fulfill the desired objectives. More numbers of row of alternating trees are more effective than one- or two-row windbreaks (Bitog et al. 2012), which is in line with our results. Minimum spacing of rows should vary between 1.5 and 2 m and distance of seedlings and young plants between 0.7 and 1.5 m, depending on the type of species planted and maturity of the planting materials used (Pasák 1970; Heisler and DeWalle 1988).

In our study, the horizontal structure of tree layers was random based on the indices and L -function examined. The random to regular spacing of tree layers in the windbreaks has been reported in southern Moravia (Tichá 2009). Tree

layers of the windbreaks also represent the production potential that can be higher compared to other layers. The timber volume of a 4–5-row windbreak at the age of 66 reached nearly to $450 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (sizes approx. $25 \times 400 \text{ m}$) in the locality of Dobroviz. Similar production potentials were also found in other studies (Brandle et al. 1992, 2004).

The highest optical porosity was found in the windbreak of Stredokluky (51%), while the lowest optical porosity was observed in the windbreak of Klapy (27%). The optical porosity, in our case, was positively correlated with vertical stand structures (divided into six layers) of the windbreak ($r = 0.42$). Similar windbreak porosities were also observed in the measurements for southeast of the Czech Republic. In this case, porosities of leafy windbreaks were found to be a little less than 30%, and it reached up to 50% after losing foliage (Mužíková and Jareš 2010). Similar porosity values (20–50%) have been also reported in the windbreaks in China (Yang et al. 2017). Frequently recommended porosity value lies between 40% and 50% (Muchová et al. 2008; Podhrázká et al. 2008) and this range can be considered to the most efficient in terms of mitigating wind surges (Brandle et al. 2004; Yang et al. 2017). This is also supported by the findings of Forman and Gordon (1986) and Cleugh and Huhges (2002), who found the windbreaks having moderate porosities as optimal ones. The windbreak porosity is significantly affected by number of rows, inter-row distance, height differentiation, amount and density of leaf and branch of tree or shrub species of the windbreaks (Bitog et al. 2012; Kuhns 2012). The porosity decreases with decreasing structural complexities of the windbreak (Thuyet et al. 2014). The porosity decreases with increased abscission (leaf falling), and therefore level of porosity may change from season to season (Heisler and Dewalle 1988; Gardiner et al. 2006; Mužíková and Jareš 2010). Coniferous trees used in the windbreaks have indisputable advantages of the windbreaks in terms of their optical porosity (Lin et al. 2007; Lee et al. 2010).

In a series of the wind-speed studies carried out so far, significant correlations have been found between the reduced wind speed around the windbreak and optical porosity ($r = 0.80$; Řeháček et al. (2017)) and correlation coefficients could increase to the maximum ($r = 0.94$). However, other literature does not describe such relationship using the correlation coefficients (Abel et al. 1997; Vigiak et al. 2003). The wind-speed reduction was observed behind the windbreak (leeward side), with the highest efficiency for 4–5-row trees and shrubs planted in the locality of Klapy. However, decreasing wind speed with the smallest effect on wind erosion was found in Stredokluky, where two-row windbreak exists, and this can be due to smaller width and height, less complex specie composition and low level of optical porosity of the windbreak. The effect of the windbreak on reducing wind speed was found in all distances, even in the distance 12H

from the windbreak, which is not in line with the results by Wu et al. (2013). Brandle et al. (2004) have stated that the wind-speed reduction of multiple row windbreaks is between 40 and 55% at the distance of 12H. However, in this study the wind-speed reduction was observed in the range from 79 to 86% at the distance of 12H. Heisler and DeWalle (1988) and Vigiak et al. (2003) have published that the protective area on a windward side is up to the distance of 35H. However, the wind-speed reduction of 80% has been observed to the distance of 17H (Vigiak et al. 2003). Thuyet et al. (2014) have observed the influence of the windbreak of 80% up to the distance of 20H according to the windbreak structure.

Conclusion

This study shows that well-established and well-maintained windbreaks provide ecological benefits, such as increased production efficiency, biodiversity, amelioration of microclimate, and protection of the local environment. The windbreaks significantly contribute to a decreased wind speed, thereby protecting soil against wind erosion, increasing land productivity, protecting agricultural crops, increasing recreational values of the landscape. The optical porosity along with suitable structural indices, especially those based on the complex diversities are recommended for efficient and effective windbreak establishment. Moreover, the windbreaks even have high production functions, particularly in terms of wood production in the tree layers, which can be utilized by land owners through a gradual renewing of the windbreaks established on their field plots or parcels. However, less attention has been paid by landowners to the issues of the windbreaks, i.e. particularly for a long period until windbreaks grow up and start providing ecological and economic benefits. If the windbreaks were properly created, taken care, and kept intact or well maintained, they have long-lasting positive effects on the local environment of agricultural farms. Thus, agrarian policy should be made in favor of establishing the effective and efficient windbreaks. The windbreaks will always have increasingly bigger importance in agricultural landscapes with a minimum extent of the forest coverage for a given perspective of the global climate change.

Acknowledgements This study was supported by the Czech National Agency for Agricultural Research, Project No. QJ1330121 and the Czech University of Life Sciences in Prague, Faculty of Forestry and Wood Sciences, Internal Grant Agency, Project No. B02/17.

Compliance with ethical standards

Conflict of interest The authors declare that they have no conflict of interest.

References

- Abel N, Baxter J, Campbell A, Cleugh H, Fargher J, Lambeck R, Prinsley R, Prosser M, Ried R, Revell G, Schmidt C, Stirzaker R, Thornburn P (1997) Design principles for farm forestry: a guide to assist farmers to decide where to place trees and farm plantations on farms. Rural Industries Research and Development Corporation, Canberra
- Alemu MM (2016) Ecological benefits of trees as windbreaks and shelterbelts. *Int J Ecosyst* 6:10–13
- Bílek L, Vacek S, Vacek Z, Remeš J, Král J, Bulušek D, Gallo J (2016) How close to nature is close-to-nature pine silviculture? *J Sci* 62:24–34
- Bird PR, Bicknell D, Bulman PA, Burke SJA, Leys JF, Parker JN, van der Sommen FJ, Voller P (1992) The role of shelter in Australia for protecting soils, plants and livestock. *Agrofor Syst* 18:59–86
- Bitog JP, Lee IB, Hwang HS, Shin MH, Hong SW, Seo IH, Kwon KS, Mostafa E, Pang Z (2012) Numerical simulation study of a tree windbreak. *Biosyst Eng* 111:40–48
- Bošela M, Štefančík I, Petráš R, Vacek S (2016) The effects of climate warming on the growth of European beechforests depend critically on thinning strategy and site productivity. *Agric Meteorol* 222:21–31
- Brandle JR, Johnson BB, Akeson T (1992) Field windbreaks: are they economical? *J Prod Agric* 5:393–398
- Brandle JR, Hodges L, Zhou XH (2004) Windbreaks in North American agricultural systems. *Agrofor Syst* 61:65–78
- Bulušek D, Vacek Z, Vacek S, Král J, Bílek L, Králíček I (2016) Spatial pattern of relict beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in the Sudetes of the Czech Republic and Poland. *J Sci* 62:293–305
- Burke S (1998) Windbreaks. Inkata Press, Port Melbourne
- Cablík J, Jüva K (1963) Protierozní ochrana půdy. SZN, Praha
- Campi O, Palumbo AD, Mastroianni M (2009) Effects of tree windbreak on microclimate and wheat productivity in a Mediterranean environment. *Eur J Agron* 30:220–227
- Chendev YG, Sauer TJ, Ramirez GH, Burras CL (2015) History of East European Chernosem soil degradation; protection and restoration by tree windbreaks in the Russian steppe. *Sustainability* 7:705–724
- Clark P, Evans FC (1954) Distance to nearest neighbour as a measure of spatial relationship in populations. *Ecology* 35:445–453
- Cleugh HA, Huhges DE (2002) Impact of shelter on crop microclimates: a synthesis of results from wind tunnel and field experiments. *Aust J Exp Agr* 42:679–701
- Cornelis WM, Gabriels D (2005) Optimal windbreak design for wind-erosion control. *J Arid Environ* 61:315–332
- Crookston NL, Stage AR (1999) Percent canopy cover and stand structure statistics from the Forest Vegetation Simulator. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-24. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT
- Du H, Wang T, Xue X (2017) Potential wind erosion rate response to climate and land-use changes in the watershed of the Ningxia-Inner Mongolia reach of the Yellow River, China, 1986–2013. *Earth Surf Process Landforms* 42:1923–1937
- Ellis EC, Ramankutty N (2008) Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Front Ecol Environ* 6:439–447
- Erb KH (2012) How a socio-ecological metabolism approach can help to advance our understanding of changes in land-use intensity. *Ecol Econ* 76:8–14
- FAO—Food and Agriculture Organization of the United Nations (1989) Arid Zone Forestry: A Guide for Field Technicians. Delle Terme di Caracalla, Rome, Italy, 00100
- Fekete Š (1961) Vetrolamy v prírodnom prostredí Slovenska. Slovenské vydavateľstvo podhospodárskej literatúry, Bratislava

- Ferreira AD (2011) Structural design of a natural windbreak using computational and experimental modeling. *Environ Fluid Mech* 11(5):517–530
- Ferris-Kaan R, Peace AJ, Humphrey JW (1998) Assessing structural diversity in managed forests. In: Bachmann P (Ed.) Assessment of biodiversity for improved forest planning. European Forest Institute Proceedings 18. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp 331–342.
- FMI (2003) Inventarizace lesů, Metodika venkovního sběru dat. FMI, Brandýs nad Labem
- Forman RTT, Gordon M (1986) Landscape ecology. John Wiley, New York, NY
- Fukamachi K, Miki Y, Oku H, Miyoshi I (2011) The biocultural link: isolated trees and hedges in Satoyama landscapes indicate a strong connection between biodiversity and local cultural features. *Landscape Ecol Eng* 7:195–206
- Fuldner K (1995) Strukturbeschreibung in Mischbeständen. *Forstarchiv* 66:235–606
- Gardiner B, Palmer H, Hislop M (2006) The principles of using woods for shelter, Forestry Commission Information Note, 2006, vol. 81. Forestry Commission, Edinburgh
- Geyer CJ (1999) Likelihood inference for spatial point processes. In: Barndorff-Nielsen OE, Kendall WS and Van Lieshout MNM (Eds.) Stochastic geometry: likelihood and computation, Chapter 3, Monographs on statistics and applied probability, number 80. Chapman and Hall/CRC, Boca Raton, FL, pp 79–140.
- Heisler GM, DeWalle DR (1988) Effects of windbreak structure on wind flow. *Agric Ecosyst Environ* 22/23:41–69
- Hupy JP (2004) Influence of vegetation cover and crust type on wind-blown sediment in a semi-arid climate. *J Arid Environ* 58:167–179
- Jaehne SC, Dohrenbusch A (1997) Ein Verfahren zur Beurteilung der Bestandesdiversität. *Forstwiss Cent* 116:333–345
- Janeček M, Dostál T, Kozlovský-Dufková J, Dumbrovský M, Hůla J, Kadlec V, Kovář P, Krása T et al. (2012) Erosion control in the Czech Republic—handbook. Czech University of Life Sciences, Prague
- Jepsen MR, Kuemmerle T, Muller D, Erb K, Verburg PH, Haberl H, Vesterager JP, Andric M et al. (2015) Transitions in European land-management regimes between 1800 and 2010. *Land Use Policy* 49:53–64
- Kolibáčová S (2000) Dendrologický průzkum větrolamů na jižní Moravě. LDF MZLU v Brně, Brno
- Köppen W (1936) Das Geographische System der Klimate, Handbuch der Klimatologie. Gebrüder Borntraeger, Berlin
- Kort J (1988) Benefits of windbreaks to field and forage crops. *Agric Ecosyst Environ* 22:165–190
- Král J, Vacek S, Vacek Z, Putalová T, Bulušek D, Štefančík I (2015) Structure, development and health status of spruce forests affected by air pollution in the western Krkonoše Mts. in 1979–2014. *Cent Eur J* 61:175–187
- Králíček I, Vacek Z, Vacek S, Remeš J, Bulušek D, Král J, Štefančík I, Putalová T (2017) Dynamics and structure of mountain autochthonous spruce-beech forests: impact of hilltop phenomenon, air pollutants and climate. *Dendrobiology* 77:121–139
- Kuhns M (2012) Windbreak benefits and design (Rural/Conservation Forestry/Utah Forest Facts). Utah State University, Cooperative Extension, Logan, UT
- Lee KH, Ehsani R, Castle WS (2010) A laser scanning system for estimating wind velocity reduction through tree windbreaks. *Comput Electron Agric* 73:1–6
- Li J, Okin GS, Alvarez L, Epstein H (2007) Quantitative effects of vegetation cover on wind erosion and soil nutrient loss in a desert grassland of southern New Mexico, USA. *Biogeochemistry* 85:317–332
- Lin XJ, Barrington S, Nicell J, Choinière D, King S (2007) Livestock odour dispersion as affected by natural windbreaks. *Water Air Soil Poll* 182:263–273
- Loeffler AE, Gordon AM, Gillespie TJ (1992) Optical porosity and windspeed reduction by coniferous windbreaks in Southern Ontario. *Agrofor Syst* 17:119–133
- Margalef R (1958) Information theory in ecology. *General Syst* 3:36–71
- McElhinny C, Gibbons P, Brack C, Bausch J (2005) Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. *For Ecol Manage* 218:1–24
- Mountford MD (1961) On E.C. Pielou's index of nonrandomness. *J Ecol* 49:271–275
- Muchová Z. et al. (2008) General principles of functional organization of the territory—Kanianka. Prievidza, SK
- Mužíková B, Jareš V (2010) Seasonal variability of windbreak affectivity and their optical porosity. In: Škarpa P (Ed.) International Ph.D. Students Conference on MendelNet 2010, Brno, Czech Republic, 24 November 2011, pp 412–426
- Nerlich K, Graeff-Hönninge S, Claupein W (2013) Agroforestry in Europe: a review of the disappearance of traditional systems and development of modern agroforestry practices, with emphasis on experiences in Germany *Agrofor Syst* 87:475–492
- Neumann M, Starlinger F (2001) The significance of different indices for stand structure and diversity in forests *For Ecol Manage* 145 (1-2):91–106
- Pasák V (1970) Wind erosion on soils. Scientific Monographs, Výzkumný ústav meliorací, Zbraslav nad Vltavou
- Peri PL, Bloomberg M (2002) Windbreaks in southern Patagonia, Argentina: a review of research on growth models, windspeed reduction, and effects on crops. *Agrofor Syst* 56:129–144
- Petráš R, Pajtlík J (1991) Sústava česko-slovenských objemových tabuliek dřevín. *Cent Eur J* 37:49–56
- Pielou EC (1975) Ecological diversity. Wiley, USA, New York, NY
- Podhrázská et al. (2008) Optimalizace funkcí větrolamů v zemědělské krajině. Metodika. VÚMOP, Praha (odd. Brno)
- Podhrázská et al. (2011) Hodnocení účinnosti trvalých vegetačních bariér v ochraně proti větrné erozi. VÚMOP, Praha
- Podhrázská J, Kučera J, Středová H (2015) The methods of locating areas exposed to wind erosion in the South Moravia region. *Acta Univ Agric Silvic Mendel Brun* 63:113–121
- Pretzsch H (2006) Wissen nutzbar machen für das Management von Waldökosystemen. *Allg Forst Z Waldwirtsch Umweltvorsorge* 61:1158–1159
- Pretzsch H (2009) Forest dynamics, growth and yield. Springer, New York
- Quitt E (1971) Klimatické oblasti Československa. *Academia, Studia Geographica* 16, Geografický ústav ČSAV v Brně, CS
- Ramankutty N, Foley JA (1999) Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Glob Biochem Cy* 13:997–1027
- Řeháček D, Khel T, Kučera J, Vopravil J, Petera M (2017) Effect of windbreaks on wind speed reduction and soil protection against wind erosion. *Soil Water Res* 12:128–135
- Robinson RA, Sutherland WJ (2002) Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *J Appl Ecol* 39:157–176
- Šanovec J (1948) Větrolamy, nový způsob meliorace pozemků. Brázda, Praha
- Shannon CE (1948) A mathematical theory of communications. *Bell Syst Tech J* 27:379–423
- Singh JV (2010) Windbreaks and shelterbelts. *Agropedia, ICAR, NAIP, Kanpur, IND*
- Šmelko ŠS, Merganič J (2008) Some methodological aspects of the national forest inventory and monitoring in Slovakia. *J Sci* 54:476–483

- Speckart SO, Pardyjak ER (2014) A method for rapidly computing windbreak flow field variables. *J Wind Eng Ind Aerodyn* 132:101–108
- Sreekar R, Mohan A, Das S, Agarwal P, Vivek R (2013) Natural windbreaks sustain bird diversity in a tea-dominated landscape. *PLoS ONE* 8:e70379
- Steen KA, Villa-Henriksen A, Therkildsen OR, Green O (2012) Automatic detection of animals in mowing operations using thermal cameras. *Sensor* 12:7587–7597
- Stoeckeler JH (1962) Shelterbelt influence on Great Plains field environment and crops. *Prod. Res. Rep.*, No. 62, Washington
- Straight R, Brandle J (2007) Windbreak density: rules of thumb for design. USDA, National Agroforestry Center, North 38th Street & East Campus Loop, UNL–East Campus, Lincoln, NE
- Středa T, Malenová P, Pokladníková H, Rožnovský J (2008) The efficiency of windbreaks on the basis of wind field and optical porosity measurement. *Acta Univs Agric Silvic Mendel Brun* 56:281–288
- Středová H, Podhrázká J, Litschmann T, Středa T, Rožnovský J (2012) Aerodynamic parameters of windbreak based on its optical porosity. *Contrib Geophys Geod* 42:213–226
- Thuyet DV, Do TV, Sato T, Hung TT (2014) Effects of species and shelterbelt structure on wind speed reduction in shelter. *Agrofor Syst* 88:237–244
- Tichá S (2009) Větrolamy. In: Vacek S et al. (Eds.) *Zakládání a stabilizace lesních porostů na bývalých zemědělských půdách*. Lesnická práce, s.r.o., Kostelec nad Černými lesy, pp 223–253
- Torita H, Satou H (2007) Relationship between shelterbelt structure and mean wind reduction. *Agr For Meteorol* 145:186–194
- Vacek S, Hůnová I, Vacek Z, Hejčmanová P, Podrázský V, Král J, Putalová T, Moser WK (2015a) Effects of air pollution and climatic factors on Norway spruce forests in the Orlické hory Mts. (Czech Republic), 1979–2014. *Eur J Res* 134:1127–1142
- Vacek Z, Vacek S, Bílek L, Král J, Remeš J, Bulušek D, Králíček I (2014) Ungulate impact on natural regeneration in spruce-beech-fir stands in Černý důl Nature Reserve in the Orlické Hory Mountains, case study from Central Sudetes. *Forests* 5:2929–2946
- Vacek Z, Vacek S, Bílek L, Remeš J, Štefančík I (2015b) Changes in horizontal structure of natural beech forests on an altitudinal gradient in the Sudetes. *Dendrobiology* 73:35–45
- Vézina A (2001) L'utilisation des haies brise-vent au Québec: bilan et perspectives d'avenir. In: Olivier A, Campeau S (Eds.) *Colloque sur l'agroforesterie au Québec, Pratiques actuelles et perspectives d'avenir*, Université Laval, 9 April 2001, pp. 4
- Vigiak O, Sterk G, Warren A, Hagen LJ (2003) Spatial modeling of wind speed around windbreaks. *Catena* 52:273–288
- Wan M, Pan CD, Wang M, Jin Y (2005) Application of the digitized measurement on windbreak porosity of farmland shelter-forests. *Arid Land Geogr* 28:120–123
- Wolfe SA, Nickling WG (1993) The protective role of sparse vegetation in wind erosion *Prog Phys Geogr* 17:50–68
- Wrzesień M, Denisow B (2016) The effect of agricultural landscape type on field martin flora in south eastern Poland. *Acta Bot Croat* 72:217–225
- Wu T, Yu M, Wanf G, Wang Z, Duan X, Dong Y, Cheng X (2013) Effects of stand structure on wind speed reduction in a *Metasequoia glyptostroboides* shelterbelt. *Agrofor Syst* 87:251–257
- Yang X, Yu Y, Fan W (2017) A method to estimate the structural parameters of windbreaks using remote sensing. *Agrofor Syst* 91:37–49
- Zhu JJ, Matsuzaki T, Gonda Y (2003) Optical stratification porosity as a measure of vertical canopy structure in a Japanese coastal forest. *Ecol Manag* 173:89–104

5.3.2. Carbon sequestration in soil following afforestation of former agricultural land in the Czech Republic.

5. CUKOR J., VACEK Z., LINDA R., BÍLEK L. (2017): Carbon sequestration in soil following afforestation of former agricultural land in the Czech Republic. *Central European Forestry Journal*, 63 (2-3): 97-104.

Carbon sequestration in soil following afforestation of former agricultural land in the Czech Republic

Jan Cukor*, Zdeněk Vacek, Rostislav Linda, Lukáš Bílek

Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Forestry and Wood Sciences, Kamýcká 129, CZ – 165 21 Prague 6 - Suchbátka, Czech Republic

Abstract

Soil organic carbon (SOC) is a great component of the global carbon cycle and plays significant role in terms of climatic changes and agricultural land-use. An important management concern is the extent of SOC stocks sequestration when farmland is converted to forest stands. We have reviewed the literature about changes in SOC stock in relation to altitude and stand age and sought differences between former agricultural land and origin forest stands. Accumulation of SOC was monitored in 17 examples (41 samples) in 9 locations across the all Czech Republic with focus on the main tree species Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.). Results showed a significant increase of SOC stock in an afforested farmland with increasing stand age. Another factor was the altitude. With increasing altitude, the carbon stock in our model gradually decreased. From the data analyzed comparing forest stand and former agricultural land, similar carbon sequestration was documented for both variants with higher SOC for forest stands. However, other conditions affecting SOC stock should be taken into consideration, especially silvicultural management, topography, disturbances, soil properties and cultivation. The general tendencies of SOC changes at the investigated sites are comparable to those in other studies across the Europe.

Key words: carbon storage; soil organic matter; abandoned farmland; land-use change; temperate forest soil

Editor: Bohdan Konôpka

1. Introduction

Forestry is characterized by long-term production cycles (Cienciala et al. 2008) and multifunctionality of forest ecosystems. Forest provides people with a wide range of resources and ecosystem services (Kindler 2016). These benefits are often subdivided into three groups – ecological forest functions, socio-cultural benefits and forest products, especially wood products (Stenger et al. 2009). Ecological forest function comprise prevention of soil erosion, local climate regulation (de Groot et al. 2002; Vacek et al. 2003), and – gaining in importance nowadays – carbon sequestration (Vanguelova et al. 2013; Grüneberg et al. 2014; Pukkala 2014; Ahmed et al. 2016). Forest ecosystems' potential to accumulate SOC and, therefore, mitigate climate change attracts an increasing number of researchers in the environmental field (Cienciala et al. 2008). Forest soils hold an important position in evaluation of forest ecosystems dynamics in anthropogenically influenced areas (Furst et al. 2007). Carbon sequestration is also a political issue with global significance, embodied in international agreements, such as the Climate Convention (UNFCCC – United Nations'

Convention on Climate Change) and the Kyoto Protocol (Cienciala et al. 2008; Lugato & Berti 2008; Grüneberg et al. 2014). The role of forests in the global carbon cycle is thus carbon sequestration from the atmosphere through photosynthesis. During this process, carbon is released into the atmosphere again, or its part is bound to the tree biomass and soil organic matter (SOM) (Post & Kwon 2000).

Overall, forests represent a very important carbon repository (Vacek et al. 2013; Holubík et al. 2014; Fujisaki et al. 2015), with its greater part bound in the forest soil (Guo & Gifford 2002). It is estimated that approximately 30 to 50% of total carbon content in forests is located in soils (Dixon et al. 1994; Paul et al. 2002; Pan et al. 2011; Wiesmeier et al. 2013; Grüneberg et al. 2014). The amount of accumulated carbon and its distribution in the soil profile is influenced by individual tree species (Augusto et al. 2015; Andivia et al. 2016). Carbon accumulation is also significantly affected by the type of economic land use (Blanco-Canqui et al. 2014; Wiesmeier et al. 2015; Fujisaki et al. 2015); in some cases, cultivation of forest soils can even reduce SOC (Murty et al. 2002). Afforestation of agricultural land can – together with

*Corresponding author. Jan Cukor, e-mail: cukor@fd.czu.cz

other benefits such as higher timber mass production or higher biodiversity (Podrázský et al. 2011; Wozniwoda et al. 2014; Vacek et al. 2016; Cukor et al. 2017a; Vacek et al. 2017) – significantly increase the carbon content bound in the ecosystem (Kacálek et al. 2011), which in turn contributes to reducing carbon concentrations in the atmosphere (Novara et al. 2014; Wozniwoda et al. 2014).

The potential of abandoned agricultural land and the total of land suitable for afforestation is quite considerable, from a global perspective. Over the world, there are approximately 385 – 472 million hectares of abandoned farmland suitable to be afforested with fast-growing tree species (Campbell et al. 2008). Similarly in Europe, where agricultural land is assumed to be partially turned into forest land as well (Rounsevell et al. 2006; Stoate et al. 2009; Ruskule et al. 2016). An increase in forest land area and a decrease in farmland area has been observed in Europe since the early 19th century (Wulf 2004; Prishchepov 2012); currently, an area of approximately 12 – 16 million hectares (FAO 2008; Campbell et al. 2008) is considered to be afforested on this continent. The area of agricultural and non-forest land suitable for afforestation can be illustrated on the example of the Czech Republic. The exact size of land suitable for afforestation depends on the criteria of evaluation; in most cases, the estimates range from 50,000 to 500,000 hectares (Podrázský & Štěpáník 2002; Vopravil et al. 2015).

Areas of the land suitable for afforestation are vast, therefore it is important to pay attention not only to production capabilities of various tree species growing on non-forest land, but also to other factors, including accumulation of carbon. In the present study carbon sequestration is studied in the soil organic matter in stands of most common tree species growing in the Czech Republic (Norway spruce /*Picea abies* [L.] Karst./, European beech /*Fagus sylvatica* L./, English oak /*Quercus robur* L./) and tree species with generally high wood production (European larch /*Larix decidua* Mill./, Douglas fir /*Pseudotsuga menziesii* Engelm./). The objective of our study is to investigate how carbon content in the surface humus changes within the altitudinal gradient, species composition (coniferous x deciduous) and the age of the stand on the permanent forest land in comparison to afforested farmland. The development of carbon content in upper humus layer in relation to above-mentioned variables is based on studies already published.

