

# VLIV ZALESNĚNÍ ORNÉ PŮDY A RŮZNÉHO VĚKU LESNÍHO POROSTU NA TVORBU VODOSTABILNÍCH PŮDNÍCH AGREGÁTŮ (WSA)

## DIFFERENT AGE OF AFFORESTATION OF FORMER ARABLE LAND AND ITS EFFECT ON THE FORMATION OF WATER-STABLE AGGREGATES (WSA)

RADEK KLÍČ<sup>1)</sup> ✉ - LADISLAV ČEPELKA<sup>2,3)</sup> - MIROSLAV KRAVKA<sup>1)</sup>

<sup>1)</sup>Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Katedra plánování krajiny a sídel, Kamýčká 129, 165 00 Praha - Suchbátka, Czech Republic

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

<sup>3)</sup>Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., VS Opočno, Na Olivě 550, 517 73 Opočno, Czech Republic

✉ e-mail: klicr@fzp.czu.cz

### ABSTRACT

Research was focused on determination of water-stable aggregates (WSA) distribution in soil (cambisol) under different land use (forest, arable land) taking into account also the age of forest stand. Soil samples were collected at three localities separately for arable and forest soil. The localities were selected from map in places where arable land had been afforested in the past. Afterwards 30 samples were dry sieved and then wet sieved to determine the percentage of individual soil fractions of WSA, which allowed comparison of localities. Results showed that from the land use perspective, no prominent differences were evident after dry sieving. However, after the subsequent wet sieving, there was a distinct change. For arable soil, the fraction larger than 2 mm was almost entirely (98.22–98.88%) dissolved into smaller fractions, while the results of forest soil showed much better soil properties, as the largest fractions (>2 mm and 2–1 mm) were still represented in the sample in the range of 34.18% to 69.14%. From the results, it is possible to conclude that aggregation already occurs between 10 and 24 years after the establishment of the forest stand, which should be more investigated during the following research.

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

**Klíčová slova:** využití půdy; půdní fyzika; půdní struktura; vodostabilní agregáty; WSA

**Key words:** land use; soil physics; soil structure; water-stable aggregates; WSA

### ÚVOD

Půda se v rámci celého ekosystému významně podílí na koloběhu látek a toku energie. Její vlastnosti jsou charakteristicky formovány v závislosti na matečné hornině, délce a intenzitě působení fyzikálních a chemických faktorů, a mohou se lišit i v závislosti na metodách hospodaření a využití půdy (land-use). Je také prostředím pro různé organismy, které společně s pevnými částicemi vytvářejí složitý soubor vzájemně se ovlivňujících složek (SOLOMON et al. 2000). Její důležitou fyzikální vlastností je struktura, která se může různit v čase a prostoru. Seskupováním elementárních půdních částic vznikají strukturální elementy, tzv. agregáty (ŠARAPATKA 2014), které jsou společně s dalšími faktory významnou složkou půdní struktury. Zásadním způsobem

tak ovlivňují mnoho důležitých procesů spojených s vodním režimem (REGELINK et al. 2015; SEKARAN et al. 2021) a růstem rostlin i obhospodařováním půdy (KAY 1990). Zejména ve vrchní vrstvě dochází prostřednictvím řady procesů k agregaci půdních částic (LETEY 1991). Tento proces sestává z mnoha chemických, biologických a fyzikálních procesů, jež probíhají zpravidla souběžně (SIX et al. 2004). Agregáty svým složením a tvarem výrazně ovlivňují infiltraci, retenci a pohyb vody v půdě (RUIZ-VERA, WU 2006). Podle míry rozplavitelnosti agregáty dělíme na makroagregáty (>250 μm) a mikroagregáty (<250 μm), respektive na agregáty vodostabilní (WSA) a nestabilní (EDWARDS, BREMNER 1964; TISDALL, OADES 1982). Na jejich vznik má vliv několik faktorů, zejména vlhkost půdy a působení kořenů rostlin (KONG et al. 2005), obsah organické hmoty (OM), výskyt půdních organismů