2. Methods

Determination of carbon content in the surface humus of various tree species was based on all previously published data available for the Czech Republic. In the past, studies dealing with raw humus accumulation on agricultural land and on permanent forest land were elaborated at the Department of Silviculture of the Faculty of Forestry

and Wood Sciences of the Czech University of Life Sciences in Prague, at the Forestry and Game Management Research Institute, and at the Forest Ecology Institute of the Faculty of Forestry and Wood Technology of Mendel University in Brno. Distribution of particular locations within the Czech Republic is shown in Fig. 1.

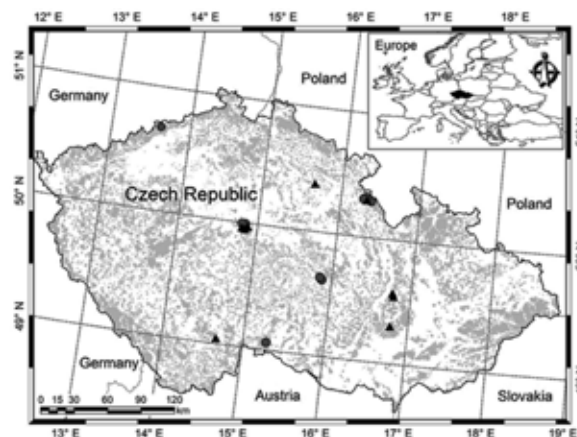


Fig. 1. Location of research plots on former agricultural land (gray circles) and in forest stands (black triangles).

The methodology of holorganic humus collection is always described in the particular work, cited in our paper. Calculation of carbon in tonnes per hectare was based on total humus in accordance with the following equation which calculates the carbon content from the total humus in per cents. The resulting carbon accumulation was based on the sum for particular layers of the humus in L, F and H horizons (Šály 1978).

$$\sum_{(L,F,H)} \frac{h_{(t/ha)}}{100} * \frac{h_{(\%)}}{1.724}$$

$h_{(t/ha)}$ – total upper-layer humus in tonnes per hectare
 $h_{(\%)}$ – total humus in %
 1.724 – coefficient of C content converted to total humus (Šály 1978).

Conversion to the total carbon accumulation and description of particular localities are presented in Table 1 (afforested agricultural land) and in Table 2 (permanent forest land).

3. Statistical evaluation

The location, stand type (broadleaved vs. coniferous), age, altitude (m AMSL), land use (former agricultural land/forest) and relevant soil carbon content data were available for statistical analyses. Tree species were separated into two groups (coniferous and broadleaved) for obtaining more records in each of this group. For modelling of soil carbon content ($t\ ha^{-1}$), generalized linear mixed effect model (GLMM) was selected as the first approach. All computations were performed in R software (R Core Team 2016).

Table 1. Carbon accumulation on former agricultural land.

Locality	Tree species	Age [years]	Altitude [meters]	Forest site type	Carbon accumulation [t ha ⁻¹]	Authors
Kostelec nad Černými lesy	Pine	39			11.11	Podrázský et al. 2010
	Spruce	39	430	4Q1	12.03	
	Dg fir	39			10.3	
Deštné v Orlických horách	Spruce	57	860	6K	3.43	Hatlapatková & Podrázský 2011
	Beech	40	800		1.3	
Fláje	Spruce	18	800	8K1	9.43	Podrázský 2008
	Larch	12	800		2.83	
Bystré v Orlických horách	Spruce	12	517	4K	5.54	Kacálek et al. 2010
	Beech	12	517	4K	5.83	
Krahulec v Orlických horách	Birch	12	590	4K	2.37	
	Spruce	50	600	4K	17.67	
Český Rudolec	Red oak	28–37	600–630	5K1	3.43	Podrázský & Ulbrichová 2004
	Birch				4.19	
	Spruce				10.93	
	Larch				14.7	
Krucemburk	Spruce	48	610–640	6P1	11.78	Podrázský et al. 2011
	Spruce	53		6O1	15.38	
	Larch	52		18.23		
Krahulec v Orlických horách	Spruce	100	600	4K	47.82	Bartoš et al. 2014

Note: Forest site type is classified by the Czech forest ecosystem classification (Viewegh et al. 2003). Explanatory see Table 2.

Table 2. Data for carbon accumulation on forest soil.

Locality	Tree species	Age	Altitude	Forest site type	Carbon accumulation [t ha ⁻¹]	Authors		
Kostelec nad Černými lesy	Spruce	120	400–420	4O1	33.86	Podrázský & Remeš 2010		
	Fir	140			8.1			
	Beech	36			12.84			
	Oak	36			5.11			
Deštné v Orlických horách	Spruce	136	920	6K	2.85	Hatlapatková & Podrázský 2011		
Beech	100	850	4.17					
Hořice	Spruce	35	300	3K	7.97	Podrázský & Remeš 2005		
Kostelec nad Černými lesy	Spruce	61	420–440	4P1	20.51	Podrázský & Remeš 2009		
	DG fir	45			420		4K	12.54
	Oak	61			6.6			
	Spruce	120			34.74			
Křtiny	Spruce	40	520	4H	13.7	Menšík et al. 2009b		
	Spruce	40			8.45			
	Beech	40			7.95			
	Dg fir	40			22			
Hůrky	Spruce	60	430	3K	6	Menšík et al. 2009a		
	Dg fir	60			34			
	Spruce	65			23.9			
Němčice	DG fir	65	600–660	5S1	12.9	Fabiánek et al. 2009		
	Spruce	30			7.3			
	Beech	40			26.6			
Němčice	Spruce	110	600–660	5S1	26.6			

Note: Forest site type: 6P – *Piceeto-Abietum variohumidum acidophilum*, 6O – *Piceeto-Abietum variohumidum mesotrophicum*, 4Q – *Querceto-Abietum variohumidum oligotrophicum*, 6K – *Piceeto-Fagetum acidophilum*, 8K – *Piceetum acidophilum*, 5K – *Abieto-Fagetum acidophilum*, 4O – *Querceto-Abietum variohumidum mesotrophicum*, 4P – *Querceto-Abietum variohumidum acidophilum*, 4H – *Fagetum illimerosum trophicum*, 3K – *Querceto-Fagetum acidophilum*, 5S – *Abieto-Fagetum mesotrophicum* (Viewegh et al. 2003).

The soil carbon content data were fitted with gamma distribution via R package MASS (Venables & Ripley 2002), while goodness of fit were subsequently tested by Kolmogorov-Smirnov test.

The full model (GLMM) was constructed as follows (notation from R software):

Carbon ~ Land Use + Altitude + Age + Stand type + (1|Location)

The carbon content data were identified as random selection from gamma distribution with parameters $\alpha = 1.83$ and $\beta = 0.14$. The goodness of fit was tested by Kolmogorov-Smirnov test ($p = 0.99$).

The sampling location was identified as random effects, while all other effect were considered fixed. Computations of GLMM were performed via R package lme4 (Bates et al. 2015).

At first, effect of land use was tested via likelihood-ratio test (model with land use parameter vs. model without land use parameter). Secondly, the effect of location

was evaluated. Thirdly, further models (simplified, with non-significant or unreliable factors due to data insufficiency omitted in comparison to full model) were constructed – separate models (generalized linear model – GLM) for these predictors were computed.

The dependence of soil carbon content on the most significant factors was graphically represented. All hypotheses were tested at $\alpha = 0.05$.

Unconstrained principal component analysis (PCA) in the Canoco 5 program (Microcomputer Power) was used to analyze relationships among SOC, stand age, altitude, climatic factors (mean temperature and precipitation), site humidity and nutrients (transformed from Czech forest ecosystem classification), ecological groups, tree species and land use (forest stand, afforested farmland) in order to reveal similarity of 41 records. Data were log-transformed, centered and standardized during the analysis. The results of the PCA analysis were visualized in the form of an ordination diagram.

4. Results

Testing for significance of land use showed non-significant results ($p = 0.97$) and this parameter was therefore omitted. The random effect of location showed relatively low variance ($8.1E-4$) and due to relatively low number of records for some locations was not considered in further analyses.

The testing for significance of effect of tree type was evaluated by likelihood-ratio test ($p = 0.0015$), while coniferous forests showed significantly higher amount of soil organic carbon. In general, there was ca. 1.66 times higher carbon accumulation in coniferous stands compared to stands of broadleaved tree species. For further details about average carbon content depending on stand type see Fig. 2.

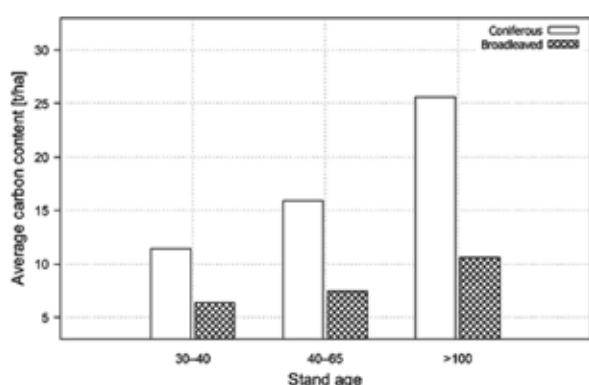


Fig. 2. Average carbon content in coniferous and broadleaved stands depending on its age (years). Coniferous forests showed significantly higher amount of soil organic carbon content ($p = 0.0015$).

The likelihood-ratio tests showed significant results for both predictors ($p = 0.02$ for altitude and $p = 0.001$ for stand age). Representation of model – see Fig. 3.

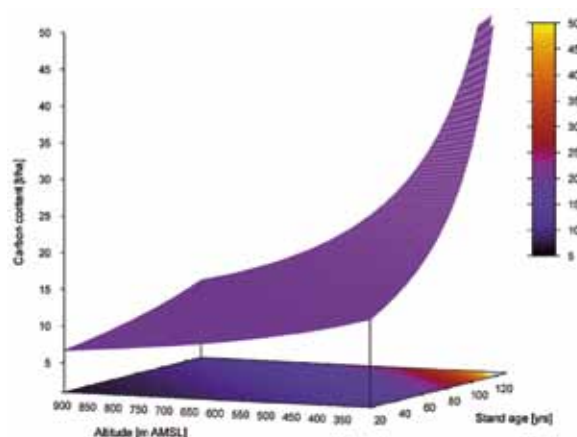


Fig. 3. Model for response of carbon content to altitude and the age of the stand. The “heatmap” at the base of the plot shows projection of estimated function.

The accuracy of the model is depicted by Fig. 4 – histogram of differences of recorded data from suggested

model. The accuracy was evaluated for all selected tree species and separately for Norway spruce.

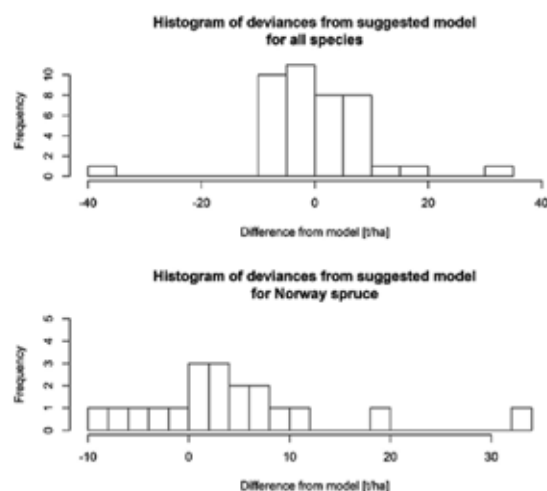


Fig. 4. Histogram of differences of data from suggested model. The accuracy was evaluated for all available records and separately for Norway spruce.

The relationships between SOC, site parameters, climate and tree species are presented in Fig. 5 by the PCA analysis. The first ordination axis explained 45.9% of variability in the data, the first two axes together 70.5% and the first four axes together explained 94.1%. The first x-axis represented the SOC stock and mean temperature with altitude and sum of precipitation. The second y-axis represented site parameters (humidity and content of nutrients). SOC was positively correlated with stand age and temperature, while these parameters were negatively correlated with altitude and precipitation. Site humidity and richness had low impact on content of carbon. Remarkable differences were observed among ecological groups (especially for *Acidophilum* series in terms of carbon), as marks of each record are relatively distant from one another whereas marks for forest stand and afforested agricultural land were fairly close together in the diagram. Tree species were significantly different from one another, but higher SOC stock were typical for coniferous (left part of diagram).

5. Discussion

The most significant factor that distinguishes agricultural land from permanent forest habitats is the null occurrence of upper-layer humus (Torreano 2004). After afforestation of the agricultural soil, a considerable part of the accumulated carbon is concentrated in the upper layers, gradually formed by forest litter; its formation and accumulation is noticeable already in young stands (Kacálek et al. 2011). In the phase immediately following the afforestation of agricultural land, there is a slight decrease in soil organic carbon. In the years to come,

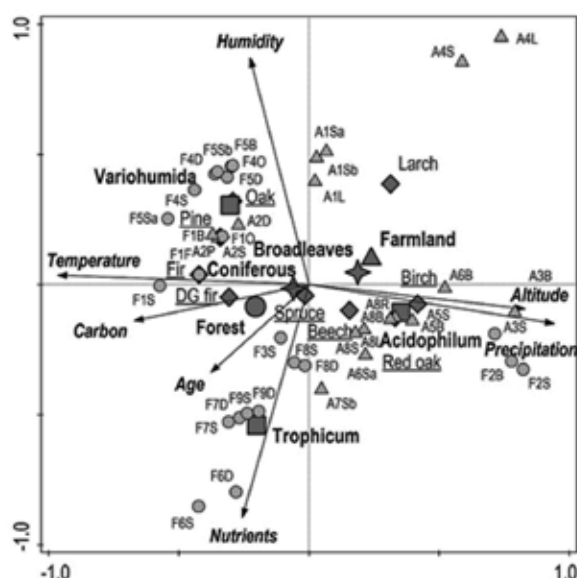


Fig. 5. Ordination diagram showing results of the PCA analysis of relationships among SOC (*Carbon*), stand age, altitude, climatic factors (mean *temperature* and sum of *precipitation*), site *humidity* and *nutrients*/richness (transformed from Czech forest ecosystem classification), ecological groups (*Trophicum* nutrient-rich – mesotrophic, *Acidophilum* acidic-oligotrophic, *Variohumida* gleyed – strongly fluctuating water tables) tree species (*Coniferous*, *Broadleaves*; *Spruce*, *Beech*, *Birch*, *Larch*, *Fir*, *DG fir*, *Red oak*, *Oak*, *Pine*) and land use (*Forest* forest stand, *Farmland* afforested agricultural land); Codes indicate: • forest stand, ▲ afforested farmland; ◆ tree species, ■ ecological groups.

its content is only increasing, and, subsequently, the growth of SOC on afforested agricultural land is gradually documented with increasing age of forest stand and thus with increasing accumulation of upper-layer humus (Laganière et al. 2009; Segura et al. 2016).

This trend of an increasing content of accumulated carbon with increasing age has also been confirmed by our model, which describes rising carbon content in stands up to the approximate age of 120 years. As no statistically significant differences for forest and afforested agricultural land were found, the processed data showed comparable carbon sequestration for both land uses. However PCA analysis suggests, that there is a higher SOC content on the forest soils; this results can be caused by lower age of examined stands on farmland.

Another factor that significantly affected the content of carbon in the upper-layer humus was the altitude. In accordance with our model, the carbon content declined gradually with the rising altitude. Different results were found in Germany, where a higher carbon stock deposited in upper-layer humus at higher elevations and alpine sites where thick organic layers are common (Wiesmeier et al. 2013; Grüneberg et al. 2014). Nevertheless, these results are from alpine areas, where generally higher hummus accumulation occurs because of extreme cli-

matic and site conditions. This results were not included in this study, examined gradient was between 300 to 920 meters above sea level.

However, from the statistical analysis, there is evident, that coniferous tree species accumulate more upper-layer humus (Schulp et al. 2008; Wiesmeier et al. 2013; Grüneberg et al. 2014) and that is why they often have a substantial content of accumulated carbon (Menšík et al. 2009a; Podrázský & Remeš 2010; Kupka et al. 2013). On the other hand, this well documented difference between coniferous and deciduous tree species has in our study a lower importance compared to significant influence of site conditions (Augusto et al. 2003; Holubík et al. 2014).

Other conditions that may affect the accumulated carbon content in the upper-layer humus are: different forest management, previous land use, stand characteristics, pre-planting disturbance, soil clay content, thinning, fertilization, liming, forest fires and, to some extent, the climatic zone (Lal 2005; Schulp et al. 2008; Laganière et al. 2009; Vacet et al. 2009, 2010; Matějka et al. 2010; Blanco-Canqui et al. 2014; Grüneberg et al. 2014; Segura et al. 2016). These circumstances, however, were not taken into account in our generalized model, which is based on data already published, as we lack sufficient data for the Czech Republic. Nonetheless it was shown that afforestation of agricultural land brings, among other benefits at local scale, an increase in the carbon content in units to tens of tonnes per hectare, which can result in an important effect on the global C budget if sufficient agricultural land is converted (Paul et al. 2002). That is why afforestation of agricultural land not only on sites suitable for forest trees but also in less favourable localities will gain on importance as a measure improving soil conditions. Here, planting can be supported by various types of fertilization and other measures aimed at better growth and the survival rate of seedlings (Podrázský et al. 2003; Kuneš et al. 2009; Tužinský et al. 2015; Cukor et al. 2017b).

6. Conclusions

The paper confirms the hypothesis about the influence of altitude and stand age on the SOC stock in the studied localities in the Czech Republic. However, relatively limited and variable number of samples on the compared variants must be considered when interpreting the present results. Stand age has significant positive effect on SOC content, while carbon stock decreased with increasing altitude. Difference between forest stands and afforested farmland, such as conifers and broadleaves was lower in the studied case (minor importance of tree species) compared to site. Considering the current knowledge about this important topic and still the lack of studies about carbon sequestration in soil following afforestation of former agricultural land, it is necessary to continue in

research to answer all questions and ambiguities. The studies should be focused on other factors significantly influencing the carbon content in the soil, especially impact of forest management, soil cultivation, previous land use and actual climatic changes.

Acknowledgments

This study was supported by the Internal Grant Agency (project no. B03/17), Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life Sciences, Prague.

References

- Ahmed, I. U., Smith, A. R., Jones, D. L., Godbold, D. L., 2016: Tree species identity influences the vertical distribution of labile and recalcitrant carbon in a temperate deciduous forest soil. *Forest Ecology and Management*, 359:352–360.
- Andivia, E., Rolo, V., Jonard, M., Formanek, P., Ponette, Q., 2016: Tree species identity mediates mechanisms of top soil carbon sequestration in a Norway spruce and European beech mixed forest. *Annals of Forest Science*, 73:437–447.
- Augusto, L., De Schrijver, A., Vesterdal, L., Smolander, A., Prescott, C., Ranger, J., 2015: Influences of evergreen gymnosperm and deciduous angiosperm tree species on the functioning of temperate and boreal forests. *Biological Reviews*, 90:444–466.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015: Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67:1–48.
- Bartoš, J., 2014: Biologické a ekonomické aspekty zalesňování zemědělských půd. *Disertační práce*, Praha, FLD ČZU v Praze, 128 p.
- Blanco-Canqui, H., Lal, R., 2004: Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 23:481–504.
- Campbell, J. E., Lobell, D. B., Genova, R. C., Field, C. B., 2008: The global potential of bioenergy on abandoned agriculture lands. *Environmental Science & Technology*, 42:5791–5794.
- Cienciala, E., Exnerová, Z., Schelhaas, M. J., 2008: Development of forest carbon stock and wood production in the Czech Republic until 2060. *Annals of Forest Research*, 65:603.
- Cukor, J., Baláš, M., Kupka, I., Tužinský, M., 2017a: The condition of forest stands on afforested agricultural land in the Orlické hory Mts. *Journal of Forest Science*, 63:1–8.
- Cukor, J., Linhart, L., Vacek, Z., Baláš, M., Linda, R., 2017b: The Effects of Alginite Fertilization on Selected Tree Species Seedlings Performance on Afforested Agricultural Land. *Forestry Journal*, 63: 48–56.
- de Groot, R. S., Wilson, M. A., Boumans, R. M. J., 2002: A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41:393–408.
- Dixon, R. K., Brown, S., Houghton, R. A., Solomon, A. M., Trexler, M. C., Wisniewski, J., 1994: Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. *Science*, 263:185–190.
- Fabiánek, T., Menšík, L., Tomášková, I., Kulhavý, J., 2009: Effects of spruce, beech and mixed commercial stand on humus conditions of forest soils. *Journal of Forest Science*, 55:119–126.
- Fujisaki, K., Perrin, A. S., Desjardins, T., Bernoux, M., Balbino, L. C., Brossard, M., 2015: From forest to cropland and pasture systems: a critical review of soil organic carbon stocks changes in Amazonia. *Global change biology*, 21:2773–2786.
- FAO, 2008: Fighting food inflation through sustainable investment: grain production and export potential in CIS countries e rising food prices: causes, consequences and policy responses. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations; 2008 March 10. 16 p. Sponsored by the European Bank for Reconstruction and development and the FAO.
- Grüneberg, E., Ziche, D., Wellbrock, N., 2014: Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. *Global Change Biology*, 20:2644–2662.
- Guo, L. B., Gifford, R. M., 2002: Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 4:345–360.
- Hatlapatková, L., Podrázský, V., 2011: Obnova vrstev nadložního humusu na zalesněných zemědělských půdách. *Zprávy lesnického výzkumu*, 56:228–234.
- Holubík, O., Podrázský, V., Vopravil, J., Khel, T., Remeš, J., 2014: Effect of agricultural lands afforestation and tree species composition on the soil reaction, total organic carbon and nitrogen content in the uppermost mineral soil profile. *Soil & Water Research*, 9:192–200.
- Kacálek, D., Dušek, D., Novák, J., Slodičák, M., Bartoš, J., Černohous, V., Balcar, V., 2011: Former agriculture impacts on properties of Norway spruce forest floor and soil. *Forest Systems*, 20:437–443.
- Kacálek, D., Novák, J., Bartoš, J., Slodičák, M., Balcar, V., Černohous, V., 2010: Vlastnosti nadložního humusu a svrchní vrstvy půdy ve vztahu k druhům dřevin. *Zprávy lesnického výzkumu*, 55:19–25.
- Kindler, E., 2016: A comparison of the concepts: Ecosystem services and forest functions to improve interdisciplinary exchange. *Forest Policy and Economics*, 67: 52–59.
- Kuneš, I., Balcar, V., Benešová, T., Baláš, M., Zadina, J., Zahradník, D. et al., 2009: Influence of pulverized limestone and amphibolite mixture on the growth performance of *Alnus incana* [L.] Moench plantation on an acidified mountain site. *Journal of Forest Science*, 55:469–476.

- Kupka, I., Podrázský, V., Kubeček, J., 2013: Soil-forming effect of Douglas fir at lower altitudes – a case study. *Journal of Forest Science*, 59:345–351.
- Lal, R., 2005: Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 220:242–258.
- Lugato, E., Berti, A., 2008: Potential carbon sequestration in a cultivated soil under different climate change scenarios: A modelling approach for evaluating promising management practices in north-east Italy. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 128:97–103.
- Matějka, K., Vacek, S., Podrázský, V., 2010: Development of forest soils in the Krkonoše Mts. in the period 1980–2009. *Journal of Forest Science*, 56: 485–504.
- Menšík, L., Fabiánek, T., Tesař, V., Kulhavý, J., 2009a: Humus conditions and stand characteristics of artificially established young stands in the process of the transformation of spruce monocultures. *Journal of Forest Science*, 55:215–223.
- Menšík, L., Kulhavý, J., Kantor, P., Remeš, J., 2009b: Humus conditions of stands with different proportions of Douglas fir in the Hůrky Training Forest District and Křtiny Training Forest Enterprise. *Journal of Forest Science*, 55:345–356.
- Murty, D., Kirschbaum, M. U. F., McMurtrie, R. E., McGilvray, A., 2002: Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? a review of the literature. *Global Change Biology*, 8:105–123.
- Novara, A., La Mantia, T., Rühl, J., Badalucco, L., Kuzyakov, Y., Gristina, L., Laudicina, V. A., 2014: Dynamics of soil organic carbon pools after agricultural abandonment. *Geoderma*, 235-236: 191-198.
- Pan, Y. D., Birdsey, R. A., Fang, J. Y., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kunz, W. A. et al., 2011: A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*, 333:988–993.
- Paul, K. I., Polglase, P. J., Nyakuengama, J. G., Khanna, P. K., 2002: Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management*, 168:241–257.
- Podrázský, V., Štěpaník, R., 2002: Vývoj půd na zalesněných zemědělských plochách – oblast LS Český Rudolec. *Zprávy lesnického výzkumu*, 47:53–56.
- Podrázský, V., Remeš, J., Ulbrichová, I., 2003: Biological and chemical amelioration effects on the localities degraded by bulldozer site preparation in the Ore Mts. – Czech Republic. *Journal of Forest Science*, 49:141–147.
- Podrázský, V., Ulbrichová, I., 2004: Restoration of forest soils on reforested abandoned agricultural lands. *Journal of Forest Science*, 50:249–255.
- Podrázský, V., 2008: Tvorba povrchového humusu při zalesňování zemědělských ploch a po buldozerové přípravě v Krušných horách. *Zprávy lesnického výzkumu*, 53:258–263.
- Podrázský, V., Remeš, J., 2009: Soil-forming effect of Grand fir (*Abies grandis* [Dougl. ex D. Don] Lindl.). *Journal of Forest Science*, 55:533–539.
- Podrázský, V., Remeš, J., Hart, V., Moser, W. K., 2009: Production and humus form development in forest stands established on agricultural lands – Kostelec nad Černými lesy region. *Journal of Forest Science*, 55:299–305.
- Podrázský, V., Remeš, J., 2010: Vliv druhové skladby lesních porostů na stav humusových forem na území ŠLP v Kostelci nad Černými Lesy. *Zprávy lesnického výzkumu*, 55:71–77.
- Podrázský, V., Procházka, J., Remeš, J., 2011: Produkce a vývoj půdního prostředí porostů na bývalých zemědělských půdách v oblasti Českomoravské vrchoviny. *Zprávy lesnického výzkumu*, 56:27–35.
- Podrázský, V., Remeš, J., Tauchman, P., Hart, V., 2010: Douglaska tisolistá a její funkční účinky na zalesněných zemědělských půdách. *Zprávy lesnického výzkumu*, 55:12–18.
- Post, W. M., Kwon, K. C., 2000: Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, 6:317–327.
- Prishchepov, A. V., Radeloff, V. C., Baumann, M., Kummerle, T., Müller, D., 2012: Effects of institutional changes on land use: agricultural land abandonment during the transition from state-command to market-driven economies in post-Soviet Eastern Europe. *Environmental Research Letters*, 7:13.
- Pukkala, T., 2014: Does biofuel harvesting and continuous cover management increase carbon sequestration? *Forest Policy and Economics*, 43:41–50.
- R Core Team, 2016: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rounsevell, M. D. A., Reginster, I., Araújo, M.B., Carter, T. R., Dendoncker, N., Ewert, F. et al., 2006: A coherent set of future land use change scenarios for Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114:57–68.
- Ruskule, A., Nikodemus, O., Kasparinskis, R., Prižavoite, D., Bojāre, D., Brūmelis, G., 2016: Soil – vegetation interaction in abandoned farmland within the temperate region of Europe. *New Forests*, 47:587–605.
- Schulp, C. J. E., Nabuurs, G. J., Verburg, P. H., Waal, R. W., 2008: Effect of tree species on carbon stocks in forest floor and mineral soil and implications for soil carbon inventories. *Forest Ecology and Management*, 256:482–490.
- Segura, C., Jiménez, M. J., Nieto, O., Navarro, F. B., Fernández-Ondoño, E., 2016: Changes in soil organic carbon over 20 years after afforestation in semi-arid SE Spain. *Forest Ecology and Management*, 381:268–278.
- Stenger, A., Harou, P., Navrud, S., 2009: Valuing environmental goods and services derived from the forests. *Journal of Forest Economics*, 15:1–14.

- Stoate, C., Báldi, A., Bejca, P., Boatman, N. D., Herzon, I., Doorn, A. et al., 2009: Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management*, 91:22–46.
- Šály, R., 1978: *Pôda, základ lesnej produkcie*. Bratislava, *Príroda*, 235 p.
- Torreano, S., 2004: Soil development and properties. In: Burley, J., Evans, J., Youngquist, J. A. (ed.): *Encyclopedia of Forest Sciences*, Vol. 3. Oxford, Elsevier, p. 1208–1216.
- Tužinský, M., Kupka, I., Podrázský, V., Prknová, H., 2015: Influence of the mineral rock alginite on survival rate and rate-growth of selected tree species on agricultural land. *Journal of Forest Science*, 61:399–405.
- Vacek, S., Podrázský, V., Mikeska, M., Moser, W. K., 2003: Introskeletal erosion threat in mountain forests of the Czech Republic. *Journal of Forest Science*, 49:313–320.
- Vacek, S., Hejcman, M., Semelová, V., Remeš, J., Podrázský, V., 2009: Effect of soil chemical properties on growth, foliation and nutrition of Norway spruce stand affected by yellowing in the Bohemian Forest Mts., Czech Republic. *European Journal of Forest Research*, 128:367–375.
- Vacek, Z., Vacek, S., Remeš, J., Štefančík, I., Bulušek, D., Bílek, L., 2013: Struktura a modelový vývoj lesních porostů v NPR Trčkov–CHKO Orlické hory, Česká Republika. *Forestry Journal*, 59:248–263.
- Vacek, Z., Vacek, S., Podrázský, V., Král, J., Bulušek, D., Putalová, T. et al., 2016: Structural diversity and production of alder stands on former agricultural land at high altitudes. *Dendrobiology*, 75:31–44.
- Vacek, Z., Vacek, S., Bulušek, D., Podrázský, V., Remeš, J., Král, J., Putalová, T., 2017: Effect of fungi pathogens and climatic factors on production, biodiversity and health status of ash mountain forest. *Dendrobiology*, 77:161–175.
- Vangelova, E. I., Nisbet, T. R., Moffat, A. J., Broadmeadow, S., Sanders, T. G. M., Morison, J. I. L., 2013: A new evaluation of carbon stocks in British forest soils. *Soil Use and Management*, 29:169–181.
- Venables, W. N., Ripley, B. D., 2002: *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York.
- Viewegh, J., Kusbach, A., Mikeska, M., 2003: Czech forest ecosystem classification. *Journal of Forest Science*, 49:74–82.
- Vopravil, J., Podrázský, V., Khel, T., Holubík, O., Vacek, S., 2014: Effect of afforestation of agricultural soils and tree species composition on soil physical characteristics changes. *Ekologia*, 33:67–80.
- Wiesmeier, M., Prietzel, J., Barthold, F., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E. et al., 2013: Storage and drivers of organic carbon in forest soils of southeast Germany (Bavaria) – Implications for carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 295:162–172.
- Wiesmeier, M., von Lützov, M., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A. et al., 2015: Land use effects on organic carbon storage in soils of Bavaria: The importance of soil types. *Soil & Tillage Research*, 146:296–302.
- Wozniwoda, B., Parzych, A., Kopeć, D., 2014: Species diversity, biomass accumulation and carbon sequestration in the understorey of post-agricultural Scots pine forests. *Silva Fennica*, 48:1119.
- Wulf, M., 2004: Plant species richness of afforestations with different former use and habitat continuity. *Forest Ecology and Management*, 195:191–204.

6. Syntéza výsledků

V rámci předloženého souboru 5 publikovaných prací byly zjištěny nové, originální poznatky o možnostech zalesňování zemědělské půdy v místech s limitujícím úhrnem srážek. Ujímavost sazenic, následná mortalita a výškový přírůst byly hodnoceny na vybraných druzích listnatých a jehličnatých dřevin, které jsou v rámci zalesňování nelesních půd v praxi vysazovány. Výzkum byl zaměřen na vyhodnocení jednotlivých variant výsadeb s přidáním organominerálního sedimentu alginitu. Výsledky ukázaly nejednoznačný vliv přidaného hydroabsorbentu na průměrný výškový přírůst jednotlivých druhů vysazených dřevin v prvních třech letech po výsadbě. Stejně nejednoznačné výsledky s rozdílnými a často protichůdnými statisticky prokazatelnými výsledky byly zjištěny v případě hodnocení průměrné roční mortality a obsahu nutričních hodnot v asimilačním aparátu vysazených dřevin.

Další část práce byla věnována srovnání porostních charakteristik smrkových porostů rostoucích na bývalé zemědělské půdě v porovnání se stejně starými porosty na lesní půdě. Měření a následné hodnocení bylo realizováno v lesních porostech zalesněných po druhé světové válce, které se nyní blíží mytnímu věku (stáří 66 let). V hodnocených porostech byla zjištěna prokazatelně vyšší zásoba na zalesněné zemědělské půdě v porovnání s porosty rostoucími na trvalé lesní půdě. Srovnáním dříve způsobených a dosud velmi dobře patrných škod zvěří loupáním a ohryzem kůry byly zjištěny prokazatelné rozdíly mezi výčetní tloušťkou a zásobou zdravých stromů v porovnání se stromy značně poškozenými. Zároveň byl prokázán vliv klimatických faktorů (teploty a srážek) na radiální přírůst smrku ve vztahu k poškození zvěří. Analýza závislosti růstových parametrů na klimatických faktorech poukázala na větší citlivost stromů rostoucích na trvalých lesních stanovištích vůči výkyvům ve srážkových úhrnech a v průměrných teplotách. Stromy poškozené loupáním, ohryzem kůry a následným rozvojem houbových patogenů v kmeni současně trpí z důvodu srážkového deficitu.

V rámci řešení disertační práce byly dále zjištěny velmi cenné poznatky v části, jež se věnuje mimoprodukčním funkcím výsadeb založených na nelesní půdě. Z pohledu méně standardních výsadeb na nelesních půdách byla provedena terénní šetření s cílem vyhodnocení efektivity větrolamů rostoucích v otevřené zemědělské krajině. Výsledky ukázaly signifikantní vztah mezi optickou porozitou a strukturou větrolamů. Optická porozita zároveň prokazatelně korelovala se snížením

rychlosti větru, a to zejména v případě vysokých hodnot porozity v dolní části větrolamu. Efektivitu větrolamů současně pozitivně ovlivnila horní výška stromového patra. V případě hodnocení rychlosti větru za pomoci strukturálních indexů byl zjištěn významný vztah mezi snížením rychlosti větru a větrné eroze a hodnotami indexů celkové diverzity a Arten-profil indexu. Tyto indexy je tedy možné doporučit pro posouzení účinnosti větrolamů.

V průběhu transformace zemědělské půdy v důsledku odrůstání založených výsadeb dochází k postupné sekvestraci uhlíku, jehož značná část se akumuluje ve vznikajícím nadložním humusu. Výsledky hodnocení ukázaly významný nárůst uhlíku vázaného v nadložním humusu na zalesněné zemědělské půdě již v prvních desetiletích po výsadbě. Prokázán byl nárůst zásoby uhlíku se zvyšujícím se stářím porostů. Na druhé straně ukázal model vývoje akumulace uhlíku klesající zásobu v kontextu se stoupající nadmořskou výškou, a tedy i s klesající produkcí porostů. Rozdíly v zásobě akumulovaného uhlíku v nadložním humusu konkrétních porostů jsou ovlivňovány také dalšími faktory, jako jsou pěstební zásahy, zemský povrch, půdní podmínky a disturbance. Vyšší hodnoty sekvestrovaného uhlíku byly zjištěny v jehličnatých porostech z důvodu prokazatelně vyšší akumulované vrstvy nadložního humusu.

Mnoho dalších výsledků řešených v rámci disertační práce je prezentováno ve výše předložených originálech pěti publikací, které se k tématům přímo vztahují. Syntéza vybraných výsledků je dle prezentovaných tematických okruhů podrobněji popsána v následujících kapitolách.

6.1. Odrůstání výsadeb na zemědělské půdě – vybrané výsledky

Odrůstání výsadeb založených na zemědělské půdě bylo hodnoceno zejména z pohledu vlivu aplikace alginitu na mortalitu a výškový přírůst sazenic. Vybrané výsledky jsou prezentovány v následujících kapitolách.

6.1.1. Vliv alginitu na mortalitu výsadeb

Vyhodnocení mortality sazenic borovice lesní, dubu letního, dubu červeného a javoru mléče ukázalo v letech 2013 až 2015 prokazatelné rozdíly v reakci jednotlivých druhů dřevin na aplikaci alginitu. Detailní přehled výsledků pro lokalitu „U Hnojiště“ je popsán v Tabulce č. 6. Nejvýraznější vliv na mortalitu sazenic byl pozorován již

v prvním roce, tedy v rámci hodnocení první vegetační sezóny po jarní výsadbě. Pozitivní vliv byl zjištěn u borovice lesní, nicméně výsledky nebyly signifikantní. Na příkladu listnatých dřevin se aplikace hydroabsorbentu projevila již průkazně, nejvýrazněji reagoval dub červený, a to především na vyšší dávku alginitu. Pozoruhodné výsledky byly zaznamenány v případě dubu letního, jehož mortalita byla v prvním roce nižší ve směsi v porovnání s výsadbou v monokultuře. Ve druhém roce po výsadbě byla však reakce stromů opačná. Trend mortality výsadeb rostoucích na variantách s přidaným alginitem byl spíše negativní, přihnojení se tedy projevilo vyšší mortalitou. V posledním hodnoceném roce byly výsledky již nejednoznačné. Hodnoty mortality se pohybovaly pouze v jednotkách procent.

Tab. 6. Mortalita jednotlivých druhů dřevin po aplikaci alginitu v letech 2013 – 2015.

Druh dřeviny	Varianta alginitu	Počet vysazených stromů v roce 2013	Mortalita 2013 (%)	Mortalita 2014 (%)	Mortalita 2015 (%)
Borovice lesní	A	1222	20,9 a	11,6 a	4,1 b
	B	900	18,6 a	29,3 c	1,4 a
	C	900	17,0 a	22,6 b	1,2 a
Dub letní	A	1567	3,3 b	5,3 a	3,4 a
	B	1594	1,7 a	12,1 b	5,4 a
	C	1209	1,1 a	6,2 a	8,2 b
Dub letní ve směsi	A	368	12,8 b	3,4 a	2,6 a
	B	396	4,0 a	8,4 b	4,6 a
	C	310	1,3 a	7,8 b	5,7 a
Javor mlec	A	439	5,9 b	2,2 a	0,5 a
	B	400	1,0 a	2,0 a	0,8 a
	C	280	1,1 a	1,1 a	0,4 a
Dub červený	A	396	33,8 c	37,8 b	6,1 a
	B	406	27,8 b	30,0 a	4,4 a
	C	284	4,6 a	58,7 c	9,8 a

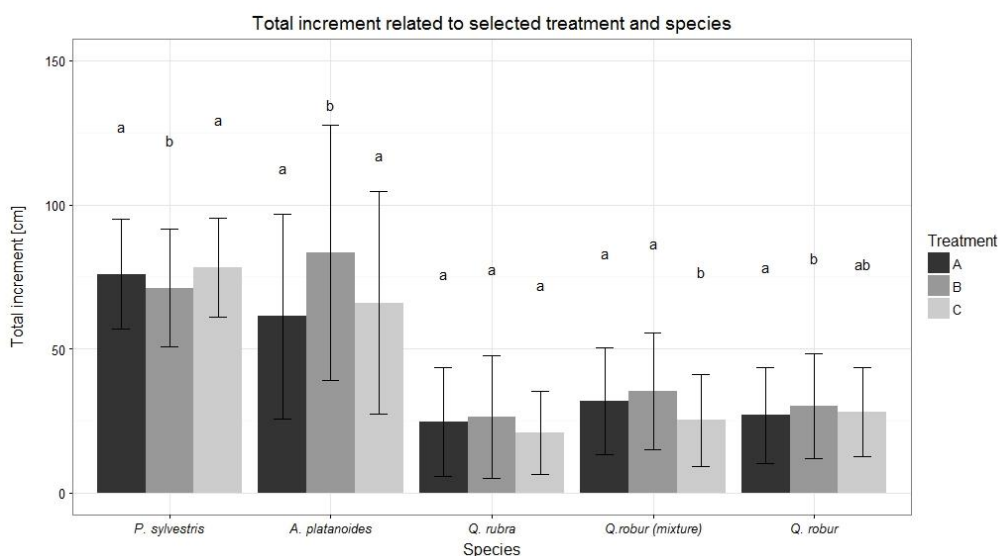
Poznámka: Statisticky prokazatelné rozdíly mezi variantami aplikace alginitu jsou označeny pomocí odlišných indexů.

Vyhodnocení mortality na lokalitě „U Lomu“ ukázalo zejména po první vegetační sezóně spíše nejasné výsledky bez zřejmého trendu. Na variantu B a C reagovala v celém hodnoceném období pozitivně pouze borovice lesní. Zvýšená mortalita byla v prvním roce zjištěna pro listnaté dřeviny a douglasku tisolistou.

Pozitivně reagoval pouze dub letní a javor mléč na variantě B, tedy s přihnojením 0,5 kg alginitu. V roce 2014 byla situace odlišná. Výrazně pozitivní reakce byla zjištěna pouze u dubu červeného a již zmíněné borovice. V roce 2015 se mortalita pohybovala řádově již jen v jednotkách procent obdobně, jako v případě výše popisované lokality „U Hnojště“.

6.1.2. Vliv alginitu na výškový přírůst výsadeb

Vliv přidaného alginitu na výškový přírůst jednotlivých druhů dřevin byl do značné míry rozdílný, stejně tak, jako v případě mortality. V lokalitě „U Lomu“ byl zjištěn signifikantně vyšší přírůst u borovice lesní na variantě C (o 1,0 cm; $p < 0,001$), u dubu letního na variantách B i C (cca o 1 cm; $p < 0,001$) a v případě javoru mléče na variantě B (o 2,3 cm; $p < 0,001$). V roce 2014 byl pozitivní přírůst zjištěn v případě borovice na variantě C, javor mléč reagoval signifikantně na obou variantách přidaného alginitu. Vyšší přírůst byl zaznamenán také u dubu červeného na variantě B. Poslední měřený rok pak ukázal nejasný trend u všech dřevin. Výškový přírůst borovice byl největší na kontrolní variantě bez přidání alginitu, ve srovnání s variantou B byl vyšší dokonce o 4,8 cm ($p < 0,001$). Celkový výškový přírůst za sledované období 2013 až 2015 je shrnut na Obrázku č. 8. Zde je patrný pozitivní vliv střední dávky přidaného alginitu (varianta B) na všechny listnaté dřeviny zahrnuté do experimentu.



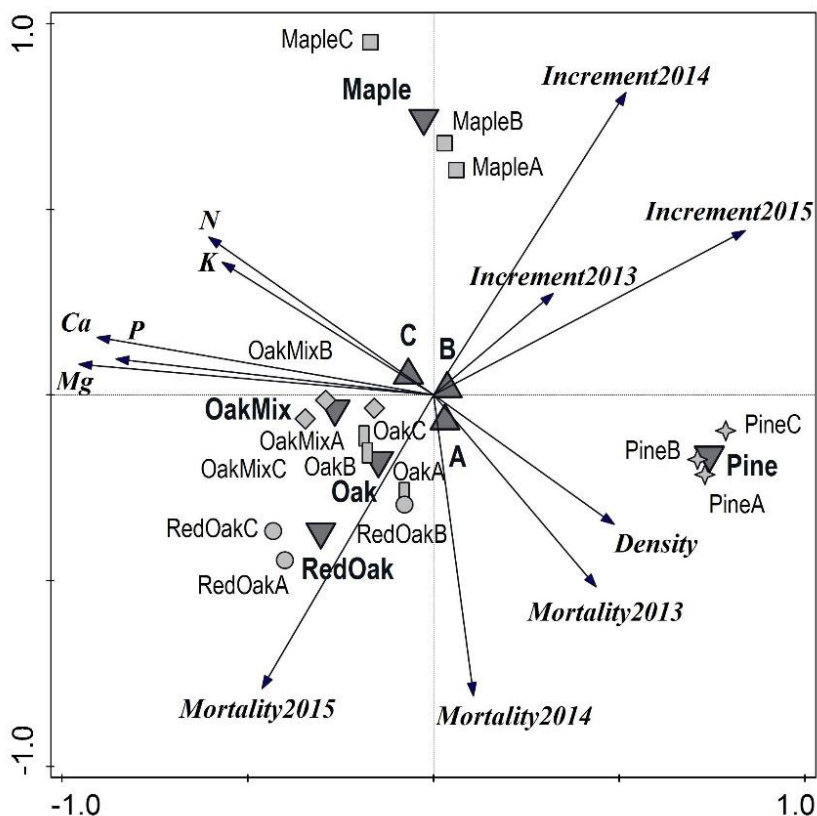
Obr. 8. Celkový výškový přírůst sazenic po aplikaci alginitu v období 2013 až 2015 popsany pro jednotlivé druhy dřevin v lokalitě „U Hnojště“.

Poznámka: Statisticky prokazatelné rozdíly mezi variantami aplikace alginitu jsou označeny pomocí odlišných indexů.

Nejasné výsledky byly zjištěny také ve druhé hodnocené lokalitě „U Lomu“. Signifikantní výsledky v prvním roce hodnocení byly spíše negativní (tedy snížený přírůst), zejména u dubu červeného, kde činil rozdíl mezi kontrolní variantou A a variantou C celkem 25,1 cm ($p < 0,001$). Obdobně reagoval také javor mléč, i v tomto případě byl zjištěn negativní vliv vyšší dávky přidaného alginitu. Srovnání hodnot přírůstu v dalších letech přineslo opět rozporuplné výsledky bez jasného trendu pro jednotlivé druhy lesních dřevin a varianty přidaného hydroabsorbentu.

6.1.3. Vztahy mezi parametry sazenic, obsahem živin a variantami alginitu

Výsledky PCA analýzy jsou v případě plochy „U Lomu“ prezentovány prostřednictvím ordinačního diagramu (Obr. 9.). První ordinační osa vysvětluje 39,1 %, první a druhá osa vysvětluje celkem 61,9 % a první čtyři osy dohromady pak vysvětlují 86,7 % variability dat. Mortalita byla negativně korelována s průměrnou výškou, zároveň se ukázaly nízké hodnoty její korelace s obsahem dusíku a draslíku v asimilačním aparátu. Aplikace jednotlivých variant alginitu se ukázala jako méně významná pro vztahy mezi mortalitou sazenic, průměrným výškovým přírůstem a obsahem živin v asimilačním aparátu v porovnání se značnými rozdíly mezi druhy vysazených dřevin. V případě javoru a dubu červeného byly pozorovány významné rozdíly mezi variantami aplikace alginitu, zatímco v případě dubu a borovice jsou rozdíly relativně malé. Reakce jednotlivých druhů dřevin na aplikaci různých variant alginitu byly rozdílné, např. vysoká mortalita u dubu letního v roce 2015 (dolní levá část diagramu). Na druhé straně vysoký průměrný výškový přírůst byl zjištěn u javoru mléče a borovice lesní (horní část diagramu). Aplikace alginitu měla pozitivní efekt na mortalitu sazenic v prvním roce po výsadbě. Z celkového hlediska je možné vyhodnotit variantu B (přidání 0,5 kg) jako částečně vhodnou.



Obr. 9. Ordinační diagram analýzy hlavních komponent (PCA) – vztahů mezi počtem vysazených sazenic (*Density*), mortalitou (*Mortality*), průměrným výškovým přírůstem (*Increment*) v letech 2013–2015, obsah nutričních hodnot v asimilačním aparátu (*N*, *K*, *Ca*, *P*, *Mg*), druhem vysazených dřevin (*Maple* – javor, *Pine* – borovice, *Oak* – dub, *RedOak* – dub červený, *OakMix* – dub směs) a varianty přidaného alginitu (*A*, *B*, *C*); malé symboly: ●, ◆, ■, ◆, ■ označují druh dřeviny s variantou aplikace alginitu, větší symboly ▲, ▼ popisují druh dřevin nebo varianty aplikace přidaného alginitu. Uvedený diagram popisuje výsledky plochy „U Lomu“.

6.2. Charakteristiky smrkových porostů rostoucích na zemědělské půdě – vybrané výsledky

Charakteristiky porostů rostoucích na zemědělské půdě byly hodnoceny ve smrkových porostech z pohledu produkce, struktury a radiálního přírůstu. Zároveň byl vyhodnocen vliv klimatických faktorů (srážek a teplot) a vliv obvodového poškození kůry loupáním a ohryzem jelenem evropským na radiální přírůst stromů. Vybrané výsledky jsou popsány v následujících kapitolách.

6.2.1. Produkce smrkových porostů rostoucích na zemědělské půdě

Průměrné hodnoty základních produkčních charakteristik smrkových porostů rostoucích na zemědělské půdě byly v porovnání s porosty rostoucími na trvalých lesních stanovištích prokazatelně vyšší. Signifikantní rozdíly byly zjištěny u střední porostní výšky (Wilcoxonův test, $W = 4776,5$; $p < 0,001$), průměrné výčetní tloušťky (Welchův dvouvýběrový t-test, $t = 6,79$; $p < 0,001$) a zásoby porostů (Wilcoxonův test, $W = 6859$; $p < 0,001$).

Počet stromů na jednotlivých TVP se pohyboval v rozmezí od 304 do 720 jedinců ha^{-1} bez zjištěného rozdílu mezi porosty rostoucími na zemědělské a trvalé lesní půdě. Celková průměrná zásoba na lesní půdě činila $466 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ($\pm 122 \text{ SD}$), zatímco na zalesněné zemědělské půdě byla zjištěna průměrná zásoba $770 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ($\pm 125 \text{ SD}$). Na všech TVP byl dominantní dřevinou smrk ztepilý, jehož zastoupení zde činilo v průměru 90,8 %. Z dalších druhů dřevin byl v hodnocených porostech přítomen modřín opadavý (6,5 %), a dále pak vtroušené dřeviny jako bříza bělokorá (*Betula pendula* Roth), buk lesní (*Fagus sylvatica* L.) a jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia* L.). Průměrný roční přírůst kolísal v rozmezí od $5,16 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ (TVP na lesní půdě) do $13,94 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ (TVP na zemědělské půdě). Konkrétní údaje všech hodnocených charakteristik jsou popsány v Tabulce č. 9.

Tab. 9. Průměrné porostní charakteristiky na TVP 1–12 v roce 2016.

TVP	t	dbh cm	h m	v m^3	N stromy ha^{-1}	G $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$	V $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$	HDR	CBP $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \text{y}^{-1}$	CPP $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \text{y}^{-1}$	CC %	CPA ha	SDI
1	67	30,6	21,52	0,68	720	52,9	487	70,3	9,5	7,27	86,3	1,99	0,82
2	67	33,5	22,15	0,81	496	43,7	403	66,1	7,0	6,01	79,6	1,59	0,66
3	67	34,2	22,8	0,86	400	36,8	346	66,7	6,5	5,16	83,3	1,79	0,54
4	67	35,6	23,36	0,98	640	63,8	627	65,6	8,5	9,36	87,5	2,08	0,93
5	66	42,9	30,68	1,80	512	74,1	920	71,5	9,5	13,94	86,7	2,01	0,99
6	66	39,7	31,65	1,53	512	63,2	783	79,7	7,0	11,86	79,7	1,60	0,97
7	66	47,9	31,28	2,26	304	54,7	688	65,3	7,0	10,42	78,9	1,56	0,72
8	66	42,4	27,19	1,67	304	42,6	508	64,1	6,0	7,70	72,3	1,28	0,60
9	66	41,3	30,26	1,67	480	64,2	814	73,3	8,0	12,33	76,9	1,46	0,88
10	66	42,6	31,56	1,84	448	63,7	826	74,1	8,5	12,52	76,6	1,45	0,86
11	66	36,1	26,66	1,20	704	71,8	843	73,9	7,5	12,77	86,0	1,97	0,98
12	66	37,4	27,97	1,31	592	64,8	777	74,8	8,5	11,77	81,8	1,7	0,92

Poznámka: *t* - věk porostu, *dbh* - průměrná výčetní tloušťka, *h* - střední porostní výška, *v* - průměrný objem stromu, *N* - počet stromů na hektar, *G* - výčetní kruhová základna, *V* - objem porostu, *HDR* - štihllostní kvocient, *CBP* - celkový běžný přírůst, *CPP* - celkový průměrný přírůst, *CC* - stupeň zápoje, *CPA* - plocha korunových projekcí, *SDI* - index hustoty porostu

6.2.2. Struktura hodnocených porostů

Horizontální struktura porostů rostoucích na trvalé lesní půdě byla náhodná, v případě porostů na zalesněné zemědělské půdě bylo prostorové rozmístění stromů téměř náhodné. Na plochách 6 a 12 ($\alpha = 0,05$) bylo zjištěno agregované rozmístění jednotlivých stromů ve stromovém patře (R a α indexy). Hodnota Ap indexu poukázala na téměř diversifikovanou až silně diversifikovanou vertikální strukturu ($Ap = 0,249–0,606$) bez prokazatelných rozdílů mezi variantami ve využití půdy. Index tloušťkové diferenciace se pohyboval v relativně nízkých hodnotách ($TM_d = 0,162–0,295$), zatímco index výškové diferenciace dosahoval nízkých až středních hodnot ($TM_h = 0,095–0,313$) s vysokou variabilitou v porostech na zalesněné zemědělské půdě. Index druhové heterogenity byl opět na velmi nízkých hodnotách ($H' = 0,000–0,298$) se zjištěnou vyšší diverzitou na TVP 1–4. Index druhové vyrovnanosti se pohyboval v případě zalesněné zemědělské půdy v rozmezí nízkých hodnot ($E = 0,000–0,226$), zatímco v případě lesních půd dosahovaly hodnoty nízké až velmi vysoké variability ($E = 0,000–0,690$). Index druhové bohatosti se pohyboval v nízkých hodnotách ($D = 0,000–0,350$), nulové hodnoty byly zjištěny v případě TVP 4, 10 a 12. Index celkové porostní diversity ukázal na značně homogenní strukturu porostů ($B = 2,776–4,739$) s výjimkou TVP 1 ($B = 5,489$). Obecně byly zjištěny vyšší hodnoty celkové diversity na trvalých lesních stanovištích ($B = 4,756$) ve srovnání s porosty rostoucími na zalesněné zemědělské půdě ($B = 3,919$). Konkrétní hodnoty jsou uvedeny v Tabulce č. 10.