(Jo et al. 1985), obsah jílů (ATTOU et al. 1998; CHENU et al. 2000), množství uhlíkatů a oxidů Fe a Al (AMÉZKETA 1999). WSA společně s objemovou hmotností (OH) jsou důležitými indikátory půdně-fyzikálních vlastností. Proto jsou často používány pro hodnocení kvality půd (SCOTT 2000; HILLEL 2004; ABIVEN et al. 2009), popřípadě jejich degradace (IMESON, VIS 1984; GRANDY, ROBERTSON 2006). Během působení vody dochází k rozpadu některých makroagregátů na mikroagregáty a na primární půdní částice. Jedná se o nepříznivý jev, neboť menší částice se snáze přemísťují v procesu půdní eroze a případně na povrchu vytváří hůře prostupnou vrstvu, což vede k poklesu míry infiltrace (LE BISSONNAIS, ARROUAYS 1997; VAVŘÍČEK, KUČERA 2014). Intenzivní formy zemědělství ovlivňují komplex organických složek půdy (BLANCO CANQUI, LAL 2004; SOARES 2022). Efekt se projevuje jako pokles zastoupení WSA (WATERS, OADES 1991). Je-li půda ponechána bez vlivu obdělávání, zastoupení WSA narůstá (IMESON 1995), což umožňuje pronikání kořenů rostlin i edafonu do půdního profilu (ŠIMEK 2003). Krajina střední Evropy je tradičně rozdělována na ornou půdu a les. Vzájemné zastoupení ploch se historicky měnilo, přičemž hlavním trendem bylo snižování plochy lesa. V posledních letech dochází i k zalesňování orné půdy. Z dostupných výzkumů je patrné, že přeměna využívání půdy z lesů na ornou půdu vede ke změně chemických, fyzikálních a biologických vlastností půdy (ZHANG et al. 2004; GEISSEN et al. 2009).

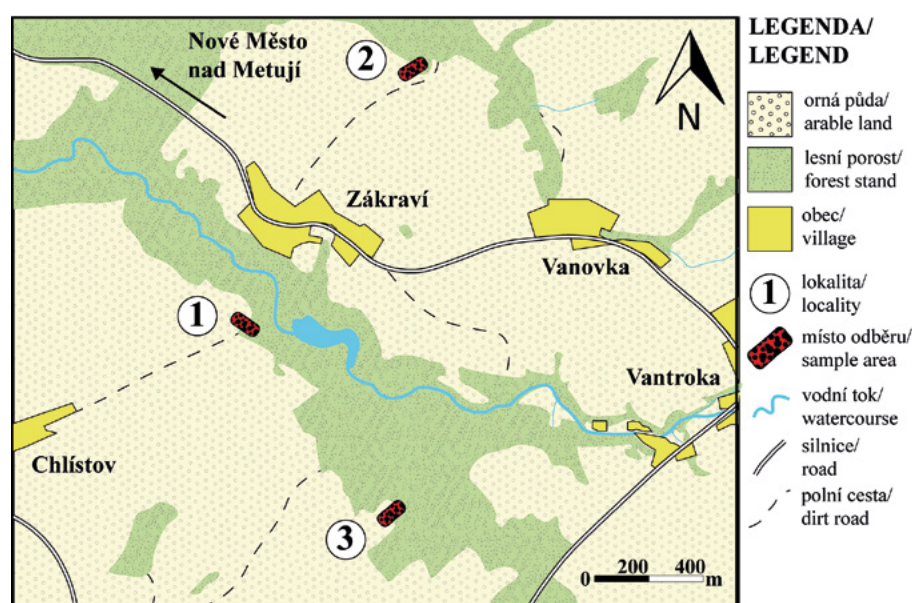
Převod půdy (většinou les nebo přírodní bezlesí – step) na ornou půdu je dostatečně popsán (PANAYIOTOPOULOS, KOSTOPOULOU 1989; CARAVACA et al. 2004; SAHA et al. 2011; KALHORO, RAZA 2017; POLLÁKOVÁ et al. 2018). Změna využití má vliv na agregaci půdy, kdy dochází zejména ke snížení zastoupení makroagregátů (HAGHIGHI et al. 2010). Pro zmírnění tohoto nepříznivého jevu se v praxi používají různé postupy ke zvýšení agregace a OM. Příkladem je bezorebný systém, pěstování víceletých plodin případně převod půdy na trvalé travní porosty nebo les (BRONICK, LAL 2005; PLAZA-BONILLA et al. 2010). Velmi málo zdrojů je k problematice přeměny z orné půdy na lesní, kterou se zabývalo prozatím jen několik autorů (KUPKA, PODRÁZSKÝ 2010; PODRÁZSKÝ et al. 2011; VOLKOVÁ et al. 2020; SOLEIMANY et al.