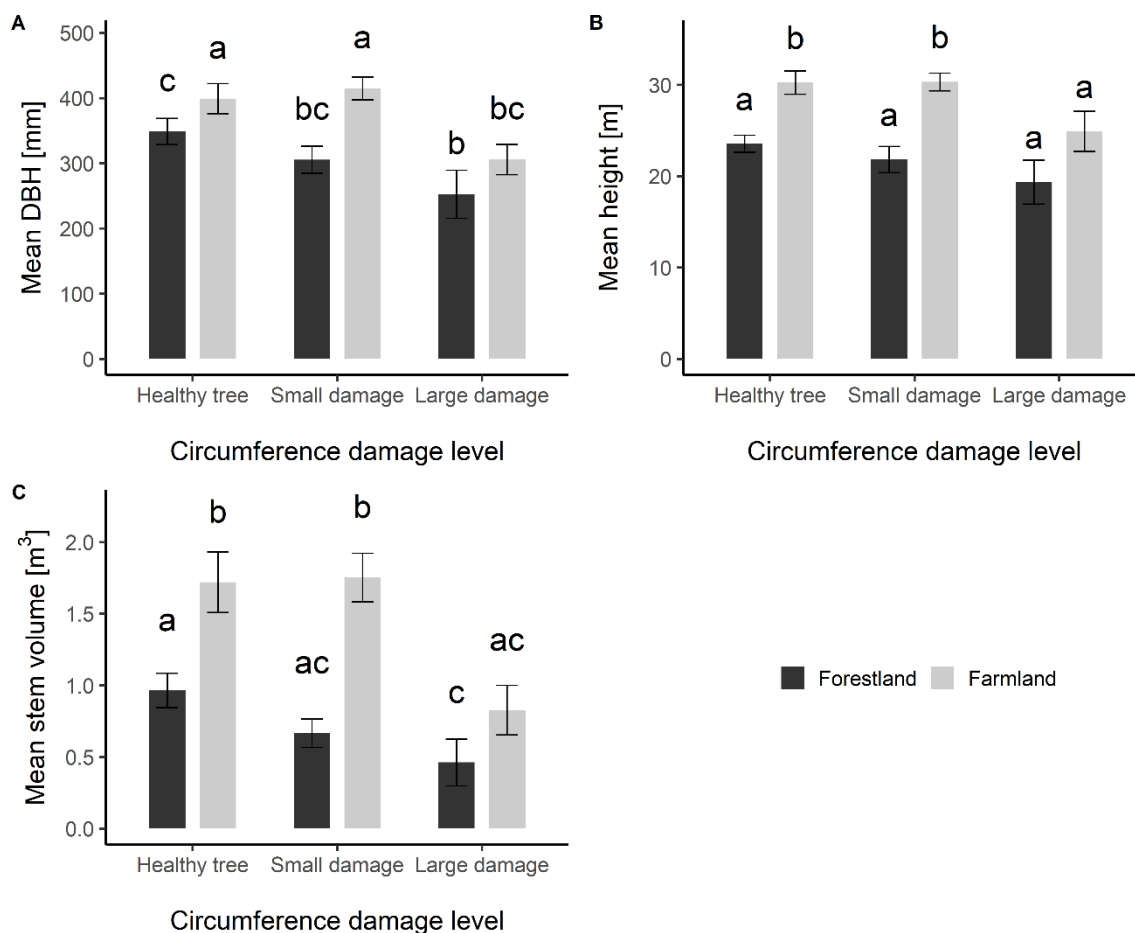
Tab. 10. Indexy diversity stromového patra na TVP 1–12 měřené v roce 2016.

TVP	α (P&Mi)	R (C&Ei)	Ap (Pri)	TMd (Fi)	TMh (Fi)	H' (Si)	E (Pii)	D (Mi)	B (J&Di)
1	0,964	1,108	0,387	0,295	0,189	0,108	0,226	0,304	5,489
2	1,105	0,937	0,372	0,213	0,181	0,064	0,213	0,161	4,647
3	1,308	1,179	0,347	0,208	0,176	0,051	0,169	0,167	4,738
4	0,890	1,233	0,500	0,234	0,161	0,000	0,000	0,000	4,148
5	0,824	1,248	0,473	0,240	0,170	0,124	0,412	0,160	3,708
6	0,715*	1,324*	0,606	0,280	0,152	0,298	0,990	0,160	4,097
7	1,105	1,305	0,329	0,208	0,142	0,154	0,323	0,350	4,470
8	0,735	1,234	0,464	0,219	0,168	0,144	0,478	0,175	4,629
9	0,816	1,273	0,249	0,232	0,131	0,014	0,047	0,162	4,103
10	0,945	1,277*	0,291	0,162	0,095	0,000	0,000	0,000	2,776
11	0,823	1,124	0,408	0,280	0,313	0,031	0,103	0,153	4,247
12	0,702*	1,315*	0,605	0,200	0,231	0,000	0,000	0,000	3,318

Poznámka: α - index nenáhodnosti, R - agregační index, Ap - Arten-profil index, TMd - index tloušťkové diferenciace, TMh - index výškové diferenciace, H' - index druhové heterogenity, E - index druhové vyrovnanosti, D - index druhové bohatosti, B - index porostní diverzity; *signifikantní rozdíly ($\alpha = 0,05$) pro horizontální strukturu (α a R).

6.2.3. Vliv obvodového poškození na výšku, výčetní tloušťku a zásobu porostů

Rozdíly mezi průměrnou výčetní tloušťkou, průměrnou výškou a zásobou porostů byly testovány mezi jednotlivými variantami rozsahu poškození pro oba typy předchozího využití půdy (zalesněná zemědělská půda × lesní půda). Hodnocení Kruskal-Wallisovým testem ukázalo prokazatelné rozdíly v průměrné výšce a průměrné zásobě porostů mezi výše zmíněnými typy stanovišť ($p < 0,001$). Prokazatelné rozdíly ve výčetní tloušťce ukázalo vyhodnocení analýzou rozptylu ($p < 0,001$). Rozdíly mezi jednotlivými porostními charakteristikami ve vztahu k obvodovému poškození a vlastnostem stanoviště jsou patrné z Obr. 10.



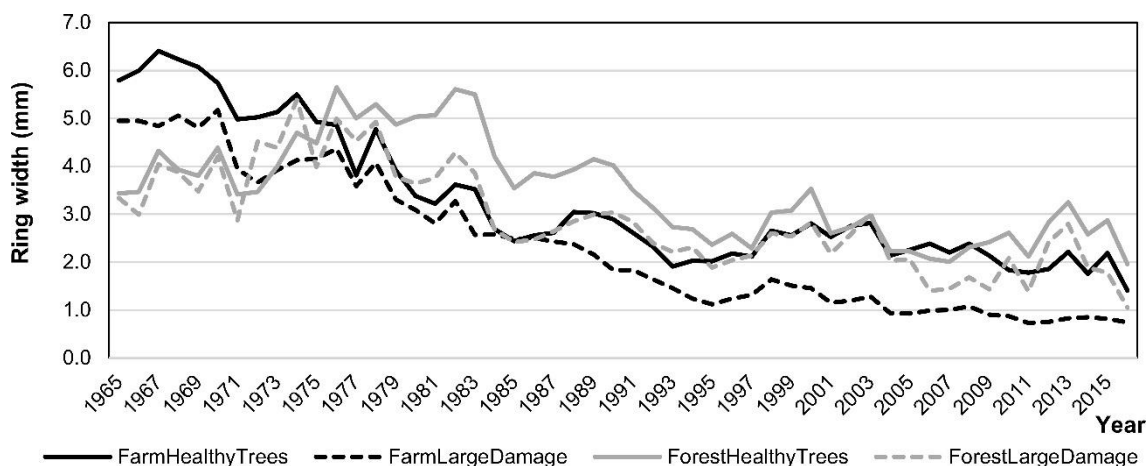
Obr. 10. Statistické vyhodnocení rozdílů mezi průměrnou výškou, výčetní tloušťkou a průměrným objemem stromu mezi jednotlivými variantami v závislosti na rozsahu poškození v porostech rostoucích na trvalé lesní půdě v porovnání se zemědělskou půdou. Prokazatelné rozdíly jsou označeny odlišnými indexy. Chybové úsečky ukazují 95 % interval spolehlivosti.

Zjištěná průměrná výčetní tloušťka relativně zdravých stromů rostoucích na zemědělské půdě (poškození borky do 1/8 obvodu kmene) měla v porovnání se zdravými stromy rostoucími na trvalé lesní půdě o 14 % větší DBH. Prokazatelný rozdíl byl zjištěn také u slabě poškozených stromů, hodnoty DBH byly na zemědělské půdě vyšší o 36 %, stejně tak u silně poškozených stromů (DBH vyšší o 21 %). Obdobný trend byl zjištěn také v případě charakteristik průměrné výšky. Nejvýznamnější rozdíly byly zjištěny v případě průměrné zásoby porostů. Průměrná zásoba zdravých a málo poškozených stromů byla na zemědělské půdě v obou případech vyšší o cca 80 %. V případě lesní půdy byly signifikantní rozdíly zjištěny mezi zdravými stromy v porovnání se silně poškozenými jedinci.

6.2.4. Radiální přírůst a vliv klimatických faktorů

Přírůst byl hodnocen pomocí měření šířky letokruhů odebraných vývrtů. Letokruhy byly hodnoceny pouze pro zdravé stromy a pro stromy s vysokými hodnotami obvodového poškození z důvodu zdůraznění vlivu poškození spárkatou zvěří. Průměrné letokruhové křivky na jednotlivých TVP ukázaly vysokou hodnotu spolehlivosti což umožnilo připravit regionální standardní letokruhové chronologie (t -test $\geq 5,7$) pro zájmovou lokalitu v Orlických horách. Z regionální standardizované letokruhové chronologie je patrný relativně vyrovnaný radiální růst v letech 1965 až 1982, který je přerušen poklesem v letech 1983 až 1986. V roce 1986 opět došlo k nárůstu hodnot radiálního přírůstu, tento nárůst byl přerušen v roce 1994, ke snížení došlo znovu v letech 2001, 2004 2011 a 2016.

Radiální přírůst zdravých stromů na zemědělské půdě byl výrazně vyšší v období do roku 1976 (věk porostů 25 let). Po tomto období byl dominantní růst stromů na lesních stanovištích. Tento fakt je možné zdůvodnit zvýšeným poškozením kůry zvěří v porostech na zemědělské půdě, což je patrné z Obr. 11. Roky 1985, 1994, 2004 a 2016 byly z pohledu radiálního přírůstu potvrzeny jako negativní. V roce 1985 bylo zaznamenáno poškození smrkových porostů abiotickými činiteli (poškození ledem), kdy měsíce leden a únor byly historicky nejchladnějším. Průměrné teploty v těchto měsících v roce 1985 činily $-8,1$ °C, naproti tomu průměrná teplota v období 1965-2016 pak činila $-3,1$ °C. Roky 1994 a 2004 byly na druhé straně jedny z nejsušších, kdy průměrná teplota v měsících červnu a červenci činila $16,7$ °C a srážkový úhrn byl nižší než 104 mm. Naproti tomu dlouhodobé průměrné hodnoty teplot a srážek v období 1965–2016 činily $14,4$ °C a 243 mm. Obdobné teplotní výkyvy se opakovaly také v roce 2016.



Obr. 11. Průměrné hodnoty radiálního přírůstu stromů rostoucích na zalesněné zemědělské půdě (černá) a na trvalé lesní půdě (šedá) s ohledem na poškození kůry spárkatou zvěří.

Působení klimatických faktorů v období 1961 až 2016 ukázalo prokazatelný vliv na radiální přírůst hodnocených stromů (Tabulka č. 11). Jedním z hlavních faktorů, které ovlivňují radiální přírůst, byly teploty. Měsíční a roční teploty měly v porovnání se srážkami větší vliv zejména na tloušťkový přírůst zdravých stromů, případně stromů s nízkým rozsahem poškození zvěří na obou typech hodnocených stanovišť. Vliv srážek se na druhé straně projevil signifikantně na trvalých lesních stanovištích. Teploty měly ve vegetační sezóně pozitivní efekt na radiální přírůst stromů rostoucích na lesní půdě zejména v červnu ($r = 0,36$). Naproti tomu výrazněji pozitivní efekt teplot na porosty rostoucí na zalesněné zemědělské půdě byl zjištěn na začátku aktuálního roku, a to zejména v květnu ($r = 0,35$).

Zřetelný vliv srážek byl zjištěn v porostech rostoucích na trvalých lesních stanovištích. Zásadní vliv na radiální přírůst se projevil v předchozím hodnoceném roce s nejvyšším pozitivním efektem v měsíci červenci ($r = 0,53$), stejně tak, jako v aktuálním roce ($r = 0,38$). Výraznější pozitivní efekt srážek na radiální přírůst byl zjištěn pro stromy rostoucí na bývalé zemědělské půdě, jejichž borka byla v minulosti silně poškozena spárkatou zvěří.

Tab. 11. Pearsonův korelační koeficient, který byl stanoven pro vztahy mezi radiálním přírůstem, zdravotním stavem a vlivem stanoviště v kombinaci s klimatickými faktory. Signifikantní hodnoty korelací jsou vyznačeny tučně ($p < 0,05$), případně podtrženy ($p < 0,01$).

<i>Varianta</i>	<i>Teplota</i>					
	ActAnn	ActVeg	LasVeg	ActNon	ActI-III.	ActVI-VII.
Zdravé stromy - z. půda	0,19	0,07	-0,05	0,25	0,24	0,06
Zdravé stromy - les. půda	0,28	0,17	-0,09	0,32	0,33	0,07
Vysoké poškození - z. půda	-0,13	-0,29	-0,26	0,05	0,08	-0,31
Vysoké poškození - les. půda	0,00	-0,05	-0,29	0,05	0,14	-0,12

<i>Varianta</i>	<i>Srážky</i>					
	ActAnn	ActVeg	LastVeg	ActNon	ActI-III.	ActVI-VII.
Zdravé stromy - z. půda	-0,05	-0,26	0,17	0,17	0,19	-0,10
Zdravé stromy - les. půda	-0,08	-0,04	0,32	-0,05	-0,06	0,24
Vysoké poškození - z. půda	0,17	-0,13	0,18	0,36	0,33	0,03
Vysoké poškození - les. půda	0,16	0,19	0,50	0,05	0,05	0,41

Poznámka: ActAnn - roční hodnota (průměrná teplota nebo úhrn srážek) v daném roce, ActVeg - hodnoty ve vegetační sezóně v daném roce, LasVeg - hodnoty ve vegetační sezóně předchozího roku, ActVeg - hodnoty ve vegetační sezóně v daném roce, ActNon - hodnoty v mimo vegetační sezóně v předchozím roce, ActI-III - hodnoty pro měsíce leden až březen v daném roce, ActVI-VII - hodnoty pro měsíce červen a červenec v daném roce.

Vztahy mezi počtem stromů napadených hnilobou, které byly v minulosti poškozeny loupáním borky spárkatou zvěří, jsou uvedeny v Tabulce 12. Prokazatelné rozdíly byly zjištěny jak pro porosty rostoucí na trvalé lesní půdě, tak pro porosty rostoucí na zalesněné zemědělské půdě ($p < 0,001$). Obecně byly v hodnocených porostech nalezeny pouze jednotky stromů napadených kmenovou hnilobou bez předchozího poškození spárkatou zvěří. V případě zemědělské půdy bylo 59 % stromů poškozených loupáním kůry spárkatou zvěří zároveň napadeno hnilobou. Na druhé straně v případě porostů rostoucích na trvalých lesních stanovištích bylo hnilobou napadeno pouze 39 % stromů dříve poškozených zvěří.

Tab. 12. Počet stromů dle přítomnosti hnilob a poškození spárkatou zvěří dle stanovišť.

Lesní půda			
<i>Poškození zvěří</i>			
		ano	Ne
<i>Kmenová</i>	ano	33	2
<i>hniloba</i>	ne	51	70

Zalesněná zemědělská půda			
<i>Poškození zvěří</i>			
		ano	Ne
<i>Kmenová</i>	ano	104	3
<i>hniloba</i>	ne	65	25

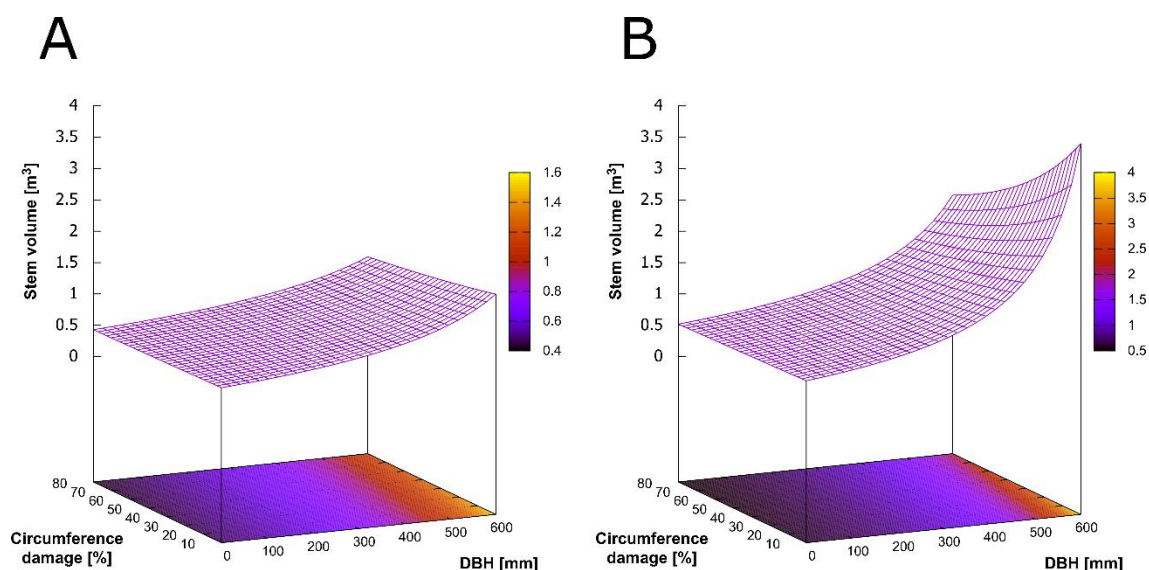
Rozvoj poškození hnilob způsobených kořenovníkem vrstevnatým (*Stereum sanguinolentum* [Alb. & Schw., Fr.]) v kmeni stromu je patrný z Obr. 12. Vstup infekce houbových patogenů se nachází v místě dřívějšího odstranění kůry jelenem evropským, hniloba se v kmeni dále šíří vertikálním směrem.



Obr. 12. Napadení smrku ztepilého kořenovníkem vrstevnatým po předchozím poškození kůry způsobeným jelenem evropským.

6.2.5. Modelování objemu stromů ve vztahu ke stanovišti a poškození zvěří

Použitý model popisuje 61 % variability dat objemu stromů. Všechny vybrané vysvětlující proměnné měly prokazatelný vliv na objem, který byl signifikantně ovlivněn procentem obvodového poškození kůry způsobeného jelenem evropským, což je patrné z následujícího obrázku (Obr. 13). Např. stromy s výčetní tloušťkou 60 cm s 60 % obvodovým poškozením kůry dosahovaly pouze 58 % objemu nepoškozených stromů. Rozdíly mezi objemem poškozených a nepoškozených stromů výrazně narůstaly s výčetní tloušťkou.



Obr. 13. Grafické zobrazení zobecněného lineárního modelu popisuje odhad objemu stromů na trvalé lesní půdě (A) v porovnání se zalesněnou zemědělskou půdou (B) ve vztahu k poškození borky jelenem evropským.

6.3. Mimoprodukční přínosy zalesňování zemědělské půdy – vybrané výsledky

V kapitole hodnotící mimoprodukční přínosy zalesňování zemědělské půdy jsou uvedeny dva tematické okruhy, které jsou zaměřeny na posouzení efektivity větrolamů a akumulaci uhlíku v nadložním humusu porostů rostoucích na zalesněné zemědělské půdě. Vybrané výsledky jsou uvedeny v níže popsaných, samostatně zpracovaných kapitolách.

6.3.1. Hodnocení efektivity větrolamů

Větrolamy rostoucí na TVP 1–6 byly nejprve hodnoceny z hlediska indexů biodiverzity. Na vybraných lokalitách se jednalo obecně o druhově středně bohaté až velmi bohaté větrolamy ($D = 0,488–0,796$). Různorodost dle indexu druhové heterogenity H' ukazuje na nízkou až středně bohatou biodiverzitu ($H' = 0,067–0,500$). Hodnoty indexu druhové vyrovnanosti se pohybovaly v relativně širokém rozmezí, což poukazuje na střední až vysokou biodiverzitu ($E = 0,044–0,718$). Obecně dosahoval z pohledu druhové diverzity nejvyšších hodnot větrolam na lokalitě Klapý (TVP 3K1 a 4K2), na druhé straně lokalita Středokluky ukazuje na velmi nízkou diverzitu.

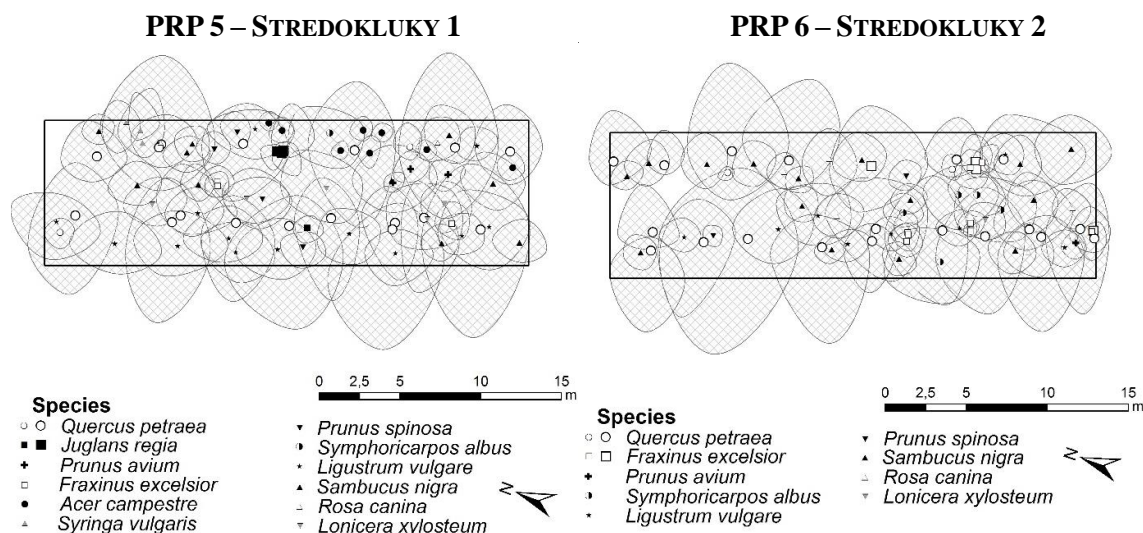
Hodnocení vertikální struktury dle Arten-profil indexu ukázalo na středně až silně rozrůzněné větrolamy na TVP Dobrovíz a Klapý ($Ap = 0,471–0,737$), větrolamy v lokalitě Středokluky byly výškově rozrůzněny relativně málo ($Ap = 0,155–0,498$). Zjištěná tloušťková diferenciacie struktury byla obecně na hodnocených lokalitách střední až vysoká ($TM_d = 0,334–0,618$). Pro výškovou diferenciaci byly vypočteny střední hodnoty indexů ($TM_h = 0,281–0,498$). Celková diverzita na TVP Dobrovíz a Středokluky značí nerovnoměrnou strukturu ($B = 7,885–8,765$), na TVP Klapý velmi různorodou strukturu ($B = 8,480–8,795$). Konkrétní hodnoty jsou uvedeny v Tabulce 13.

Tab. 13. Přehled indexů hodnotících biodiverzitu větrolamů na TVP 1-6 v roce 2016.

TVP	D (Mi)	H' (Si)	E (Pii)	Ap (Pri)	R (C&Ei)	TM _d (Fi)	TM _h (Fi)	B (J&Di)
1D1	0,574	0,239	0,342	0,480	1,191	0,334	0,283	8,129
2D2	0,698	0,283	0,364	0,471	1,009	0,408	0,327	8,765
3K1	0,500	0,500	0,718	0,737	1,018	0,399	0,281	9,560
4K2	0,795	0,393	0,465	0,498	0,945	0,448	0,351	9,316
5S1	0,796	0,034	0,044	0,155	1,080	0,618	0,498	8,093
6S2	0,488	0,067	0,111	0,348	1,022	0,442	0,373	7,885

Poznámka: D - index druhové bohatosti, H' - index druhové heterogenity, E - index druhové vyrovnanosti, Ap - Arten-profil index, R - agregační index, TM_d - index tloušťkové diferenciacie, TM_h - index výškové diferenciacie, B - index celkové porostní diversity

Horizontální struktura stromového patra byla hodnocena dvěma indexy, přičemž byla na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ zjištěna náhodná struktura ($R = 0,945–1,191$; $\alpha = 0,806–1,474$). Na lokalitě Středokluky (TVP 5S1 a 5S2) byla zjištěna tendence k pravidelnému rozmístění stromového patra ve vzdálenosti od 3 do 5 m (pravidelný rozestup řad stromů). Příklad zjištěné horizontální struktury je patrný z Obr. 14.



Obr. 14. Horizontální struktura stromového a keřového patra s vyobrazenou korunovou projekcí větrolamů na TVP v lokalitě Středokluky.

Srovnáním celkové porostní zásoby větrolamů byla zjištěna nejnižší zásoba na TVP 5S1 ($224 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$). Nejvyšší zásoba byla zjištěna v lokalitě Klapý. Na TVP 4K2 byla vypočtena zásoba $443 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$. V lokalitě Dobrovíz (1D1, 2D2) kolísala průměrná zásoba kolem cca $330 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$.

Prokazatelné rozdíly mezi větrolamy na jednotlivých lokalitách byly zjištěny z hlediska optické porozity ($F_{(2, 9)} = 59,7; p < 0,001$). V případě TVP 3K1 a 4K2 byl zjištěn prokazatelný rozdíl v rámci jedné lokality ($p < 0,01$). Signifikantně nejvyšší hodnoty optické porozity byly popsány pro větrolam Středokluky ($51 \% \pm 9 \text{ SD}$), na druhé straně nejnižší optická porozita byla vyhodnocena na lokalitě Klapý (3K1, 4K2; $27 \% \pm 6 \text{ SD}; p < 0,01$). Optická porozita zároveň prokazatelně koreluje s vertikální strukturou větrolamu rozděleného na 6 pater ($r = 0,42; p < 0,01$). Hodnoty korelace byly nejprokazatelnější na TVP 3K1 a 4K2 ($p < 0,001$), v případě TVP 5S1 a 6S2 tento trend nebyl zjištěn ($p > 0,05$). Obecně byly nízké hodnoty optické porozity zjištěny v nejnižším keřovém patře větrolamu ($15 \% \pm 11 \text{ SD}$), v dalších patrech byla již optická porozita velmi vyrovnaná ($41,7\text{--}45,3 \%$).

Zásadní hodnocenou charakteristikou byla rychlost větru na závětrné straně větrolamu. Rychlost větru se signifikantně zvyšovala s relativní vzdáleností (násobky horní výšky větrolamu) na závětrné straně ($r = 0,83; p < 0,001$), tzn. s narůstající vzdáleností od větrolamu klesala jeho účinnost. Nejvyšší účinnost stanovená rychlostí větru pomocí anemometrů byla zjištěna v lokalitě Klapý, na druhé straně nejnižší

schopnost redukce rychlosti větrných poryvů byla zjištěna v lokalitě Středokluky. Rozdíly v účinnosti větrolamů byly v řádech jednotek procent (9,7–15,0 %). Konkrétní hodnoty jsou uvedeny v Tabulce 14.

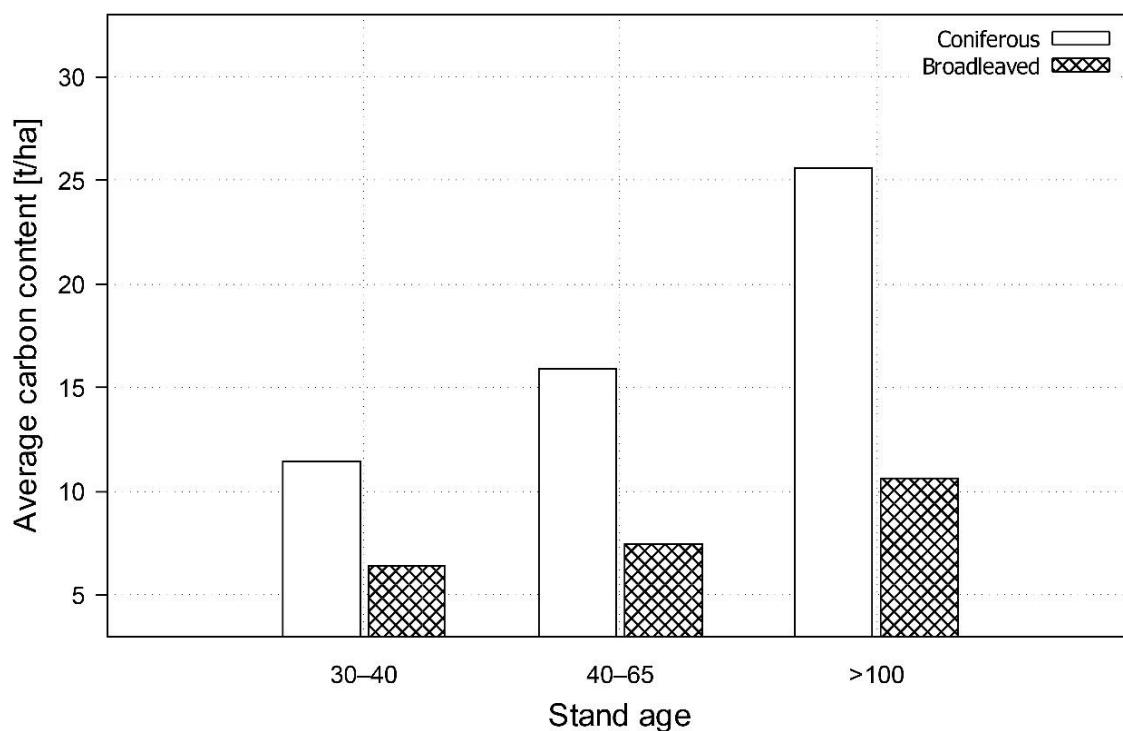
Tab. 14. Rychlost větru stanovená na základě měření v mimovegetační sezóně (listopad 2015 až březen 2017) v předem definovaných vzdálenostech od větrolamu.

Lokalita	Optická porozita (%)	Rychlost větru (m s ⁻¹)	Umístění anemometru / relativní rychlost větru v (%) ± SD			
			3H	6H	9H	12H
Dobrovíz	39	4,4-9,1	44,1 ± 12,4	47,4 ± 13,1	74,3 ± 11,7	79,6 ± 10,6
Klapý	27	4,5-7,4	41,2 ± 9,4	59,3 ± 1,9	68,0 ± 8,4	72,2 ± 9,1
Středokluky	51	4,5-6,3	50,9 ± 6,9	62,4 ± 10,1	79,4 ± 3,2	85,6 ± 2,3

Poznámka: Hodnoty na závětrné straně jsou udávány v procentech z rychlosti větru změřené na návětrné straně větrolamu.

6.3.2. Akumulace uhlíku v nadložním humusu

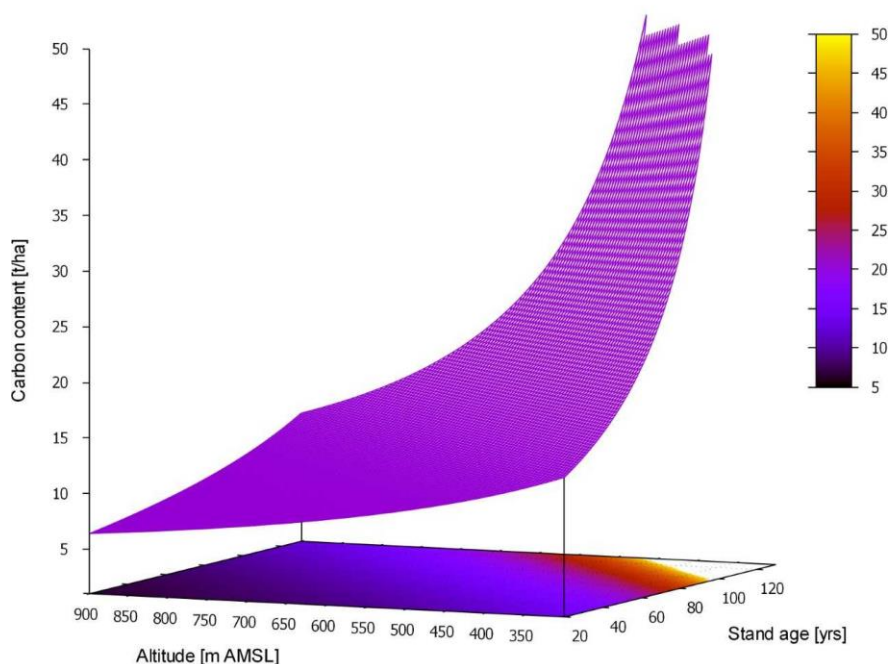
V případě hodnocení akumulace uhlíku v nadložním humusu byly nejprve hodnoceny možné rozdíly mezi porosty rostoucími na zalesněné zemědělské půdě v porovnání s trvalými lesními stanovišti. Rozdíl mezi akumulací uhlíku ve vztahu k předchozímu využití půdy nebyl signifikantní ($p = 0,97$), a proto nebyl tento parametr v následujícím hodnocení uvažován. Sekvestrace uhlíku byla dále hodnocena z pohledu základního rozdělení dřevin na jehličnany a listnáče. Tato charakteristika byla testována pomocí likelihood-ratio testu. Prokazatelně vyšší zásoba uloženého uhlíku ve vrstvě nadložního humusu byla zjištěna v porostech jehličnatých dřevin ($p = 0,0015$). Průměrnou zásobu akumulovaného uhlíku v porostech jehličnatých a listnatých dřevin popisuje Obr. 15.



Obr. 15. Průměrná zásoba uhlíku uloženého v nadložním humusu porostů listnatých a jehličnatých dřevin ve vztahu ke stáří porostů.

Pro stanovení trendu vývoje zásoby akumulovaného uhlíku v nadložním humusu byl sestaven model, který popisuje vývoj sekvestrovaného uhlíku ve vztahu k nadmořské výšce a věku porostů. „Likelihood-ratio“ test ukázal signifikantní vliv obou faktorů ($p = 0,02$ pro nadmořskou výšku a $p = 0,001$ pro stáří porostů). Vývoj akumulovaného uhlíku v nadložním humusu je patrný z Obr. 16.

Model response of carbon content to altitude and stand age



Obr. 16. Model vývoje zásoby uhlíku v nadložním humusu ve vztahu k nadmořské výšce a věku porostů.

7. Diskuse

7.1. Odrůstání výsadeb na zalesněné zemědělské půdě

Jedním z důvodů, proč jsou obecně hnojiva v lesnictví používána, je snížení mortality sazenic bezprostředně po výsadbě, tedy v prvním roce po zalesnění. Vlivu hnojiv na mortalitu výsadeb lesních dřevin se v minulosti věnovala řada studií (Barbeito et al., 2012; Erefur et al., 2008; Hytönen et al., 2017). S ohledem na mnohdy nepříznivé podmínky v rámci zalesňování bývalé zemědělské půdy je v některých případech vhodné tyto podmínky upravit pomocí různých variant přihnojení (Hatlapatková & Podrázský, 2011; Kupka et al., 2015). Převážně pozitivní vliv aplikace alginitu na mortalitu sazenic lesních dřevin byl na totožných lokalitách předběžně vyhodnocen již v prvním roce po výsadbě (Kupka et al., 2015; Tužinský et al., 2015).

Další důležitý parametr, kterým by měly sazenice pozitivně reagovat na aplikaci hnojiv, je výškový přírůst. V minulosti byly v případě snah o zvýšení hodnot přírůstu výsadeb lesních dřevin testovány různé typy hnojiv jako např. dřevěný popel či popel získaný z rašeliny. Tyto studie potvrdily pozitivní efekt na výškový přírůst v prvních letech po výsadbě. Vliv přihnojení byl však testován pouze na lesní půdě. Aplikace hnojiv byla většinou realizována na půdách či stanovištích, která byla pro úspěšné odrůstání kultur lesních dřevin nepříznivá (Erefur et al., 2008; Huotari et al., 2008; Kikamägi et al., 2014; Pärn et al., 2009).

Další látkou, testovanou pro hnojení lesních dřevin, byly odpadní kaly. Efektivita aplikace tohoto druhu hnojiva v kombinaci s přidáním dusíku byla potvrzena zvýšeným výškovým přírůstem dubu červeného na agrolesnických stanovištích v časovém úseku čtyř let po výsadbě (Ferreiro-Domínguez et al., 2011). Pozitivní vliv hnojení odpadními kaly na výškový přírůst výsadeb dubu červeného potvrdila také studie Rigueiro-Rodríguez et al. (2010).

Vliv aplikace alginitu na výškový přírůst byl doposud hodnocen pouze v prvním roce po výsadbě také s pozitivními výsledky, podobně, jako v případě odpadních kalů (Kupka et al., 2015; Tužinský et al., 2015). Vyhodnocení výškového přírůstu v časovém úseku tří let po výsadbě v obou zmiňovaných lokalitách však ukázalo nejednoznačný trend. V lokalitě „U Lomu“ byl statisticky prokázán pozitivní vliv na výškový přírůst pouze u javoru mléče a dubu červeného, a to jen v případě aplikace 0,5 kg alginitu (varianta B). V lokalitě „U Hnojště“ byl zjištěn signifikantně pozitivní vliv pouze v případě varianty B u borovice lesní. Varianta C se projevila prokazatelně pozitivně v případě výsadeb dubu a javoru. Tyto pozitivní výsledky je možné rámcově srovnat s přihnojením pomocí odpadních kalů (Ferreiro-Domínguez et al., 2011; Rigueiro-Rodríguez et al., 2010). Pozitivní vliv aplikace dalšího biologického prostředku Bio-Algeen tvořeného mořskými řasami na růst sazenic smrku ztepilého byl také prokázán v lesních školkách. Aplikace přípravku se mimo jiné projevila signifikantním nárůstem váhy celkové sušiny nadzemní části sazenic (Lorenc et al., 2016).

Prokazatelné rozdíly nebyly zjištěny v případě vyhodnocení nutričních hodnot v sušině asimilačního aparátu. Zjištěné hodnoty byly na všech variantách vyšší než doporučené rozmezí obsahu nutričních hodnot popsané dle práce Bergmanna (1993). Obsah živin v asimilačním aparátu je přitom jedním z hlavních faktorů, který zásadně

ovlivňuje růst lesních dřevin a který může růst limitovat (Šrámek et al., 2009; Truparová & Kulhavý, 2011; Vacek et al., 2009). Trend nárůstu hodnot byl patrný zejména v případě dusíku, který je klíčový pro nárůst celkové produkce biomasy rostlin (Peragón et al., 2015; Ring et al., 2013; Šrámek et al., 2009).

V případě výsadeb založených na zemědělské půdě je třeba aplikaci hnojiv pečlivě zvážit. Zalesňování zemědělské půdy by mělo být cíleno zejména na půdy ohrožené erozí, půdy se sníženou úrodností či půdy v podhorských až horských oblastech (Kolečka et al., 2017; Vacek, 2009). Využití hnojiv je v případě snižování mortality a lepšího odrůstání výsadeb lesních dřevin obecně používáno na stanovištích extrémního charakteru se zhoršenými půdními podmínkami (Clarke et al., 2018; Kohler et al., 2019; Vacek et al., 2019). V případě přihnojení výsadeb na zemědělské půdě alginitem bylo předpokládáno zlepšení vodního režimu půdy v bezprostředním okolí kořenů sazenic. Částečně pozitivní efekt popsáný v prvních letech po výsadbě (Kupka et al., 2015; Tužinský et al., 2015) nebyl v souhrnném hodnocení tříletého období jednoznačně potvrzen.

7.2. Charakteristiky smrkových porostů rostoucích na zemědělské půdě

Porosty smrku ztepilého, které byly v minulosti založeny na bývalé zemědělské půdě, jsou charakterizovány signifikantně vyšší produkcí v porovnání se srovnatelnými porosty rostoucími v obdobných klimatických a stanovištních podmínkách (Alriksson & Olsson, 1995; Podrázský et al., 2011; Vacek et al., 2009; Wall & Hytönen, 2005). Zalesněné zemědělské půdy jsou obecně charakterizovány vyšším obsahem přístupných živin, které jsou pro lesní dřeviny značným benefitem (Armolaitis et al., 2007; Falkengren-Grerup et al., 2006; Valtinat et al., 2008; von Oheimb et al., 2008). Nicméně vyšší produkce dřevní hmoty na zalesněné zemědělské půdě není způsobena pouze obsahem dostupných živin. Pro lesní dřeviny jsou příznivé také další vlastnosti dřívě zemědělské půdy, jako fyzikální vlastnosti (kapilární kapacita a provzdušnění půdních vrstev) či sorpční komplex a mikrobiální podmínky (Kacálek et al., 2009; Podrázský et al., 2011; Vopravil et al., 2014). Tyto popsání fyzikálně-chemické vlastnosti spolu se světelnými podmínkami pozitivně ovlivňují počáteční odrůstání výsadeb lesních dřevin na zalesněné zemědělské půdě v souvislosti s větším nárůstem

asimilačního aparátu. V úvahu je třeba vzít i skutečnost, že zemědělské půdy se většinou nacházely v příznivějších edafických a klimatických podmínkách než trvalá lesní stanoviště.

Naše zjištění jsou tak v souladu s dříve publikovanými pracemi. Vyhodnocení zásoby hroubí smrku ztepilého ukázalo na produkční potenciál porostů založených na zemědělské půdě, který byl v našem případě vyšší až o 65 %. Produkční potenciál je zároveň vyšší o cca 33 % v porovnání s růstovými tabulkami (Černý, 1995). Obdobné výsledky dokumentoval ve své práci také Podrázský et al. (2011) v oblasti Českomoravské vrchoviny ve smrkových porostech starých 50 let. Zde byla zásoba porostů na zemědělské půdě vyšší o cca 50 % v porovnání s růstovými tabulkami. Zároveň je nutné brát v úvahu hodnoty porostních charakteristik v kontextu pěstebních zásahů, které výčetní tloušťku a výšku stromů rostoucích na zemědělské půdě výrazně ovlivňují (Dušek & Slodičák, 2009). V námi hodnocených porostech byly hodnoty průměrné výčetní tloušťky, výšky a kruhové základny výrazně vyšší (výčetní tloušťka: 33,5 cm vs. 41,3 cm; výška: 22,5 m vs. 29,7 m; kruhová základna 49,3 m² ha⁻¹ vs 62,4 m² ha⁻¹).

Hodnocená horizontální struktura stromového patra byla ve většině případů náhodná. Výjimku tvořily TVP 6 a 12 na bývalé zemědělské půdě, na těchto zkusných plochách byla zjištěna agregovaná struktura. Obdobné výsledky byly v případě smrkových porostů publikovány již v minulosti (Králíček et al., 2017; Vacek et al., 2014). Dříve hodnocené smrkové porosty rostoucí na zemědělské půdě měly spíše pravidelnou strukturu, což je dáno cíleným zalesněním s větším pravidelným sponem sazenic a následným menším počtem výchovných zásahů (Vacek et al., 2009). Horizontální struktura je tedy jednoznačně ovlivňována pěstebními zásahy (Zahradník et al., 2010). Stejně tak může být do značné míry pozměněna vlivem spárkaté zvěře (Vacek, 2017). Jelenovití často negativně působí na lesní porosty v početných skupinách (Coulson et al., 1997; Plante et al., 2004), což přímo souvisí s agregovaným rozložením škod v lesních porostech (Havránek et al., 2018).

Značný výskyt poškození zvěří v hodnocených porostech (celkem poškozeno 85,8 % stromů rostoucích na zemědělské půdě a 53,8 % stromů na původně lesních stanovištích) je možné do určité míry vysvětlit masivním rozsahem zalesňovacích prací v krátkém časovém období 50. let 20. století. V těchto letech byly založeny rozlehlé, stejnověké smrkové monokultury (Špulák & Kacálek, 2011). Tyto porosty svým

charakterem dostupných krytových možností do značné míry omezily efektivní lov spárkaté zvěře, která se ve větším počtu objevila až po 2. světové válce. Výskyt škod zároveň ovlivnilo také druhové složení porostů. Smrk ztepilý je jednou z nejčastěji poškozovaných dřevin loupáním a ohryzem kůry působeným spárkatou zvěří (Gill, 1992; Vospernik, 2006; Welch et al., 1997).

Vliv poškození zvěří na růst jednotlivých stromů výrazně ovlivňuje růstové parametry. Vstup houbových patogenů a následná snížená stabilita a produkce je ovlivněna velikostí způsobené rány na kmeni (Čermák et al., 2003; Scott, 1998; Welch et al., 1987), která může činit desítky až stovky cm² (Čermák et al., 2004, 2003). Rozsah poškození je dán mnoha faktory, jako je věk porostů, klimatické podmínky, roční období a chování jednotlivých druhů spárkaté zvěře (Vasiliauskas et al., 1996; Vasiliauskas & Stenlid, 1998). Poškození stromu kmenovou hnilobou souvisí nejenom s rozsahem poškození, ale také s růstovou fází, ve které k loupání či ohryzu došlo. Dříve způsobené poškození se následně projeví větším rozsahem infekce kmene houbovými patogeny (El Atta & Hayes, 1987; Roll-Hansen & Roll-Hansen, 1980). Hniloba pak může v kmeni vystupovat až do výšky několika metrů v závislosti na věku porostu a době poškození (Čermák et al., 2011). Rozsah hniloby v 59letých porostech rostoucích na zalesněné půdě činil dle Vacka v průměru 4,2 m v rozmezí od cca 1 do 9 metrů (dosud nepublikovaná data). Rozvoj hniloby v kmeni poškozeného stromu přímo souvisí nejenom s již zmíněnou stabilitou porostů, ale také se sníženou produkcí, kvalitou dřevní hmoty a následnými ekonomickými ztrátami, které je možné v širším měřítku vyčíslit pouze rámcově. Celkové ekonomické ztráty způsobené *Heterobasidion* spp. byly např. na území Skandinávie stanoveny v rozsahu 0,5–1 miliardy €/rok (Rönnerberg et al., 2013)

V případě námi hodnocených porostů v oblasti Orlických hor byla zjištěna vysoká míra přítomnosti kmenových hnilob u stromů, které byly v minulosti poškozeny zvěří. Dříve poškozené stromy bez přítomnosti hniloby v kmeni byly v zájmovém území objeveny pouze výjimečně (2 stromy na bývalé zemědělské půdě a 3 stromy na trvalé lesní půdě). Přítomnost houbových patogenů v dříve poškozených stromech je v souladu s údaji dalších autorů (Vasiliauskas & Stenlid, 1998; Vospernik, 2006). Přibližně 80 % poškozených jedinců smrku ztepilého bylo napadeno kořenovníkem vrstevnatým v oblasti ruské Tajgy (Smirnov, 1981). Obdobné poznatky byly popsány také v polské části Krkonoš (Domanski, 1996). Stromy jsou loupáním a ohryzem kůry

poškozovány nejčastěji ve věku 20–40 let (Eckmüllner, 1985). Podobné stáří porostů popisuje také Gill et al. (2000), podle jehož zjištění jsou porosty nejčastěji poškozovány ve věku 18–38 let. Další autoři popisují kratší časový úsek rozmezí stáří porostů mezi 15–30 lety, tento věk je z důvodu vzniku škod zvláště problematický (Čermák et al., 2004; Koltzenburg, 1985).

Podle dříve publikovaných zjištění dosahují porosty poškozené loupáním a ohryzem spárkatou zvěří pouze 70–95 % zpeněžitelné hodnoty v porovnání s porosty nepoškozenými (Eidmann, 1952). Na tomto rozmezí se autoři shodují, např. Šafránek et al. (2016) popisuje velmi podobné zpeněžení v rozmezí 73–92 % hodnoty nepoškozeného porostu. Srovnání však ve většině případů neuvažuje ztráty na produkci dřevní hmoty.

Z pohledu vlivu klimatických faktorů byl zjištěn prokazatelný vliv srážkového úhrnu a průměrných teplot na radiální přírůst smrku ztepilého ve vztahu k předchozímu poškození zvěří a typu stanoviště. V Orlických horách mohou být nízké teploty limitujícím faktorem radiálního přírůstu stejně tak, jako v jiných podhorských až horských oblastech Evropy (Kralíček et al., 2017; Mäkinen et al., 2002; Meyer & Bräker, 2001). Podle našich zjištění byly stromy rostoucí na trvalé lesní půdě více náchylné k výkyvům díky působení klimatických faktorů v porovnání s lesními stanovišti založenými na bývalé zemědělské půdě. Tyto rozdíly je možné do určité míry vysvětlit nižšími hodnotami přístupných živin na trvalých lesních půdách (Vacek et al., 2009). Stromy s vyšším rozsahem obvodového poškození a následným rozvojem kmenové hniloby byly obecně více citlivé na nedostatek srážek. Obdobně průkazný vliv srážek na radiální přírůst poškozených stromů ve srovnání se zdravými byl popsán také ve Švýcarsku (Meyer & Bräker, 2001).

Zjištěné výsledky jednoznačně potvrdily negativní vliv dříve způsobeného poškození zvěří ve smrkových porostech na obou typech hodnocených stanovišť. Výše popsané poškození je v České republice působeno zejména jelenovitými. Dříve publikované údaje připisují největší podíl škod působených loupáním a ohryzem kůry jelenu evropskému (přibližně ze 76 %), další část způsobuje muflon, jelen sika a daněk skvrnitý (Fanta, 1983). Škody působené jelenem evropským jsou v České republice zásadním problémem zejména v jehličnatých porostech (Čermák & Strejček, 2007). Vysokou míru poškození je možné vysvětlit narůstající početností populací spárkaté zvěře včetně jelena evropského, a to nejenom pomístně (Cukor et al., 2017;

Vala & Ernst, 2011), ale také v rámci celého území České republiky (FMI, 2017). Škody na lesních porostech související s nárůstem početnosti kopytníků jsou také popisovány v řadě dalších evropských zemí (Baltzinger et al., 2016; Heinze et al., 2011; Månsson & Jarnemo, 2013; Reimoser, 2003).

7.3. Hodnocení efektivity větrolamů

Z hlediska druhové bohatosti dřevinné složky je možné popsat hodnocené větrolamy jako druhově středně bohaté až velmi bohaté. Podobné výsledky druhové diverzity uvádí z oblasti jižní Moravy Kolibáčová (2000) a Tichá (2009). Tyto studie uvádějí v některých případech dokonce větší diverzitu zastoupených dřevinných druhů podobně jako Mužíková & Jareš (2010). Vysoká druhová diverzita je dána do jisté míry dlouhodobou tradicí větrolamů v oblasti jižní Moravy (Šanovec, 1948). Naproti tomu nižší druhová diverzita byla popsána v podmínkách USA (Brandle et al., 2004; Stoecker, 1962), kde jsou větrolamy často tvořeny pouze jedním druhem dřeviny (Lee et al., 2010). V České republice jsou pro výsadbu větrolamů také mnohem častěji používány listnaté dřeviny (Mužíková & Jareš, 2010; Tichá, 2009). Jiná situace je například v Severní Americe a v Kanadě, kde jsou větrolamy mnohdy složeny výhradně z jehličnatých dřevin (Brandle et al., 2004; Lee et al., 2010; Lin et al., 2007). Pro srovnání indexů biodiverzity větrolamů nebylo možné vyhledat žádné porovnatelné hodnoty, jelikož jim v doposud publikované literatuře nebyla věnována dostatečná pozornost.