2021). Například MESSING et al. (1997) uvádí výsledky ze Švédska, kdy byla orná půda zalesněna po dobu 30 let monokulturou topolu nebo břízy a následně naměřena větší makro porozita. Změna ve struktuře půdy se projevuje nejen v tak kontrastních podmínkách jako je lesní a orná půda, ale například i u převodu lesa na plantáže bambusu nebo čaje (HAO et al. 2019). Viditelným znakem obnovy lesního půdního prostředí je zformování povrchových organických horizontů vznikajících opadem a rozkladem nadzemní rostlinné biomasy (KACÁLEK et al. 2007; PODRÁZSKÝ et al. 2009, 2016; HATLAPATKOVÁ, PODRÁZSKÝ 2011). VOPRAVIL et al. (2014) uvádí, že zalesnění zemědělské půdy napomáhá k nárůstu pórovitosti a zlepšení stability agregátů. U půdy s optimální strukturou může hodnota pórovitosti dosahovat až 70 %. Naopak u půd ulehčích (zhuťněných) může být pórovitost pouze kolem 30 % (PAVLŮ 2019). Bylo také potvrzeno, že zalesnění zemědělské půdy významně snižuje teplotu vzduchu nad povrchem (VOPRAVIL et al. 2022). Prozatím nebyl příliš zkoumán vývoj změn struktury půd vlivem rozdílného využívání v čase. Zdá se, že procesy agregace probíhají řádově v týdnech (BAMBERG et al. 2011), zatímco změny ve složení mikrobiálních komunit v letech (UPCHURCH et al. 2008). Hlavním cílem této práce bylo zjistit, jak rychle se projevuje zalesnění na vlastnostech dřívější orné půdy z hlediska tvorby WSA. V rámci zjednodušení nebyly zkoumány vlivy druhové skladby porostu. Dílčím cílem bylo porovnat vzorky odebrané v různé vzdálenosti od hraničního bodu a zjistit případné výrazné rozdíly.

## MATERIÁL A METODIKA

### Výběr lokalit

Pro výběr lokalit se zalesněnou ornou půdou bylo využito srovnání historických a současných ortofoto snímků (obr. 2, 3 a 4) dostupných na mapových serverech (GEOPORTAL 2022; MAPY 2022). Byly vybrány maximálně srovnatelné lokality (viz tab. 1; obr. 1) mající stejné klimatické podmínky (srážky, teplota) vzhledem k tomu, že jsou od



**Obr. 1.**  
Zkoumané lokality s vyznačenými místy odběru  
Studied localities with marked sample areas

sebe vzdálené méně než 1,5 km. Nacházejí se do 3 km jihovýchodním směrem od Nového Města nad Metují shodně v nadmořské výšce kolem 400 m. Půdním typem je kambizem (BPEJ 2022). Byly zjištěny parametry porostu (ÚHŮL 2022) a ověřeny na místě. Oblast spadá do orlickohorského bioregionu (1.69) (CULEK 1995). Potenciální přirozenou vegetací jsou dubové bučiny, průměrná roční teplota je zde přibližně 7–8 °C a roční srážkový úhrn 600–750 mm. Další podrobnosti k lokalitám jsou v tab. 1.

#### Odběr vzorků

Během odběru, který proběhl v červnu 2022, bylo postupováno dle standardní přípravy vzorku (DANE, TOPP 2002). Na každé lokalitě byl zvolen počáteční bod na hranici pole a lesa a byly zapsány jeho souřadnice. Ve vzdálenosti 20 metrů od tohoto bodu směrem do pole byla vytyčena plocha 1 m<sup>2</sup>. Z odlišných míst na této ploše bylo odebráno