Při porovnání jednotlivých indexů biodiversity měl typ větrolamu v námi provedené studii signifikantní efekt na jeho strukturu a diverzitu, což je zejména u struktury ovlivněno šíří studovaných větrolamů. Tuto skutečnost je proto třeba brát v úvahu při budoucí výsadbě jednotlivých typů větrolamů v daných stanovištních podmínkách. Víceřadé větrolamy jsou v České republice běžné (Mužíková & Jareš, 2010; Tichá, 2009), naproti tomu v zahraničí jsou často vysazovány pouze jednořadé větrolamy (Lin et al., 2007; Santiago et al., 2007; Tamang et al., 2010; Van Thuyet et al., 2014). Obecně jsou větrolamy s více než dvěma řadami považovány za efektivnější (Bitog et al., 2012).

Pro budoucí výsadbu větrolamů je třeba optimalizovat strukturu sítě z ekologických i ekonomických hledisek (Pasák, 1970; Tichá, 2009). Výhodná je zejména uzavřená, čtyřúhelníková síť s delšími stranami, tvořenými hlavními větrolamy

kolmo na směr převládajících větrů a vedlejšími příčnými větrolamy k zachycení bočně vanoucích větrů (Fekete, 1961). Odstupová vzdálenost hlavních větrolamů se řídí účinností vyspělého větrolamu a typem půdy. Na suchých a výsušných půdách je to 300–400 m, na hlinitých půdách 500–600 m. Vedlejší pásy mohou být od sebe vzdáleny až 1000 m (Fekete, 1961; Heisler & Dewalle, 1988; Holý, 1978). Minimální šířka hlavních pásů větrolamů je uváděna v rozmezí od 8 do 11 m (Cablík & Jůva, 1963), v polohách s prašnými bouřemi až 16 m, přičemž větrolam, vysoký při plně vzrostlých dřevinách až 25 m, by měl být složen z 5 až 7 řad stromů, případně z 9 až 11 řad stromů. Při zakládání větrolamů se volí rozstup řad minimálně 1,5–2 m a vzdálenosti sazenic 0,7–1,5 m, a to podle druhu vysazované dřeviny a vyspělosti sadebního materiálu (Heisler & Dewalle, 1988; Pasák, 1970).

Horizontální struktura stromového patra je podle zjišťovaných indexů a *L*-funkce v námi provedené studii náhodná. Náhodné až pravidelné rozmístění stromů ve větrolamech z jižní Moravy uvádí také Tichá (2009). Stromové patro ve větrolamu reprezentuje převážnou část produkčního potenciálu. Námi stanovená zásoba čtyř až pětiřadých větrolamů dosahovala ve věku 66 let až cca 450 m³. ha⁻¹, tyto zjištěné hodnoty jsou srovnatelné s údaji z dalších studií (Brandle et al., 1992; 2004).

Signifikantně nejvyšší optická porozita byla určena u větrolamu v lokalitě Středokluky (51 %), naopak nejnižší optická porozita byla zjištěna u větrolamu Klapý (27 %). Optická porozita v našem případě signifikantně pozitivně koreluje s vertikální strukturou (rozdělení na 6 pater) větrolamu ($r = 0,42$). Podobné výsledky porozity větrolamů byly zjištěny také při měření na jihovýchodě České republiky (Mužíková & Jareš, 2010). Obdobné hodnoty porozity (20 až 50 %) byly zjištěny například také u větrolamů hodnocených v Číně (Yang et al., 2017). Jedná se tedy o standardní hodnoty pro toto srovnávané kritérium. Obvykle jsou však doporučovány hodnoty na zjištěné horní hranici, tedy v rozmezí 40–50 % (Podhrázská, 2011). Toto rozmezí je považováno za nejvíce efektivní z hlediska zmírnění nárazů větru (Brandle et al., 2004; Yang et al., 2017). Obdobnou optickou porozitu dokládají také další autoři (Cleugh & Hughes, 2002; Forman & Gordon, 1986), kteří považují středně porézní větrolamy za optimální. Porozitu větrolamu ovlivňuje více faktorů, jako počet řad, jejich vzdálenost, výšková diferenciacce, hustota olistění a větvení, které je dáno použitými dřevinami tvořícími větrolam. Porozitu je možné snížit kombinací různých druhů dřevin s různou stavbou koruny tak, aby byl větrolam co nejméně náchylný vůči poryvům větru (Van

Thuyet et al., 2014). Porozita se zvyšuje také v důsledku opadu listů, mění se tak v průběhu ročních období (Gardiner et al., 2006; Heisler & Dewalle, 1988; Mužíková & Jareš, 2010). Nespornou výhodou mají v tomto ohledu jehličnaté dřeviny (Lee et al., 2010; Lin et al., 2007). Z našich poznatků, ale i z práce dalších autorů (Vigiak et al., 2003) vyplývá velmi obtížné stanovení aerodynamické porozity z důvodu její značné variability v průběhu měření. Proto se častěji používá optická porozita na základě digitalizovaných fotografií větrolamů (Středová et al., 2012).

Optická porozita je jednou z nejdůležitějších charakteristik, které se na snížení rychlosti větru podílejí. Prokazatelné hodnoty korelace mezi optickou porozitou a snížením rychlosti větru uvádí např. Řeháček et al. (2017). V naší práci byl z pohledu redukce rychlosti na závětrné straně větrolamu nejlépe hodnocen větrolam v lokalitě Klapý, který je popisován jako čtyř až pěťřadý. Naopak nejmenší vliv na snížení rychlosti větru byl zjištěn v lokalitě Středokluky, tedy u dvouřadého větrolamu. Vliv větrolamů na redukcii rychlosti větru byl zjištěn ve všech měřených vzdálenostech na závětrné straně větrolamu, tedy i ve vzdálenosti 12H, což neodpovídá některým dříve publikovaným výsledkům (Wu et al., 2013). Na druhé straně Brandle (Brandle et al., 2004) popisuje snížení rychlosti větru ve vzdálenosti 12H až o 55 %.

7.4. Akumulace uhlíku v nadložním humusu porostů na zemědělské půdě

Nejvýraznějším faktorem, který odlišuje zemědělské půdy od trvalých lesních stanovišť je nulový výskyt nadložního humusu (Torreano, 2004). Značná část akumulovaného uhlíku je po zalesnění zemědělské půdy soustředěna právě do nadložních vrstev, které se postupně vytvářejí opadem zejména asimilačního aparátu lesního porostu. Jeho formování a akumulace je znatelná již v mladých porostech (Bartoš & Kacálek, 2011). V bezprostřední fázi po zalesnění zemědělské půdy dochází nejprve k mírnému poklesu uhlíku vázaného v povrchových půdních horizontech. V dalších letech se již zásoba pouze zvyšuje, nárůst sekvestrovaného uhlíku vázaného v organické složce půdy na zalesněných nelesních půdách je následně postupně dokumentován se stoupajícím věkem porostu, a tedy s narůstající akumulací nadložního humusu (Laganière et al., 2010; Segura et al., 2016).

Popisovaný trend zvyšující se zásoby akumulovaného uhlíku se stoupajícím věkem potvrdil také námi zkonstruovaný model, který vykresluje stoupající zásobu uhlíku v porostech až do přibližného stáří sta let, tedy do věku porostů, pro které bylo možné získat dostatečné množství dříve publikovaných dat. Ze zpracovaných údajů dále vyplynula srovnatelná hodnota sekvestrace uhlíku pro lesní a zalesněné zemědělské půdy, respektive zde nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly ve vztahu k věku porostů. Dalším faktorem, který zásobu uhlíku v nadložním humusu výrazně ovlivnil, byla nadmořská výška. Se stoupající nadmořskou výškou zásoba uhlíku dle našeho modelu pozvolna klesala. Odlišné výsledky byly zjištěny v Německu, zde byla ve vyšších nadmořských výškách dokumentována zvýšená zásoba uhlíku uloženého v nadložním humusu v horských stanovištích s nízkými hodnotami organické půdní vrstvy (Grüneberg et al., 2014; Wiesmeier et al., 2013). Námi zkonstruovaný model nezahrnuje vysloveně horské polohy, ve kterých by mohl být vliv nadmořské výšky na zvyšování zásoby nadložního humusu patrný. Vliv jednotlivých dřevin nebyl statisticky testován. Jehličnaté dřeviny však akumulují vesměs více nadložního humusu (Grüneberg et al., 2014; Schulp et al., 2008; Wiesmeier et al., 2013) a z tohoto důvodu mají v této půdní vrstvě mnohdy také větší zásobu akumulovaného uhlíku (Kupka et al., 2013; Menšík et al., 2009a; Podrázský & Remeš, 2010). Podle histogramu rozdílů námi vypracovaný model dobře popisuje zásobu uhlíku v nadložním humusu pro smrk ztepilý, ale platí i pro ostatní hodnocené dřeviny, které nemohly být pro nízký počet záznamů detailněji testovány.

Mezi další faktory, které mohou zásobu akumulovaného uhlíku v nadložním humusu ovlivnit, patří různé způsoby lesnického hospodaření, z části předchozí využití půdy, charakter stanoviště, disturbance, probírkové zásahy, hnojení, vápnění, lesní požáry a klimatické pásmo, ve kterém se dané stanoviště nachází (Grüneberg et al., 2014; Laganière et al., 2010; Schulp et al., 2008; Segura et al., 2016). Tyto okolnosti však nebyly v našem zobecněném modelu, který vychází z již publikovaných dat zohledňovány, a to z důvodu nízkého množství dat, která jsou pro region České republiky dostupná. Je tedy zřejmé, že zalesňování nelesních půd mimo přínosů v lokálním měřítku zároveň přispívá ke zvýšení zásoby uhlíku akumulovaného v nadložním humusu v řádu jednotek až desítek tun na hektar. Tato skutečnost může mít ve výsledku v případě zalesnění dostatečně velkých ploch prokazatelný vliv na globální bilanci uhlíku (Paul et al., 2002). I proto je důležité v zalesňování zemědělských půd

pokračovat nejenom na pro lesní dřeviny vhodných stanovištích, ale také na méně příznivých lokalitách. Zde je možné výsadby podpořit různými druhy hnojení a dalšími opatřeními směřujícími k lepšímu růstu a ujmavosti sazenic (Kuneš et al., 2009; Podrázský et al., 2003; Tužinský et al., 2015).

8. Závěr a doporučení pro praxi

Řešená problematika výzkumu a následného hodnocení výsadeb rostoucích na zalesněné zemědělské půdě je originální zejména z pohledu komplexního zpracování zdánlivě nesourodých témat. Poslední desetiletí a zejména poslední roky dávají lesnickému sektoru jednoznačný signál, který směřuje ke snížení významu produkční funkce lesních porostů a zaměřuje se na ekosystémové pojetí lesnictví. I proto budou nabývat na významu témata akcentující sekvestraci uhlíku či omezení větrné eroze v krajině. Publikované výsledky disertační práce by měly k této velice aktuálnímu problematice přispět a dále ji rozvíjet.

Nově zakládané porosty na nelesních půdách je nezbytné zalesňovat v lokalitách, které svým charakterem odpovídají požadavkům dlouhodobé strategie Evropské unie. V kontextu České republiky se jedná o podhorské až horské oblasti s vysokým rizikem ohrožení erozí. Nepříznivé půdní podmínky nelesních půd je možné upravit různými variantami přihnojení, nicméně aplikace alginitu neprokázala jednoznačně pozitivní vliv na mortalitu a výškový přírůst výsadeb. Pro zalesňování nelesních půd bude tedy nutné hledat další alternativy možné podpory růstu vysazených lesních dřevin.

Hodnocení smrkových porostů v růstové fázi kmenovin rostoucích na zalesněné zemědělské půdě ve vyšších nadmořských výškách ukázalo na vysoké hodnoty celkové zásoby dřevní hmoty. Produkce je však na těchto stanovištích do značné míry ovlivněna přítomností houbových patogenů. Kvalita a průměrný objem stromů prokazatelně ovlivňuje také předchozí poškození spárkatou zvěří. Stromy s dosud patrným obvodovým poškozením v rozsahu $> 1/3$ obvodu kmene mají signifikantně nižší hodnoty měřených růstových charakteristik. Takto poškozené stromy jsou zároveň náchylné ke klimatickým výkyvům, což v kombinaci s houbovými patogeny výrazně snižuje stabilitu porostů. Proto je nanejvýše nutné značně poškozené jedince z porostů přednostně odstraňovat již při výchovných zásazích. Neodvratná bude tedy i rychlá obnova výrazně poškozených a nestabilních porostů.

Vzhledem k postupující klimatické změně a intenzifikaci zemědělského hospodaření budou v následujících letech nabývat na významu protierozní opatření, mezi která je možné řadit výsadby větrolamů v otevřené zemědělské krajině. Jejich efektivita velmi úzce souvisí s optickou porozitou. V podmínkách České republiky, kde je větrnou erozí ohroženo více než 22 % zemědělských půd, se vyskytují výhradně větrolamy složené z listnatých dřevin. Hodnoty optické porozity se v těchto větrolamech výrazně snižují v mimovegetační sezóně z důvodu opadu asimilačního aparátu. Větrná eroze se však v mimovegetačním období jeví jako mimořádně problematická. V tomto období jsou navíc větrnou erozí při promrznutí ohroženy zrnitostně těžké půdy. Pro budoucí období se tedy nabízí alternativa zakládat víceřadé větrolamy v kombinaci s řadami jehličnatých dřevin, což by mělo zajistit vyšší schopnost redukce rychlosti větru v průběhu celého roku.

Jehličnaté dřeviny je možné využít v rámci zalesňování nelesních půd také z hlediska akumulace uhlíku vázaného v nadložním humusu. Množství akumulovaného uhlíku v nadložním humusu je v porostech jehličnatých dřevin v mýtním věku zhruba dva a půl krát vyšší v porovnání s listnatými dřevinami. Porosty tvořené jehličnatými dřevinami jsou však zejména v posledních letech ohroženy biotickými i abiotickými faktory, které způsobují postupný rozpad především smrkových porostů v různých růstových fázích.

Tyto bezprecedentní události nám však zároveň poskytují možnost relativně rychle upravit druhové složení vysoce labilních nesmíšených smrkových porostů směrem k porostům stabilnějším a vzhledem k aktuálním stanovištním a ekologickým poměrům vhodně smíšeným. Z tohoto důvodu lze pak výsledky přeložené disertační práce jednoznačně považovat za aktuální a jejich další rozvíjení je velmi potřebné.

9. Seznam použitých zkratek

Ah	anhydromorfní lesní humusový horizont
ANOVA	analýza rozptylu
AOPK	Agentura ochrany přírody a krajiny
Ap	Arten-profil index
B	index celkové porostní diverzity
C	uhlík
Ca	vápník
CBP	celkový běžný přírůst
CC	stupeň zápoje
CPA	plocha korunových projekcí
CPP	celkový průměrný přírůst
ČZU	Česká zemědělská univerzita
D	Marfaletův index druhové bohatosti
DBH	výčetní tloušťka
E	Pielouův index druhové vyrovnanosti
FAO	Organizace pro výživu a zemědělství
FLD	Fakulta lesnická a dřevařská
G	výčetní kruhová základna
GLM	zobecněný lineární model
GLMM	zobecněný lineární smíšený model
GPS	globální polohový systém
h	výška stromu
H	výška větrolamu
H'	Shannonův index druhové heterogenity
HDR	štíhlostní kvocient
HSD test	test významných rozdílů
CHKO	chráněná krajinná oblast
IFER	Ústav pro výzkum lesních ekosystémů
K	draslík
L	závětrná strana větrolamu
Mg	hořčík
N	počet stromů

p	p-hodnota
P	fosfor
PCA	analýza hlavních komponent
pH	vodíkový exponent
PLO	přírodní lesní oblast
R	Clark-Evansův agregační index
r	Pearsonův korelační koeficient
SD	směrodatná odchylka
SDI	index hustoty porostu
t	věk porostu
TM _d	Füldnerův index tloušťkové diferenciacce
TM _h	Füldnerův index výškové diferenciacce
TVP	trvale výzkumná plocha
U	hodnota redukce rychlosti větru
UL	hodnota rychlosti větru na návětrné straně
UW	hodnota rychlosti větru na závětrné straně
USA	Spojené státy americké
ÚHÚL	Ústav pro hospodářskou úpravu lesů
v	objem středního kmene
V	zásoba porostu
W	návětrná strana větrolamu
α	Pielou-Montfordův index nenáhodnosti

10. Reference

- Ahlén, I., 1965. Studies on the red deer, *Cervus elaphus* L., in Scandinavia. Stud. red deer, *Cervus elaphus* L., Scand. 3, 89–176.
- Ahmed, I.U., Smith, A.R., Jones, D.L., Godbold, D.L., 2016. Tree species identity influences the vertical distribution of labile and recalcitrant carbon in a temperate deciduous forest soil. For. Ecol. Manage. 359, 352–360. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.018>
- Allikmäe, E., Laarmann, D., Korjus, H., 2017. Vitality assessment of visually healthy trees in Estonia. Forests 8. <https://doi.org/10.3390/f8070223>

- Alriksson, A., Olsson, M.T., 1995. Soil changes in different age classes of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) on afforested farmland. *Plant Soil* 168, 103–110.
- Anděl, J., 1998. *Statistické metody*. Matfyzpress, Praha.
- Andivia, E., Rolo, V., Jonard, M., Formánek, P., Ponette, Q., 2016. Tree species identity mediates mechanisms of top soil carbon sequestration in a Norway spruce and European beech mixed forest. *Ann. For. Sci.* 73, 437–447. <https://doi.org/10.1007/s13595-015-0536-z>
- AOPK, 2014. Plán péče o CHKO Orlické hory na období 2015 – 2024.
- Armolaitis, K., Aleinikoviene, J., Baniuniene, A., Lubyte, J., Zekaite, V., 2007. Carbon sequestration and nitrogen status in Arenosols following afforestation or following abandonment of arable land. *Balt. For.* 13, 169–178.
- Augusto, L., De Schrijver, A., Vesterdal, L., Smolander, A., Prescott, C., Ranger, J., 2015. Influences of evergreen gymnosperm and deciduous angiosperm tree species on the functioning of temperate and boreal forests. *Biol. Rev.* 90, 444–466. <https://doi.org/10.1111/brv.12119>
- Baláš, M., Kuneš, I., Nárovcová, J., 2016. Zkušenosti s použitím přenosného motorového jamkovače při zakládání lesa - Experience with the use of earth auger for tree planting. *Zpravy Lesn. Vyzk. - Reports For. Res.* 61, 262–270.
- Baltzinger, M., Mårell, A., Archaux, F., Pérot, T., Leterme, F., Deconchat, M., 2016. Overabundant ungulates in French Sologne? Increasing red deer and wild boar pressure may not threaten woodland birds in mature forest stands. *Basic Appl. Ecol.* 17, 552–563. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.04.005>
- Barbeito, I., Dawes, M.A., Rixen, C., Senn, J., Bebi, P., 2012. Factors driving mortality and growth at treeline: A 30-year experiment of 92 000 conifers. *Ecology* 93, 389–401. <https://doi.org/10.1890/11-0384.1>
- Bartoš, J., Kacálek, D., 2011. Produkce mladých porostů první generace lesa na bývalé zemědělské půdě. *Zpravy Lesn. Vyzk. - Reports For. Res.* 56, 118–124.
- Bartoš, J., Kacálek, D., Dušek, D., Novák, J., Leugner, J., 2015. Výškový růst třešně ptačí ve smíšených juvenilních porostech na bývalých zemědělských půdách. Height growth of wild cherry in mixed juvenile stands on former agricultural soils. *Zpravy Lesn. Vyzk.* 60, 249–255.

- Bartoš, J., Petr, T., Kacálek, D., Černohous, V., 2006. Dřevoprodukční funkce porostů první generace lesa na zemědělských půdách., in: Praze, F.Č. v (Ed.), Zalesňování Zemědělských Půd, Výzva pro Lesnický Sektor. Kostelec nad Černými lesy, pp. 81–88.
- Bartoš, J., Šach, F., Kacálek, D., Černohous, V., 2007. Ekonomické aspekty druhového složení první generace lesa na bývalé zemědělské půdě. Tree species composition of first-generation forest on afforested agricultural land from economical viewpoint. *Zpravy Lesn. Vyzk. - Reports For. Res.* 52, 11–17.
- Baumann, M., Kuemmerle, T., Elbakidze, M., Ozdogan, M., Radeloff, V.C., Keuler, N.S., Prishchepov, A. V., Kruhlov, I., Hostert, P., 2011. Patterns and drivers of post-socialist farmland abandonment in Western Ukraine. *Land use policy* 28, 552–562. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2010.11.003>
- Behringer, W., 2010. *Kulturní dějiny klimatu.*, 1. vydání. ed. Nakladatelství Ladislav Horáček – Paseka, Praha.
- Berger, T.W., Berger, P., 2012. Greater accumulation of litter in spruce (*Picea abies*) compared to beech (*Fagus sylvatica*) stands is not a consequence of the inherent recalcitrance of needles. *Plant Soil* 358, 349–369. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1165-z>
- Bergmann, W., 1993. *Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen.* Gustav Fischer Verlag, Jena, Germany.
- Bezák, P., Mitchley, J., 2014. Drivers of change in mountain farming in Slovakia: From socialist collectivisation to the Common Agricultural Policy. *Reg. Environ. Chang.* 14, 1343–1356. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0580-x>
- Biondi, F., Waikul, K., 2004. DENDROCLIM2002: A C++ program for statistical calibration of climate signals in tree-ring chronologies. *Comput. Geosci.* 30, 303–311. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2003.11.004>
- Bitog, J.P., Lee, I.B., Hwang, H.S., Shin, M.H., Hong, S.W., Seo, I.H., Kwon, K.S., Mostafa, E., Pang, Z., 2012. Numerical simulation study of a tree windbreak. *Biosyst. Eng.* 111, 40–48. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2011.10.006>
- Boja, N., Boja, F., Darau, A., 2013. Influence of the resistance to penetration and shearing on the execution steps of the holes for planting saplings. *Research Journal of Agricultural Science*, 45, 30–37.

- Bradshaw, R.H.W., 2004. Past anthropogenic influence on European forests and some possible genetic consequences. *For. Ecol. Manage.* 197, 203–212. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.05.025>
- Brandle, J.R., Hodges, L., Zhou, X.H., 2004. Windbreaks in North American agricultural systems. *Agrofor. Syst.* 65–78.
- Brandle, J.R., Johnson, B.B., Akeson, T., 1992. (1992) Field windbreaks: are they economical? *J Prod Agric* 5:393–398. *J. Prod. Agric.* 5, 393–398.
- Cablík, J., Jůva, K., 1963. Protierozní ochrana půdy. Praha, SZN. Státní zemědělské nakladatelství, Praha.
- Cadenasso, A.M.L., Pickett, S.T.A., 2000. Linking Forest Edge Structure to Edge Function : Mediation of Herbivore Damage. *J. Ecol.* 88, 31–44.
- Callesen, I., Raulund-Rasmussen, K., Jrgensen, B.B., Kvist-Johannsen, V., 2006. Growth of beech, oak, and four conifer species along a soil fertility gradient. *Balt. For.* 12, 14–23.
- Campbell, J.E., Lobell, D.B., Genova, R.C., Field, C.B., 2008. The Global Potential of Bioenergy on Abandoned Agriculture Lands. *Environ. Sci. Technol.* 42, 5791–5794. <https://doi.org/10.1021/es800052w>
- Carcaillet, C., Akmquist, H, Asnog, H., Bradshaw, R.H.W., Carrion, J., Gaillard, M., Gajewski, K., Haas, J.N., Haberle, S.G., Carri, J.S., Hadorn, P., M, S.D., Stedingk, H. Von, Stevenson, A.C., Talon, B., Tardy, C., Tinner, W., Tryterud, E., Wick, L., Willis, K.J., 2002. Holocene biomass burning and global dynamics of the carbon cycle. *Chemosphere* 49, 845–863.
- Carlowitz, H.C., 2013. *Sylvicultura oeconomica*. oekom, München.
- Čermák, P., Glogar, J., Jankovsky, L., 2004. Damage by deer barking and browsing and subsequent rots in Norway spruce stands of Forest Range Morkov, Forest District Frenstat p. R. (the Beskids Protected Landscape Area). *J. For. Sci.* 50, 24–30.
- Čermák, P., Jankovský, L., Glogar, J., 2003. Loupání a následné hniloby. *Lesn. práce* 12/03, 24–25.
- Čermák, P., Mrkva, R., Horsák, P., Širík, M., Beranová, P., Orálková, J., Plšek, J., Kadlec, M., Zárybnický, O., Svatoš, M., 2011. Impact of ungulate browsing on forest dynamics. *Folia For. Bohem.* 20.
- Čermák, P., Strejček, M., 2007. Stem decay by *Stereum sanguinolentum* after red deer damage in the Českomoravská vrchovina Highlands. *J. For. Sci.* 53, 567–572.

- Černý, A., 1995. Škody způsobené na smrku ztepilém ohryzem a loupáním jelení a mufloní zvěří a následnými hnilobami na území ČR., in: Škody Zvěří a Jejich Řešení. MZLU v Brně, pp. 99–101.
- Chendev, Y.G., Sauer, T.J., Ramirez, G.H., Burras, C.L., 2015. History of east european chernozem soil degradation; protection and restoration by tree windbreaks in the russian steppe. *Sustain.* 7, 705–724. <https://doi.org/10.3390/su7010705>
- Cienciala, E., Exnerová, Z., Schelhaas, M.-J., 2008. Development of forest carbon stock and wood production in the Czech Republic until 2060. *Ann. For. Sci.* 65, 603 p 1–10. <https://doi.org/10.1051/forest>
- Clark, J.S., Merkt, J., Muller, H., 2006. Post-Glacial Fire, Vegetation, and Human History on the Northern Alpine Forelands, South-Western Germany. *J. Ecol.* 77, 897. <https://doi.org/10.2307/2260813>
- Clark, P.J., Evans, F.C., 1954. Distance to Nearest Neighbor as a Measure of Spatial Relationships in Populations. *Ecology* 35, 445–453.
- Clarke, N., Økland, T., Holt Hanssen, K., Nordbakken, J.F., Wasak, K., 2018. Short-term effects of hardened wood ash and nitrogen fertilisation in a Norway spruce forest on soil solution chemistry and humus chemistry studied with different extraction methods. *Scand. J. For. Res.* 33, 32–39. <https://doi.org/10.1080/02827581.2017.1337921>
- Cleugh, H.A., Hughes, D.E., 2002. Impact of shelter on crop microclimates: A synthesis of results from wind tunnel and field experiments. *Aust. J. Exp. Agric.* 42, 679–701. <https://doi.org/10.1071/EA02005>
- Coulson, T., Albon, S., Guinness, F., Pemberton, J., Clutton-Brock, T., 1997. Population substructure, local density, and calf winter survival in Red deer (*Cervus elaphus*). *Ecology* 78, 852–863. <https://doi.org/10.2307/2266064>
- Crookston, N.L., Stage, A.R., 1999. Percent canopy cover and stand structure statistics from the Forest Vegetation Simulator. Ogden.
- Crutzen, P.J., Andreae, M.O., 2006. Biomass Burning in the Tropics: Impact on Atmospheric Chemistry and Biogeochemical Cycles. *Science* (80-.). 250, 1669–1678. <https://doi.org/10.1126/science.250.4988.1669>
- Cukor, J., Havránek, F., Rohla, J., Bukovjan, K., 2017. Stanovení početnosti jelení zvěře v západní části Krušných hor. *Zprávy Lesn. výzkumu* 62, 288–295.

- Deer, R., Kiffner, C., Rößiger, E., Trisl, O., Schulz, R., Rühle, F., 2008. Probability of Recent Bark Stripping a Low Mountain Range in Germany – A Preliminary Analysis. *Silva Fenn.* 42, 125–134.
- Domanski, S., 1996. Próba fytopatologicznej oceny swierkow ospalowanych przez zwierzyne w Karkonszach. *Folia For. pollonica Ser. A* 12, 157–174.
- Dubois, M.R., Chappelka, A.H., Robbins, E., Somers, G., Baker, K., 2000. Tree shelters and weed control : Effects on protection , survival and growth of cherrybark oak seedlings planted on a cutover site 105–118.
- Dušek, D., Slodičák, M., 2009. Structure and static stability of stands under different regimes of thinning on former agricultural land . *Zpravy Lesn. Vyzk.* 12–16.
- Eckmüllner, O., 1985. Barking and logging damage in commercial forest and high forest. Results of the Austrian Forest Inventory for. *Austrian J. For. Sci.* 102, 190–214.
- Eidmann, F.E., 1952. Wertminderung von Fichtenbeständen durch den schälschäden des Rotwildes. *Forstarchiv* 23, 65–69.
- El Atta, H.A., Hayes, A.J., 1987. Decay in Norway spruce caused by *Stereum sanguinolentum* Alb. & Schw. ex Fr. developing from extraction wounds. *Forestry* 60, 1–111.
- Ellis, E.C., Ramankutty, N., 2008. Putting people in the map: Anthropogenic biomes of the world. *Front. Ecol. Environ.* 6, 439–447. <https://doi.org/10.1890/070062>
- Erefur, C., Bergsten, U., de Chantal, M., 2008. Establishment of direct seeded seedlings of Norway spruce and Scots pine: Effects of stand conditions, orientation and distance with respect to shelter tree, and fertilisation. *For. Ecol. Manage.* 255, 1186–1195. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.024>
- European Communities, 2003. Sustainable forestry and the European Union. Initiatives of the European Commission.
- Eurostat, 2019. Area of wooded land (source : FAO - FE).
- Fabiánek, T., Menšík, L., Tomášková, I., Kulhavý, J., 2009. Effects of spruce, beech and mixed commercial stand on humus conditions of forest soils. *J. For. Sci.* 55, 119–126.
- Fabrika, M., 2003. Growth simulator SIBYLA and the possibilities of its applications in forest management. *Lesn. časopis For. J.* 49.

- Falkengren-Grerup, U., Brink, D.J. Ten, Brunet, J., 2006. Land use effects on soil N, P, C and pH persist over 40-80 years of forest growth on agricultural soils. *For. Ecol. Manage.* 225, 74–81. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.027>
- Fanta, B., 1983. Poškození lesních porostů v ČSR loupáním zejména jelení a mufloní zvěří, in: *Hniloby Lesních Dřevin a Ochrana Proti Nim.* LF VŠZ Brno, pp. 55–63.
- FAO, 2008. Fighting food inflation through sustainable investment: grain production and export potential in CIS countries e rising food prices: causes, consequences and policy responses, in: *Food and Agriculture Organization of the United Nations. European Bank of Reconstruction and Development and the FAO, Rome*, p. 16.
- Fataei, E., Varamesh, S., Safavian, S.T.S., 2018. Effects of afforestation on carbon stocks in fandoghloo forest area. *Pakistan J. Agric. Sci.* 55, 555–562. <https://doi.org/10.21162/PAKJAS/18.4493>
- Fekete, Š., 1961. *Vetrolamy v prírodnom prostredí Slovenska.* Slovenské vydavateľstvo podohospodárskej literatúry, Bratislava.
- Fér, F., 1994. *Lesnická dendrologie - Listnaté stromy.* VŠZ – lesnická fakulta Praha.
- Fér, F., Pokorný, J., 1993. *Lesnická dendrologie - Jehličnany.* VŠZ - lesnická fakulta Praha, Praha.
- Ferreira, A.D., 2011. Structural design of a natural windbreak using computational and experimental modeling. *Environ. Fluid Mech.* 11, 517–530. <https://doi.org/10.1007/s10652-010-9203-y>
- Ferreiro-Domínguez, N., Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M.R., 2011. Response to sewage sludge fertilisation in a *Quercus rubra* L. silvopastoral system: Soil, plant biodiversity and tree and pasture production. *Agric. Ecosyst. Environ.* 141, 49–57. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.009>
- FMI, 2017. *Myslivecká evidence za ČR, bez VLS a NP [WWW Document].* For. Manag. Institute, Hunt. Evid. Czech Repub. from year 1966. URL <http://www.uhul.cz/mapy-a-data/362-portal-myslivosti/data-o-myslivosti/725-myslivecka-evidence>
- Forest Europe, 2015. *State of Europe's Forests 2015.*
- Forman, R.T.T., Gordon, M., 1986. *Landscape Ecology.* John Wiley, New York.
- Fuchs, R., Verburg, P.H., Clevers, J.G.P.W., Herold, M., 2015. The potential of old maps and encyclopaedias for reconstructing historic European land cover/use change. *Appl. Geogr.* 59, 43–55. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.02.013>

- Fujisaki, K., Perrin, A.S., Desjardins, T., Bernoux, M., Balbino, L.C., Brossard, M., 2015. From forest to cropland and pasture systems: A critical review of soil organic carbon stocks changes in Amazonia. *Glob. Chang. Biol.* 21, 2773–2786. <https://doi.org/10.1111/gcb.12906>
- Füldner, K., 1995. Strukturbeschreibung in Mischbeständen [Structure description of mixed stands]. *Forstarchiv* 66, 235–606.
- Gardiner, B., Palmer, H., Hislop, M., 2006. The principles of using woods for shelter. Edinburgh.
- Gellrich, M., Baur, P., Koch, B., Zimmermann, N.E., 2007. Agricultural land abandonment and natural forest re-growth in the Swiss mountains: A spatially explicit economic analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 118, 93–108. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.001>
- Gill, R., Webber, J., Peace, A., Lodge, A.H., 2000. The Economic Implications of Deer Damage. Wreccelesham.
- Gill, R.M.A., 1992. A review of damage by mammals in North temperate forests. 3. Deer. *Forestry* 65, 145–169. <https://doi.org/10.1093/forestry/65.2.145>
- Goldewijk, K.K., 2001. Estimating global land use change over the past 300 years. *Global Biogeochem. Cycles* 15, 417–433. <https://doi.org/10.1029/1999GB001232>
- Gómez, J.M., Verdú, M., 2017. Network theory may explain the vulnerability of medieval human settlements to the Black Death pandemic. *Sci. Rep.* 7, 1–7. <https://doi.org/10.1038/srep43467>
- González-Puente, M., Campos, M., McCall, M.K., Muñoz-Rojas, J., 2014. Places beyond maps; integrating spatial map analysis and perception studies to unravel landscape change in a Mediterranean mountain area (NE Spain). *Appl. Geogr.* 52, 182–190. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.05.010>
- Green, R.N., Trowbridge, R.L., Klinka, K., 1993. Towards a taxonomic classification of humus forms. *For. Sci.* 39, 1–48.
- Grissino-Mayer, H.D., Holmes, R.L., Fritts, H.C., 1992. International tree-ring data bank program library: user's manual. Laboratory of Tree-Ring Research, University of Arizona, Tuscon, USA, Tuscon.
- Grüneberg, E., Ziche, D., Wellbrock, N., 2014. Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. *Glob. Chang. Biol.* 20, 2644–2662. <https://doi.org/10.1111/gcb.12558>

- Hagen-Thorn, A., Callesen, I., Armolaitis, K., Nihlgård, B., 2004. The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil in forest plantations on former agricultural land. *For. Ecol. Manage.* 195, 373–384. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.036>
- Haglöf Sweden AB, 2010. Vertex Laser II, Operator's Manual VL402 v 1.1. Långsele.
- Hansen, M.C., Stehman, S. V., Potapov, P. V., 2010. Quantification of global gross forest cover loss. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107, 8650–8655. <https://doi.org/10.1073/pnas.0912668107>
- Hatlapatková, L., Podrázský, V., 2011. Obnova vrstev nadložního humusu na zalesněných zemědělských půdách. *Zpravy Lesn. Vyzk. - Reports For. Res.* 56, 228–234.
- Hatlapatková, L., Podrázský, V., Vacek, S., 2006. Výzkum v lesních porostech na bývalých zemědělských půdách v oblasti Deštného a Neratova v PLO 25 – Orlické hory., in: P., N. (Ed.), *Zalesňování Zemědělských Půd, Výzva pro Lesnický Sektor. Kostelec nad Černými lesy*, pp. 185–192.
- Havránek, F., Cukor, J., Bukovjan, K., 2018. Modelování vlivu zvěře a mysliveckého managementu na prostředí na příkladu fragmentované krajiny Plaské pahorkatiny - průběžná zpráva. Praha.
- Heinze, E., Boch, S., Fischer, M., Hessenmöller, D., Klenk, B., Müller, J., Prati, D., Schulze, E.D., Seele, C., Socher, S., Halle, S., 2011. Habitat use of large ungulates in northeastern Germany in relation to forest management. *For. Ecol. Manage.* 261, 288–296. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.10.022>
- Heisler, G.M., Dewalle, D.R., 1988. 2. Effects of windbreak structure on wind flow. *Agric. Ecosyst. Environ.* 22–23, 41–69. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(88\)90007-2](https://doi.org/10.1016/0167-8809(88)90007-2)
- Higounet, C., 1966. Les forêts de l'Europe occidentale du Ve au XIe siècle, in *Agricoltura e mondo rurale in Occidente nell'alto medioevo*, Spoleto. *Settimane di Stud. del Cent. Ital. di Stud. sull'alto Medioev.* 13, 343–398.
- Holubík, O., Podrázský, V., Vopravil, J., Khel, T., Remeš, J., 2014. Effect of agricultural lands afforestation and tree species composition on the soil reaction, total organic carbon and nitrogen content in the uppermost mineral soil profile. *Soil Water Res.* 9, 192–200.

- Holý, M., 1978. Protierozní ochrana. SNTL, Bratislava.
- Houet, T., Grémont, M., Vacquié, L., Forget, Y., Marriotti, A., Puissant, A., Bernardie, S., Thiery, Y., Vandromme, R., Grandjean, G., 2017. Downscaling scenarios of future land use and land cover changes using a participatory approach: an application to mountain risk assessment in the Pyrenees (France). *Reg. Environ. Chang.* 17, 2293–2307. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1171-z>
- Houet, T., Vacquié, L., Sheeren, D., 2015. Evaluating the spatial uncertainty of future land abandonment in a mountain valley (Vicedessos, Pyrenees - France): Insights from model parameterization and experiments. *J. Mt. Sci.* 12, 1095–1112. <https://doi.org/10.1007/s11629-014-3404-7>
- Huotari, N., Tillman-Sutela, E., Pasanen, J., Kubin, E., 2008. Ash-fertilization improves germination and early establishment of birch (*Betula pubescens* Ehrh.) seedlings on a cut-away peatland. *For. Ecol. Manage.* 255, 2870–2875. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.01.062>
- Hytönen, J., Jylhä, P., 2008. Fifteen-year response of weed control intensity and seedling type on Norway spruce survival and growth on arable land. *Silva Fenn.* 42, 355–368. <https://doi.org/10.14214/sf.242>
- Hytönen, J., Jylhä, P., Little, K., 2017. Positive effects of wood ash fertilization and weed control on the growth of Scots pine on former peat-based agricultural land - A 21-year study. *Silva Fenn.* 51, 1–18. <https://doi.org/10.14214/sf.1734>
- Irbe, I., Sable, I., Noldt, G., Grinfelds, U., Jansons, A., Treimanis, A., Koch, G., 2015. Wood and Tracheid Properties of Norway Spruce (*Picea abies* [L] Karst.) Clones Grown on Former Agricultural Land in Latvia. *Balt. For.* 21, 114–123.
- Jaehne, S., Dohrenbusch, A., 1997. Ein Verfahren zur beurteilung der bestandesdiversitiit. *Eur. J. For. Res.* 116, 333–345. <https://doi.org/10.1007/BF02766909>
- Jankovská, V., 2007. *Larix* a jeho přirozený výskyt ve střední Evropě z pohledu paleoekologie., in: Křižová, E., Ujházy, K. (Eds.), *Dynamika, Stabilita a Diverzita Lesných Ekosystémov*. Technická univerzita Zvolen, Zvolen, pp. 85–88.
- Jarský, V., Pulkrab, K., 2013. Analysis of EU support for managed succession of agricultural land in the Czech Republic. *Land use policy* 35, 237–246. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.05.020>

- Johansson, T., 2014. Total stem and merchantable volume equations of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) Growing on former farmland in Sweden. *Forests* 5, 2037–2049. <https://doi.org/10.3390/f5082037>
- Kacálek, D., Bartoš, J., 2002. Problematika zalesňování neproduktivních zemědělských pozemků v České republice, in: Karas, J. (Ed.), *Souč.* pp. 39–45.
- Kacálek, D., Bartoš, J., 2002. Problematika zalesňování neproduktivních zemědělských pozemků v České republice., in: Karas, J. (Ed.), *Současné Trendy v Pěstování Lesů. KPL ČZU v Praze, Kostelec nad Černými lesy*, pp. 39–45.
- Kacálek, D., Dušek, D., Novák, J., Slodičák, M., Bartoš, J., Černohous, V., Balcar, V., 2011. Former agriculture impacts on properties of Norway spruce forest floor and soil. *For. Syst.* 20, 437–443. <https://doi.org/10.5424/fs/20112003-11042>
- Kacálek, D., Novák, J., Bartoš, J., Slodičák, M., Balcar, V., Černohous, V., 2010. Vlastnosti nadložního humusu a svrchní vrstvy půdy ve vztahu k druhům dřevin. *Zpravy Lesn. Vyzk.* 55, 19–25.
- Kacálek, D., Novák, J., Dušek, D., Bartoš, J., Černohous, V., 2009. How does legacy of agriculture play role in formation of afforested soil properties? *J. For. Sci.* 55, 9–14.
- Kacálek, D., Novák, J., Špulák, O., Černohous, V., Bartoš, J., 2007. Přeměna půdního prostředí zalesněných zemědělských pozemků na půdní prostředí lesních ekosystémů - přehled poznatků. *Zpravy Lesn. Vyzk. - Reports For. Res.* 52, 334–340.
- Kanerva, S., Smolander, A., 2007. Microbial activities in forest floor layers under silver birch, Norway spruce and Scots pine. *Soil Biol. Biochem.* 39, 1459–1467. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.01.002>
- Kaplan, J., Krumhardt, K., Gaillard, M.-J., Sugita, S., Trondman, A.-K., Fyfe, R., Marquer, L., Mazier, F., Nielsen, A., 2017. Constraining the Deforestation History of Europe: Evaluation of Historical Land Use Scenarios with Pollen-Based Land Cover Reconstructions. *Land* 6, 91. <https://doi.org/10.3390/land6040091>
- Kaplan, J.O., Krumhardt, K.M., Zimmermann, N., 2009. The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. *Quat. Sci. Rev.* 28, 3016–3034. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2009.09.028>

- Keenan, R.J., Reams, G.A., Achard, F., de Freitas, J. V., Grainger, A., Lindquist, E., 2015. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *For. Ecol. Manage.* 352, 9–20. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.014>
- Kikamägi, K., Ots, K., Kuznetsova, T., Pototski, A., 2014. The growth and nutrients status of conifers on ash-treated cutaway peatland. *Trees - Struct. Funct.* 28, 53–64. <https://doi.org/10.1007/s00468-013-0929-2>
- Knibbe, B., 2007. PAST 4: personal analysis system for treering research.
- Kohler, M., Kunz, J., Herrmann, J., Hartmann, P., Jansone, L., Puhmann, H., von Wilpert, K., Bauhus, J., 2019. The Potential of Liming to Improve Drought Tolerance of Norway Spruce [*Picea abies* (L.) Karst.]. *Front. Plant Sci.* 10, 1–14. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00382>
- Kolecka, N., Kozak, J., Kaim, D., Dobosz, M., Ostafin, K., Ostapowicz, K., Wężyk, P., Price, B., 2017. Understanding farmland abandonment in the Polish Carpathians. *Appl. Geogr.* 88, 62–72. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.09.002>
- Kolibáčová, S., 2000. Dendrologický průzkum větrolamů na jižní Moravě. Lesnická a drevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně.
- Koltzenburg, C., 1985. Schutzwirkung durch mechanischbiologischen Schalschutz in Fichtenbeständen. *Forst-Holzwirt* 40, 471–475.
- Köppen, W., 1936. Das Geographische System der Klimate, *Handbuch der Klimatologie*. Gebrüder Borntraeger, Berlin.
- Kotecký, V., 2015. Contribution of afforestation subsidies policy to climate change adaptation in the Czech Republic. *Land use policy* 47, 112–120. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.03.014>
- Kozak, J., Estreguil, C., Troll, M., 2007. Forest cover changes in the northern carpathians in the 20th century: A slow transition. *J. Land Use Sci.* 2, 127–146. <https://doi.org/10.1080/17474230701218244>
- Králíček, I., Vacek, Z., Vacek, S., Remeš, J., Bulušek, D., Král, J., Štefančík, I., Putalová, T., 2017. Dynamics and structure of mountain autochthonous spruce-beech forests: Impact of hilltop phenomenon, air pollutants and climate. *Dendrobiology* 77, 119–137. <https://doi.org/10.12657/denbio.077.010>

- Kuemmerle, T., Kaplan, J.O., Prishchepov, A. V., Rylsky, I., Chaskovskyy, O., Tikunov, V.S., Müller, D., 2015. Forest transitions in Eastern Europe and their effects on carbon budgets. *Glob. Chang. Biol.* 21, 3049–3061. <https://doi.org/10.1111/gcb.12897>
- Kuneš, I., Balcar, V., Benešova, T., Baláš, M., Zadina, J., Zahradník, D., Vítámvás, J., Kacálek, D., Špulák, O., Jakl, M., Dytrtová, J.J., Podrázský, V., 2009. Influence of pulverized limestone and amphibolite mixture on the growth performance of *Alnus incana* (L.) Moench plantation on an acidified mountain site. *J. For. Sci.* 55, 469–476.
- Kupka, I., Dimitrovský, K., 2011. Výsledky Testování Vybraných Dřevin Pro Lesnické Rekultivace Na Sokolovsku : Review Test Results of Selected Tree Species for Forestry Reclamations in the Sokolov Region : Review. *Zpravy Lesn. Vyzk. - Reports For. Res.* 56, 52–56.
- Kupka, I., Podrázský, V., Kubeček, J., 2013. Soil-forming effect of douglas fir at lower altitudes- A case study. *J. For. Sci.* 59, 345–351.
- Kupka, I., Prknová, H., Holubík, O., Tužinský, M., 2015. Účinek přípravků na bázi řas na ujmavost a odrůstání výsadeb lesních dřevin. *Zpravy Lesn. Vyzk. - Reports For. Res.* 60, 24–28.
- Laganière, J., Angers, D.A., Paré, D., 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: A meta-analysis. *Glob. Chang. Biol.* 16, 439–453. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01930.x>
- Lanz, B., Dietz, S., Swanson, T., 2018. The Expansion of Modern Agriculture and Global Biodiversity Decline: An Integrated Assessment. *Ecol. Econ.* 144, 260–277. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.07.018>
- Lee, K.H., Ehsani, R., Castle, W.S., 2010. A laser scanning system for estimating wind velocity reduction through tree windbreaks. *Comput. Electron. Agric.* 73, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2010.03.007>
- Lepš, J., Šmilauer, P., 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511615146>
- Lin, X.J., Barrington, S., Nicell, J., Choinière, D., King, S., 2007. Livestock odour dispersion as affected by natural windbreaks. *Water. Air. Soil Pollut.* 182, 263–273. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9337-9>

- Lipský, Z., 1999. *Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů*. Katedra fyzické geografie a geoekologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze, Praha.
- Löf, M., Thomsen, A., Madsen, P., 2004. Sowing and transplanting of broadleaves (*Fagus sylvatica* L., *Quercus robur* L., *Prunus avium* L. and *Crataegus monogyna* Jacq.) for afforestation of farmland. *For. Ecol. Manage.* 188, 113–123. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.07.013>
- Löf, M., Welander, N.T., 2004. Influence of herbaceous competitors on early growth in direct seeded *Fagus sylvatica* L. and *Quercus robur* L. *Ann. For. Sci.* 62, 781–788. <https://doi.org/10.1051/forest>
- Lorenc, F., Pešková, V., Modlinger, R., Podrázský, V., Baláš, M., Kleinová, D., 2016. Effect of Bio-Algeen® preparation on growth and mycorrhizal characteristics of Norway spruce seedlings. *J. For. Sci.* 62, 285–291. <https://doi.org/10.17221/6/2016-JFS>
- Lugato, E., Berti, A., 2008. Potential carbon sequestration in a cultivated soil under different climate change scenarios: A modelling approach for evaluating promising management practices in north-east Italy. *Agric. Ecosyst. Environ.* 128, 97–103. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.05.005>
- Mäkinen, H., Nöjd, P., Kahle, H.-P., Neumann, U., Tveite, B., Mielikäinen, K., Röhle, H., Spiecker, H., 2002. Radial growth variation of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) across latitudinal and altitudinal gradients in central and northern Europe. *For. Ecol. Manage.* 171, 243–259. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00786-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00786-1)
- Månsson, J., Jarnemo, A., 2013. Bark-stripping on Norway spruce by red deer in Sweden: level of damage and relation to tree characteristics. *Scand. J. For. Res.* 28, 117–125. <https://doi.org/10.1080/02827581.2012.701323>
- Margalef, R., 1958. Margalef R (1958) Information theory in ecology. *General Syst* 3:36–71. *Gen. Syst.* 3, 36–71.
- Mather, A.S., Fairbairn, J., Needle, C.L., 1999. The course and drivers of the forest transition: The case of France. *J. Rural Stud.* 15, 65–90. [https://doi.org/10.1016/S0743-0167\(98\)00023-0](https://doi.org/10.1016/S0743-0167(98)00023-0)
- Mather, A.S., Needle, C.L., 1998. The forest transition: a theoretical basis. *Area* 30, 117–124.

- Mauer, O., 1996. Kvalita sadebního materiálu, úroveň služeb školkařských provozů., in: K Aktuálním Úkolům Lesního Školkařství. VÚLHM – Výzkumná stanice Opočno, Praha, pp. 7–11.
- Menšík, L., Fabiánek, T., Tesař, V., Kulhavý, J., 2009a. Humus conditions and stand characteristics of artificially established young stands in the process of the transformation of spruce monocultures. *J. For. Sci.* 55, 215–223.
- Menšík, L., Kulhavý, J., Kantor, P., Remeš, M., 2009b. Humus conditions of stands with different proportion of Douglas fir in the Hůrky Training Forest District and Křtiny Training Forest Enterprise 2009, 345–356.
- Metzger, J.P., 2003. Effects of slash-and-burn fallow periods on landscape structure. *Environ. Conserv.* 30, 325–333. <https://doi.org/10.1017/S0376892903000341>
- Meyer, F.D., Bräker, O.U., 2001. Climate response in dominant and suppressed spruce trees, *Picea abies* (L.) Karst., on a subalpine and lower montane site in Switzerland. *Ecoscience* 8, 105–114. <https://doi.org/10.1080/11956860.2001.11682636>
- Mikeska, M., 1999. Oblastní plán rozvoje lesů PLO - 25 Orlické hory.
- Mountford, M.D., 1961. On E. C. Pielou's index of non-randomness. *J. Ecol.* 49, 271–275.
- Müller, D., Leitão, P.J., Sikor, T., 2013. Comparing the determinants of cropland abandonment in Albania and Romania using boosted regression trees. *Agric. Syst.* 117, 66–77. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.12.010>
- Musil, I., Hamerník, J., Leugnerová, D., 2002. *Lesnická dendrologie 1: Jehličnaté dřeviny*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- Musil, I., Möllerová, J., 2005. *Listnaté dřeviny*. (1). Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- Mužiková, B., Jareš, V., 2010. Seasonal variability of windbreak affectivity and their optical porosity, in: Students Conference on MendelNet. Mendelova univerzita v Brně, Brno, pp. 412–426.
- Naslund, M., 1937. Skogsförsöksanstaltens gallringsförsök i tallskog, *Medd. Statens Skogsförsöksanstalt*. Swedish Institute of Experimental Forestry.
- Navarro-Cerrillo, R.M., Ariza, D., González, L., del Campo, A., Arjona, M., Ceacero, C., 2009. Legume living mulch for afforestation in agricultural land in Southern Spain. *Soil Tillage Res.* 102, 38–44. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.07.013>

- Navarro-Cerrillo, R.M., Fragueiro, B., Ceaceros, C., Del Campo, A., De Prado, R., 2005. Establishment of *Quercus ilex* L. subsp. *ballota* [Desf.] Samp. using different weed control strategies in southern Spain. *Ecol. Eng.* 25, 332–342. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.06.002>
- Navarro, L.M., Pereira, H.M., 2015. Rewilding European Landscapes, in: *Rewilding European Landscapes*. London, pp. 127–142. https://doi.org/10.1007/978-3-319-12039-3_7
- Niedertscheider, M., Kuemmerle, T., Müller, D., Erb, K.H., 2014. Exploring the effects of drastic institutional and socio-economic changes on land system dynamics in Germany between 1883 and 2007. *Glob. Environ. Chang.* 28, 98–108. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.006>
- Nožička, J., 1957. *Přehled vývoje našich lesů*. SZN, Czech Republic, Praha.
- Olofsson, J., Hickler, T., 2008. Effects of human land-use on the global carbon cycle during the last 6,000 years. *Veg. Hist. Archaeobot.* 17, 605–615. <https://doi.org/10.1007/s00334-007-0126-6>
- Olofsson, P., Kuemmerle, T., Griffiths, P., Knorn, J., Baccini, A., Gancz, V., Blujdea, V., Houghton, R.A., Abrudan, I. V., Woodcock, C.E., 2011. Carbon implications of forest restitution in post-socialist Romania. *Environ. Res. Lett.* 6. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/4/045202>
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D'amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P., Kassem, K.R., 2006. *Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth*. *Bioscience* 51, 933. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:teotwa\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:teotwa]2.0.co;2)
- Orczewska, A., Fernes, M., 2011. Migration of herb layer species into the poorest post-agricultural pine woods adjacent to ancient pine forests. *Polish J. Ecol.* 59, 75–85.
- Pärn, H., Mandre, M., Tilk, M., 2009. Changes in the growth of silver birch (*Betula pendula* Roth) and black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) seedlings on peat soils fertilised with wood and peat ashes. *Balt. For.* 15, 168–176.
- Pasák, V., 1970. *Wind Erosion on Soils*. Výzkumný ústav meliorací, Zbraslav nad Vltavou.