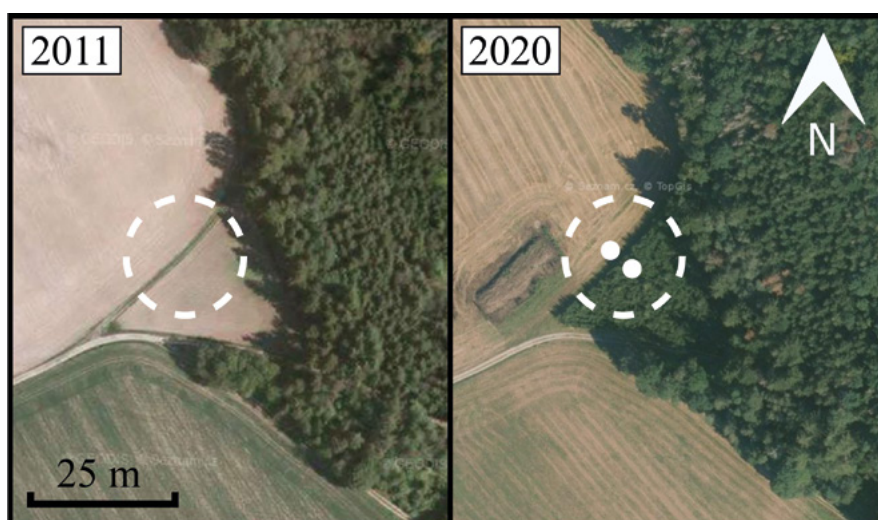
6 půdních vzorků (složený vzorek), které byly společně umístěny do označeného sáčku tak, aby nemohlo dojít k záměně (SÁŇKA, ZÍMOVÁ 2016). Složený vzorek je souhrn dvou nebo více dílčích vzorků odebraných z dávky (HORÁLEK et al. 2010). Pro upřesnění byly složené vzorky vždy popsány číslem lokality, písmenem označující využití půdy a vzdáleností od hraničního bodu. Například vzorek 1-L-20 označoval první lokalitu, les a odběr ve 20 metrech od počátečního bodu. Odběr byl proveden do maximální hloubky 10 cm (horizont 0-A) pomocí železné zahradnické lopatky. Hmotnost vzorku byla přibližně 1 kg. Obdobně došlo k odebrání vzorku v lese, opět 20 m od počátečního bodu. Pro zjištění, zda má na tvorbu agregátů nějaký vliv vzdálenost od okraje porostu, byl vzorek odebrán také ve vzdálenosti 10 m od počátečního bodu. Při odběru na poli došlo k částečnému odstranění pěstované plodiny. V případě lesa byla odstraněna vrstva nadložního humusu. Celkový počet směsných vzorků byl 12 pro jednotlivé varianty (např. 1-L-20, 2-L-20, 1-A-10, 2-A-10). Složené vzorky byly přemís-

Tab. 1.

Charakteristiky zkoumaných lokalit  
Characteristics of the studied plots

Lokalita/Locality	1. Chlístov	2. Zákraví	3. Val
GPS	50.3264233N, 16.1839383E	50.3353611N, 16.1926944E	50.3210000N, 16.1920556E
Věk porostu (roky)/ Stand age (years) (2022)	10	24	67
Druhová skladba/ Species composition (%)	buk/beech 100	smrk/spruce 80, modřín/larch 10, třešeň/cherry 5 borovice/pine 3, jedle/fir 2	smrk/spruce 99, modřín/larch 1
SLT/Ecosite		3S1 Svěží dubová bučina šřavelová <sup>1</sup>	3K5 Kyselá dubová bučina borůvková <sup>2</sup>
Pěstovaná plodina/ Cultivated crop (2022)	kukuřice/corn	ječmen/barley	ječmen/barley

<sup>1</sup>*Querceto-Fagetum mesotrophicum – oxalis acetosella*; <sup>2</sup>*Querceto-Fagetum acidophilum – vaccinium myrtillus*



Obr. 2.

Lokalita u obce Chlístov – snímkování z roku 2011 a 2020; zalesnění provedeno v roce 2012, vzorky odebrány 2022, věk porostu 10 let

Fig. 2.

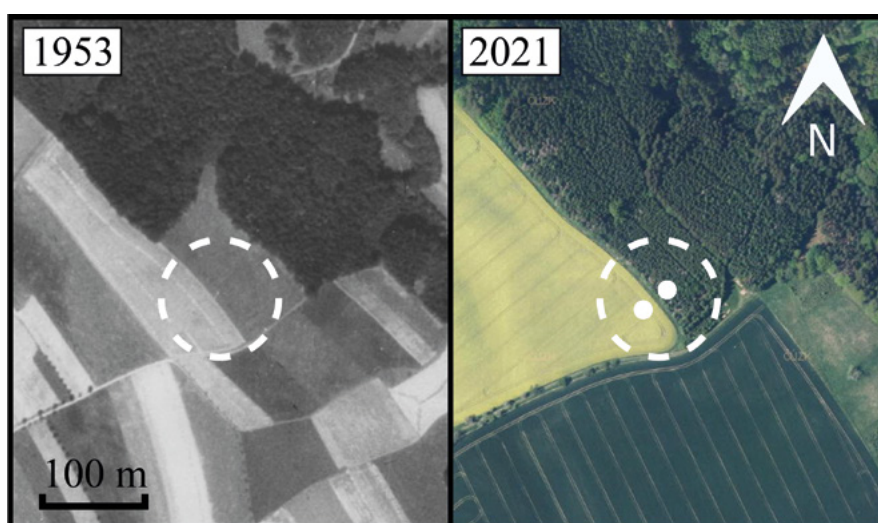
Locality Chlístov – photography from 2011 and 2020; the site was afforested in 2012, sampled in 2022, stand age 10 years

těny do laboratoře, vysypány a rozprostřeny do rovnoměrné vrstvy, která následně 14 dní přirozeně vysychala při stálé laboratorní teplotě přibližně kolem 20 °C. V této fázi došlo k odstranění větších kamenů a také zbytků organických materiálů (kořenů, listů).

#### Stanovení vodostabilních půdních agregátů (WSA)

Po proschnutí byly pro každou lokalitu a variantu vytvořeny směsné vzorky neboli soubor dílčích či jednotkových vzorků, které si zachovávají svoji identitu (HORÁLEK et al. 2010). Postupovalo se tak, že byl každý směsný vzorek rozdělen na čtvrtiny a postupně byla z každé

čtvrtiny odebrána půda, dokud výsledný směsný vzorek nevážil 200 g s tolerovanou odchylkou  $\pm 1$  g. Následoval suchý prosev připravených 200 g na laboratorní třepače při intenzitě 100 %, době trvání 10 minut a za použití sady sít s velikostí ok  $>2$ ; 1; 0,5; 0,25; 0,1 mm zakončených spodním miskou pro frakce  $<0,1$  mm. Frakce po suchém prosevu byly zváženy a umístěny do označených nádob. Následoval přepočít pro vytvoření 20 g vzorku ( $Vz_{20}$ ), který byl sestavován po suchém prosevu z procentuálních zastoupení jednotlivých zrnitostních frakcí. Odchylka při vážení byla  $\pm 0,01$  g. Sestavený  $Vz_{20}$  byl umístěn do plastové zkumavky a zalit vodou, kde zůstal ponořený po dobu 120 minut. Tento krok simuluje navlhčení půdy například během slabého deště.



**Obr. 3.** Lokalita u obce Zákřaví – snímkování z roku 1953 a 2021; zalesnění provedeno v roce 1998, vzorky odebrány 2022, věk porostu 24 let  
**Fig. 3.** Locality Zákřaví – photographs from 1953 and 2021, the site was afforested in 1998, sampled in 2022, stand age 24 years



**Obr. 4.** Lokalita u obce Val u Dobrušky, snímkování z roku 1953 a 2021, zalesnění provedeno v roce 1955, vzorky odebrány 2022, věk porostu 67 let  
**Fig. 4.** Locality Val – photographs from 1953 and 2021; the site was afforested in 1955, sampled in 2022, stand age 67 years

Poté byl  $Vz_{20}$  umístěn na vrchní síto a sada sít zalita vodou. Následoval mokrý prosev (YODER 1936; KEMPER, ROSENAU 1986; HAYNES 1993), který byl proveden přístrojem, založeným na parametrech Bakšajevova laboratorního zařízení (VADJUNINA, KORCHAGINA 1986). Sada sít pro mokrý prosev byla totožná jako pro suchý, tedy >2; 1; 0,5; 0,25; 0,1 a <0,1 mm. Doba mokrého prosévání byla 15 minut, během níž přístroj vykonal 12 cyklů. Při každém cyklu docházelo k náklonu sady sít v úhlu 45 stupňů na obě strany. Mokrý prosev byl 5× zopakován pro každou variantu (např. 1-L-20). Po mokrému prosevu byla síta vyjmuta, přičemž obsahovala jednotlivé frakce WSA. Ze sít byly frakce přemístěny na Petriho misky a vysušeny v laboratorní peci při teplotě 50 °C. Doba sušení byla 8 hodin, což zaručilo výpar veškeré vody ze vzorků. Na závěr procesu byly frakce všech 5 opakování (pro danou variantu) zváženy a poté bylo stanoveno procentuální rozdělení (WSA). Z hodnot zastoupení jednotlivých frakcí byl vypočten průměr a získaná data byla použita k statistickému zpracování v programu MS Excel 2016.

### Výpočet středního hmotnostního průměru (MWD)

Pro možnost přehledného srovnání všech získaných dat jedním parametrem byl vybrán MWD (mm), který byl vypočten ze získaných hodnot půdních frakcí po provedeném mokrému prosévání za pomoci vzorce (BAVEL 1949):

$$MWD = \sum_{i=1}^n \bar{x}_i * w_i$$

kte:  $\bar{x}_i$  – střední průměr (mm) velikostní frakce  
 $w_i$  – podíl celkového vzorku (hmotnostní) této velikostní frakce  $i$   
 $n$  – celkový počet frakcí

## VÝSLEDKY

### Suchý prosev

Z hlediska suchého prosevu (tab. 2) byly v lesní půdě výrazně (53,39–82,73 %) zastoupeny frakce agregátů >2 mm. Zbývající frakce v lesní půdě měly zastoupení menší než 14 % a nejnižší hodnoty dosahovaly frakce <0,1 mm a částečně v rozmezí 0,25–0,1 mm. Podobně největší hodnoty u orné půdy dosahovala frakce >2 mm (29,10–49,04 %). Významná byla také hodnota 19,79 % pro frakci <0,1 mm.

### Mokrý prosev

Z výsledků pro lesní půdu (tab. 2) je patrné, že u druhé a třetí lokality nedošlo k velkému rozplavení do menších frakcí a nejvíce zastoupené stále zůstávají půdní agregáty >2 mm (44,14–52,34 %). U první lesní lokality je zastoupení frakcí >2 mm nižší (20,46 %) a převažuje hodnota (27,23 %) pro frakci 0,5–0,25 mm. Naopak pro ornou půdu měla nejmenší zastoupení frakce >2 mm (tab. 2). Došlo zde k výraznému úbytku a velkou část frakce >2 mm (přibližně 80 %) tvořily po mokrému prosevu drobné kameny, které však byly ze vzorku ručně odstraněny a nebyly započítány jako hodnoty WSA.

Výsledky ohledně vlivu vzdálenosti (tab. 3) na tvorbu WSA naznačují, že zde není patrný výrazný rozdíl (většinou mezi 0,5–5%; max. 11,30 %) mezi odběrem v 10 a 20 m od hraničního bodu pro všechny zkoumané lokality v obou případech využití půdy.

Z hlediska srovnání všech lokalit pomocí hodnoty MWD (obr. 5) bylo zjištěno, že na první lokalitě je z hlediska WSA rozdíl mezi částicemi lesní a orné půdy jen 0,12. Struktura lesní a orné půdy není tedy

**Tab. 2.**

Změna rozdělení frakcí WSA na jednotlivých lokalitách po suchém a následném vlhkém prosevu ve vzdálenosti 20 m od počátečního (hraničního) bodu

Change in fraction distribution of WSA at the localities after dry and subsequent wet sieving at a distance of 20 m from the initial (border) point

Lokalita/ Locality	Využití půdy/ Land use	Věk/Plodina Age/Crop	Metoda prosevu/ Sieve method (%)	Velikost frakcí / Fraction size (mm)					
				>2	2-1	1-0,5	0,5-0,25	0,25-0,1	<0,1
1.	les <sup>1</sup>	10	suchá <sup>3</sup>	82,73	6,91	2,69	2,20	1,89	3,60
			mokrá <sup>4</sup>	20,46	13,72	15,82	27,23	16,08	6,69
	orná <sup>2</sup>	kukuřice/corn	suchá	29,10	16,01	9,68	15,21	10,21	19,79
			mokrá	1,12	9,44	11,30	40,79	15,61	21,74
2.	les	24	suchá	53,