- Paul, K.I., Polglase, P.J., Nyakuengama, J.G., Khanna, P.K., 2002. Change in soil carbon following afforestation.pdf 168, 241–257.
- Peragón, J.L.N., Matías, L.F.B., Simón, J.P., 2015. Restoration of European yew (*Taxus baccata* L.) in Mediterranean mountains: importance of seedling nursery fertilization and post-planting light levels. *For. Syst.* 24, 7. <https://doi.org/10.5424/fs/2015243-07464>
- Petráš, R., Pajčík, J., 1991. Sústava česko-slovenských objemových tabuliek drevín. *For. J. - Lesn. časopis* 37, 49–56.
- Pielou, E.C., 1975. *Ecological diversity*. Wiley, New York.
- Pielou, E.C., 1959. The use of point-to-plant distances in the study of the pattern of plant populations. *J. Ecol.* 47, 607–613.
- Plante, M., Lowell, K., Potvin, F., Boots, B., Fortin, M.J., 2004. Studying deer habitat on Anticosti Island, Québec: Relating animal occurrences and forest map information. *Ecol. Modell.* 174, 387–399. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.09.035>
- Plieninger, T., Höchtl, F., Spek, T., 2006. Traditional land-use and nature conservation in European rural landscapes. *Environ. Sci. Policy* 9, 317–321. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2006.03.001>
- Podhrázká, J., 2011. *Hodnocení účinnosti trvalých vegetačních bariér v ochraně proti větrné erozi*. Praha.
- Podrázský, V., 2014. Český pohraniční hvozd – realita nebo mýtus? *Czech frontier forest – reality or myth? Zprávy Lesn. výzkumu* 59, 51–54.
- Podrázský, V., 2008. Tvorba povrchového humusu při zalesňování zemědělských ploch a po buldozerové přípravě v Krušných horách. *Zpravy Lesn. Vyzk. - Reports For. Res.* 53, 258–263.
- Podrázský, V., Procházka, J., 2009. Zalesnění Zemědělských Půd V Oblasti Českomoravské Vysočiny a Obnova Vrstvy Nadložního Humusu. *Zprávy Lesn. výzkumu* 54, 79–84.
- Podrázský, V., Procházka, J., Remeš, J., 2011. Produkce a vývoj půdního prostředí porostů na bývalých zemědělských půdách v oblasti Českomoravské vrchoviny. *Zpravy Lesn. Vyzk.* 56, 27–35.

- Podrázský, V., Remeš, J., 2010. Effects of the species composition change on the humus form state in the forest stands on the territory of the university training forest at kostelec nad černými lesy [Vliv druhové skladby lesních porostů na stav humusových forem na území šlp v kostelci n. Zpravy Lesn. Vyzk. 71–77.
- Podrázský, V., Remeš, J., 2010. Vliv druhové skladby lesních porostů na stav humusových forem na území ŠLP v Kostelci nad Černými Lesy. Zpravy Lesn. Vyzk. - Reports For. Res. 55, 71–77.
- Podrázský, V., Remeš, J., 2009. Soil-forming effect of Grand fir (*Abies*). *J. For. Sci.* 55, 533–539.
- Podrázský, V., Remeš, J., 2005. Effect of forest tree species on the humus form state at lower altitudes. *J. For. Sci.* 51, 60–66.
- Podrázský, V., Remeš, J., Hart, V., Moser, W.K., 2009. Production and humus form development in forest stands established on agricultural lands - Kostelec nad Černými lesy region. *J. For. Sci.* 55, 299–305.
- Podrázský, V., Remeš, J., Ulbrichová, I., 2003. Biological and chemical amelioration effects on the localities degraded by bulldozer site preparation in the Ore Mts. - Czech Republic. *J. For. Sci.* 49, 141–147. <https://doi.org/10.17221/4689-jfs>
- Podrázský, V. V., Ulbrichová, I., 2004. Restoration of forest soils on reforested abandoned agricultural lands. *J. For. Sci.* 50, 249–255.
- Porto, P., Walling, D.E., Callegari, G., 2009. Investigating the effects of afforestation on soil erosion and sediment mobilisation in two small catchments in Southern Italy. *Catena* 79, 181–188. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.01.007>
- Post, W.M., Kwon, K.C., 2000. Soil carbon sequestration and land use change processes and potential. *Glob. Chang. Biol.* 6, 317–327. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00308.x>
- Pounds, N.J.G., 1994. *An Economic History of Medieval Europe*. Routledge, London.
- Pretzsch, H., 2006. Wissen nutzbar machen für das Management von Waldökosystemen. *Allg. Forstzeitschrift/Der Wald* 1158–1159.
- Pukkala, T., 2014. Does biofuel harvesting and continuous cover management increase carbon sequestration? *For. Policy Econ.* 43, 41–50. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2014.03.004>
- Půlpán, J., 2001. Vliv hospodaření na vznik hnilog. *Zprávy Lesn. výzkumu* 46, 135–136.

- Quitt, E., 1971. Klimatické oblasti Československa [Climatic regions of Czechoslovakia]. Academia, Prague.
- R Core Team, 2018. R: A Language and Environment for Statistical Computing.
- Rachman, L., 1962. Souhrnné výsledky lesnické části generálního plánu ZLV. Lesn. práce 41.
- Rafique, R., Hennessy, D., Kiely, G., 2011. Nitrous Oxide Emission from Grazed Grassland Under Different Management Systems. *Ecosystems* 14, 563–582. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9434-x>
- Ramankutty, N., Foley, J. a., 1999. Estimating historical changes in global land cover : Croplands historical have converted areas. *Global Biogeochem. Cycles* 13, 997–1027. <https://doi.org/10.1029/1999GB900046>
- Řeháček, D., Khel, T., Kučera, J., Vopravil, J., Petera, M., 2017. Effect of windbreaks on wind speed reduction and soil protection against wind erosion. *Soil Water Res.* 12, 128–135. <https://doi.org/10.17221/45/2016-SWR>
- Reimoser, F., 2003. Steering the impacts of ungulates on temperate forests. *J. Nat. Conserv.* 10, 243–252.
- Reineke, L.H., 1933. Prefecting a stand-density index for evenaged forests. *J. Agric. Res.* 46, 627–638.
- Reino, L., Porto, M., Morgado, R., Carvalho, F., Mira, A., Beja, P., 2010. Does afforestation increase bird nest predation risk in surrounding farmland? *For. Ecol. Manage.* 260, 1359–1366. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.032>
- Rigueiro-Rodríguez, A.A., Ferreiro-Domínguez, N., Mosquera-Losada, M.R., 2010. The effects of fertilization with anaerobic, composted and pelletized sewage sludge on soil, tree growth, pasture production and biodiversity in a silvopastoral system under ash (*Fraxinus excelsior* L.). *Grass Forage Sci.* 65, 248–259. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2010.00743.x>
- Ring, E., Högbom, L., Jansson, G., 2013. Effects of previous nitrogen fertilization on soil- solution chemistry after final felling and soil scarification at two nitrogen-limited forest sites. *Can. J. For. Res.* 43, 396–404.
- Ripley, B.D., 1981. *Spatial statistics*. Wiley & Sons, New York.
- Roll-Hansen, F., Roll-Hansen, H., 1980. Microorganisms which invade *Picea abies* in seasonal stem wounds. *For. Pathol.* 10, 396–410. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.1980.tb00057.x>

- Rönnberg, J., Berglund, M., Johansson, U., Cleary, M., 2013. Incidence of *Heterobasidion* spp. following different thinning regimes in Norway spruce in southern Sweden. *For. Ecol. Manage.* 289, 409–415. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.013>
- Rudel, T.K., Coomes, O.T., Moran, E., Achard, F., Angelsen, A., Xu, J., Lambin, E., 2005. Forest transitions: Towards a global understanding of land use change. *Glob. Environ. Chang.* 15, 23–31. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2004.11.001>
- Šafránek, Z., Honzová, M., Vala, V., Dvořák, J., 2016. Sortimentace a zpeněžení smrkového dříví v závislosti na výskytu škod ohryzem a loupáním jelení zvěří - SORTING AND CONVERSION OF SPRUCE TIMBER INTO MONEY DEPENDING ON THE OCCURRENCE. *Zpravy Lesn. Vyzk. - Reports For. Res.* 61, 298–304.
- Šály, R., 1978. Pôda, základ lesnej produkcie. *Príroda*, Bratislava.
- Šanovec, J., 1948. Větrolamy, nový způsob meliorace pozemků. Brázda, Praha.
- Santiago, J.L., Martín, F., Cuerva, A., Bezdenejnykh, N., Sanz-Andrés, A., 2007. Experimental and numerical study of wind flow behind windbreaks. *Atmos. Environ.* 41, 6406–6420. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.01.014>
- Schulp, C.J.E., Nabuurs, G.J., Verburg, P.H., de Waal, R.W., 2008. Effect of tree species on carbon stocks in forest floor and mineral soil and implications for soil carbon inventories. *For. Ecol. Manage.* 256, 482–490. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.007>
- Schweingruber, F.H., Eckstein, D., Serre-Bachet, F., Bräker, O.U., 1990. Identification, presentation and interpretation of event years and pointer years in dendrochronology. *Dendrochronologia* 8, 9–38.
- Scott, D., 1998. Impact of red deer on a Scots pine plantation after removal of deer fencing. *Scottish For.* 52, 8–13.
- Segura, C., Jiménez, M.N., Nieto, O., Navarro, F.B., Fernández-Ondoño, E., 2016. Changes in soil organic carbon over 20 years after afforestation in semiarid SE Spain. *For. Ecol. Manage.* 381, 268–278. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.09.035>
- Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communications. *Bell Syst. Tech. J.* 27, 623–656.

- Sheffer, E., 2012. A review of the development of Mediterranean pine-oak ecosystems after land abandonment and afforestation: Are they novel ecosystems? *Ann. For. Sci.* 69, 429–443. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0181-0>
- Siegel, S., Castellan Jr., N.J., 1988. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*, 2nd ed., Nonparametric statistics for the behavioral sciences, 2nd ed. McGraw-Hill Book Company, New York, NY, England.
- Sierota, Z., 2013. Heterobasidion root rot in forests on former agricultural lands in Poland: Scale of threat and prevention. *Sci. Res. Essays* 8, 2298–2305. <https://doi.org/10.5897/SRE2013.5724>
- Skaloš, J., Engstová, B., Trpáková, I., Šantrůčková, M., Podrázský, V., 2012. Long-term changes in forest cover 1780-2007 in central Bohemia, Czech Republic. *Eur. J. For. Res.* 131, 871–884. <https://doi.org/10.1007/s10342-011-0560-y>
- Smirnov, K.A., 1981. Effect of elk damage to spruce bark on increment and species succession in the southern taiga. *Lesovedenie* 4, 56–65.
- Sorriso-Valvo, M., Bryan, R.B., Yair, A., Iovino, F., Antronico, L., 1995. Impact of afforestation on hydrological response and sediment production in a small Calabrian catchment. *Catena* 25, 89–104.
- Souček, J., Špulák, O., 2010. Porostní charakteristiky mladých olšových porostů vzniklých sukcesí na bývalé zemědělské půdě. *Stand Characteristics of Young Alder Stands Established by Succession on Abandoned Agricultural Lands. Zpravy Lesn. Vyzk. - Reports For. Res.* 55, 121–125.
- Špulák, O., 2006. Příspěvek k historii zalesňování zemědělských půd v České republice, in: Neuhöferová, P. (Ed.), *Zalesňování Zemědělských Půd, Výzva pro Lesnický Sektor. Katedra pěstování lesů, FLE ČZU v Praze*, pp. 15–24.
- Špulák, O., Kacálek, D., 2011. History of non-forest land afforestation in the Czech republic. *Hist. zalesňování nelesních půd na území České republiky* 56, 49–57.
- Špulerová, J., Bezák, P., Dobrovodská, M., Lieskovský, J., Štefunková, D., 2017. Traditional agricultural landscapes in Slovakia: why should we preserve them? *Landsc. Res.* 42, 891–903. <https://doi.org/10.1080/01426397.2017.1385749>
- Šrámek, V., Lomský, B., Novotný, R., 2009. Hodnocení obsahu a zásoby živin v lesních porostech - literární přehled. *Zpravy Lesn. Vyzk.* 307–314.

- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G.R., Rakosy, L., Ramwell, C., 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe - A review. *J. Environ. Manage.* 91, 22–46. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.07.005>
- Stoecker, J.H., 1962. Shelterbelt influence on Great Plains field environment and crops. U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Washington.
- Středová, H., Podhrázská, J., Litschmann, T., Středa, T., Rožnovský, J., 2012. Aerodynamic parameters of windbreak based on its optical porosity. *Contrib. to Geophys. Geod.* 42, 213–226. <https://doi.org/10.2478/v10126-012-0008-5>
- Szwagrzyk, J., 2004. Sukcesja leśna na gruntach porolnych; stan obecny, prognozy i wątpliwości. *Sylvan* 4, 53–59.
- Tamang, B., Andreu, M.G., Rockwood, D.L., 2010. Microclimate patterns on the leese side of single-row tree windbreaks during different weather conditions in Florida farms: Implications for improved crop production. *Agrofor. Syst.* 79, 111–122. <https://doi.org/10.1007/s10457-010-9280-4>
- Thuille, A., Buchmann, N., Schulze, E.D., 2000. Carbon stocks and soil respiration rates during deforestation, grassland use and subsequent Norway spruce afforestation in the Southern Alps, Italy. *Tree Physiol.* 20, 849–857. <https://doi.org/10.1093/treephys/20.13.849>
- Tichá, S., 2009. Větrolamy, in: Vacek, S. (Ed.), *Zakládání a Stabilizace Lesních Porostů Na Bývalých Zemědělských Půdách*. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, pp. 223–253.
- Tichá, S., 2006. Výsadby dřevin na zemědělských půdách – historie a současnost., in: Neuhöferová, P. (Ed.), *Zalesňování Zemědělských Půd, Výzva pro Lesnický Sektor*. KPL ČZU v Praze, Kostelec nad Černými lesy, pp. 25–32.
- Topka, J., 2003. Zalesňování zemědělských půd a vyhotovení projektu. *Lesn. práce* 7, 350–352.
- Torreano, S., 2004. Soil development and properties., *Encycloped. ed.* Elsevier, Oxford.
- Truparová, S., Kulhavý, J., 2011. Výživa smrkových porostů na vápněných plochách s různou intenzitou probírkového zásahu v Moravskoslezských Beskydech. *Zpravy Lesn. Vyzk. - Reports For. Res.* 17, 178–188.

- Tužinský, M., Kupka, I., Podrázský, V., Prknová, H., 2015. Influence of the mineral rock alginite on survival rate and re-growth of selected tree species on agricultural land. *J. For. Sci.* 61, 399–405. <https://doi.org/10.17221/11/2015-JFS>
- ÚHUL, 2001. Oblastní plán rozvoje lesů. Brandýs nad Labem.
- Úradníček, L., Chmelař, J., 1998. Dendrologie lesnická: Listnáče 1. část 2. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita Brno, Brno.
- Úradníček, L., Maděra, P., Tichá, S., Koblížek, J., 2009. Dřeviny České republiky. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy.
- Úradníček, L., Maděra, P., Tichá, S., Koblížek, J., 2001. Dřeviny České republiky. Matice lesnická, Písek.
- Vacek, S., 2009. Zakládání a stabilizace lesních porostů na bývalých zemědělských a degradovaných půdách. *Lesn. práce.*
- Vacek, S., Moucha, P., Bílek, L., Mikeska, M., 2012. Péče o lesní ekosystémy v chráněných územích ČR. Ministerstvo životního prostředí, Praha.
- Vacek, S., Simon, J., Podrázský, V., Baláš, M., Slávik, M., Mikeska, M., Štefančík, I., Kamenský, M., Petráš, R., Turčáni, M., Šrůtka, P., Čížková, D., Nakládal, O., Jankovský, L., Čermák, P., Malík, V., Macků, J., Zatloukal, V., Prausová, R., Koblíha, J., Buček, A., Úradníček, L., Tichá, S., Minx, T., Remeš, J., Kuneš, I., Valenta, M., Hatlapatková, L., Kašíková, V., Bílek, L., Zlatník, J., 2009. Zakládání a stabilizace lesních porostů na bývalých zemědělských a degradovaných půdách. *Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy.*
- Vacek, S., Vacek, Z., Kalousková, I., Cukor, J., Bílek, L., Moser, W.K., Bulušek, D., Podrázský, V., Řeháček, D., 2018. Sycamore maple (*Acer pseudoplatanus* L.) stands on former agricultural land in the sudetes – Evaluation of ecological value and production potential. *Dendrobiology* 79, 61–76. <https://doi.org/10.12657/denbio.079.006>
- Vacek, S., Vacek, Z., Putalova, T., 2015. European ash (*Fraxinus excelsior* L.) Dieback : Disintegrating forest in the mountain protected areas , Czech Republic.
- Vacek, S., Vacek, Z., Ulbrichová, I., Remeš, J., Podrázský, V., Vach, M., Bulušek, D., Král, J., Putalová, T., 2019. The effects of fertilization on the health status, nutrition and growth of Norway spruce forests with yellowing symptoms. *Scand. J. For. Res.* 34, 267–281. <https://doi.org/10.1080/02827581.2019.1589566>

- Vacek, Z., 2017. Structure and dynamics of spruce-beech-fir forests in Nature Reserves of the Orlické hory Mts. in relation to ungulate game. *Cent. Eur. For. J.* 63, 23–34. <https://doi.org/10.1515/forj-2017-0006>
- Vacek, Z., Vacek, S., Bílek, L., Král, J., Remeš, J., Bulušek, D., Králíček, I., 2014. Ungulate impact on natural regeneration in spruce-beech-fir stands in Černý důl nature reserve in the Orlické hory Mountains, case study from central sudetes. *Forests* 5, 2929–2946. <https://doi.org/10.3390/f5112929>
- Vacek, Z., Vacek, S., Podrázský, V., Král, J., Bulušek, D., Putalová, T., Baláš, M., Kalousková, I., Schwarz, O., 2016. Structural diversity and production of alder stands on former agricultural land at high altitudes. *Dendrobiology* 75, 31–44. <https://doi.org/10.12657/denbio.075.004>
- Vala, Z., Ernst, M., 2011. Red deer density in the air-polluted area of forest ecosystems in the Krušné hory Mts. - Klášterec nad Ohří Forest District. *J. For. Sci.* 57, 59–63.
- Valkonen, S., 2008. Survival and growth of planted and seeded oak (*Quercus robur* L.) seedlings with and without shelters on field afforestation sites in Finland. *For. Ecol. Manage.* 255, 1085–1094. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.038>
- Valtinat, K., Bruun, H.H., Brunet, J., 2008. Restoration of oak forest: Effects of former arable land use on soil chemistry and herb layer vegetation. *Scand. J. For. Res.* 23, 513–521. <https://doi.org/10.1080/02827580802545572>
- Van Thuyet, D., Van Do, T., Sato, T., Thai Hung, T., 2014. Effects of species and shelterbelt structure on wind speed reduction in shelter. *Agrofor. Syst.* 88, 237–244. <https://doi.org/10.1007/s10457-013-9671-4>
- Vangelova, E.I., Nisbet, T.R., Moffat, A.J., Broadmeadow, S., Sanders, T.G.M., Morison, J.I.L., 2013. A new evaluation of carbon stocks in British forest soils. *Soil Use Manag.* 29, 169–181. <https://doi.org/10.1111/sum.12025>
- Vasiliauskas, R., Stenlid, J., 1998. Spread of *Stereum sanguinolentum* Vegetative Compatibility Groups within a Stand and within Stems of *Picea abies*. *Silva Fenn.* 32, 301–309. <https://doi.org/10.14214/sf>
- Vasiliauskas, R., Stenlid, J., Johansson, M., 1996. Fungi in bark peeling wounds of *Picea abies* in central Sweden. *Eur. J. For. Pathol.* 26, 285–296.

- Verburg, P.H., Overmars, K.P., 2009. Combining top-down and bottom-up dynamics in land use modeling: Exploring the future of abandoned farmlands in Europe with the Dyna-CLUE model. *Landsc. Ecol.* 24, 1167–1181. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9355-7>
- Verheyden, H., Ballon, P., Bernard, V., Saint-andrieux, C., 2006. Variations in bark-stripping by red deer *Cervus elaphus* across Europe. *Mamm. Rev.* 36, 217–234. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2006.00085.x>
- Viewegh, J., Kusbach, A., Mikeska, M., 2003. Czech forest ecosystem classification. *J. For. Sci.* 49, 85–93.
- Vigiak, O., Sterk, G., Warren, A., Hagen, L.J., 2003. Spatial modeling of wind speed around windbreaks. *Catena* 52, 273–288. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(03\)00018-3](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(03)00018-3)
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M., 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* (80-.). 277, 494–499.
- von Oheimb, G., Härdtle, W., Naumann, P.S., Westphal, C., Assmann, T., Meyer, H., 2008. Long-term effects of historical heathland farming on soil properties of forest ecosystems. *For. Ecol. Manage.* 255, 1984–1993. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.12.021>
- Vopravil, J., Podrázský, V., Batysta, M., Novák, P., Havelková, L., Hrabalíková, M., 2015. Identification of agricultural soils suitable for afforestation in the Czech Republic using a soil database. *J. For. Sci.* 61, 141–147. <https://doi.org/10.17221/123/2014-jfs>
- Vopravil, J., Podrázský, V., Khel, T., Holubík, O., Vacek, S., 2014. Effect of afforestation of agricultural soils and tree species composition on soil physical characteristics changes. *Ekol. Bratislava* 33, 67–80. <https://doi.org/10.2478/eko-2014-0008>
- Vospersnik, S., 2006. Probability of bark stripping damage by red deer (*Cervus elaphus*) in Austria. *Silva Fenn.* 40, 589–601. <https://doi.org/10.14214/sf.316>
- Wall, A., Hytönen, J., 2005. Soil fertility of afforested arable land compared to continuously forested sites. *Plant Soil* 275, 247–260. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-1869-4>
- Welch, D., Scott, D., Staines, B., 1997. Bark stripping damage by red deer in Sitka spruce in Western Scotland. III. Trends in wound condition. *Forestry* 70, 113–120.

- Welch, D., Staines, B.W., Scott, D., Catt, D.C., 1987. Bark-stripping damage by red deer in Sitka spruce in Western Scotland. II. Qound size and position. *Forestry* 61, 245–254.
- Wellock, M.L., Rafique, R., La Perle, C.M., Peichl, M., Kiely, G., 2014. Changes in ecosystem carbon stocks in a grassland ash (*Fraxinus excelsior*) afforestation chronosequence in Ireland. *J. Plant Ecol.* 7, 429–438. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtt060>
- Wiesmeier, M., Prietzel, J., Barthold, F., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., von Lützwow, M., Kögel-Knabner, I., 2013. Storage and drivers of organic carbon in forest soils of southeast Germany (Bavaria) - Implications for carbon sequestration. *For. Ecol. Manage.* 295, 162–172. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.01.025>
- Williams, M., 2000. Dark ages and dark areas: Global deforestation in the deep past. *J. Hist. Geogr.* 26, 28–46. <https://doi.org/10.1006/jhge.1999.0189>
- Wittingham, M.J., Evans, K.L., 2004. The effects of habitat structure on predation risk of. *Ibis (Lond. 1859)*. 146, 210–220.
- Wu, T., Yu, M., Wang, G., Wang, Z., Duan, X., Dong, Y., Cheng, X., 2013. Effects of stand structure on wind speed reduction in a *Metasequoia glyptostroboides* shelterbelt. *Agrofor. Syst.* 87, 251–257. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9540-6>
- WWF, 2016. Living Planet Reports 2016. Risk and resilience in a new era. Gland.
- Yamaguchi, D.K., 1991. A simple method for cross-dating increment cores from living trees. *Can. J. For. Res.* 21, 414–416. <https://doi.org/10.1139/x91-053>
- Yang, X., Yu, Y., Fan, W., 2017. A method to estimate the structural parameters of windbreaks using remote sensing. *Agrofor. Syst.* 91, 37–49. <https://doi.org/10.1007/s10457-016-9904-4>
- Zahradník, D., Vacek, S., Bílek, L., Nosková, I., Vacek, Z., 2010. State and development of phytocenoses on research plots in the Krkonoše Mts. forest stands. *J. For. Sci.* 56, 505–517.
- Zambrano-Monserrate, M.A., Carvajal-Lara, C., Urgilés-Sanchez, R., Ruano, M.A., 2018. Deforestation as an indicator of environmental degradation: Analysis of five European countries. *Ecol. Indic.* 90, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.02.049>

Zbiral, J., 2001. Porovnání extrakčních postupů pro stanovení základních živin v půdách
ČR. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno.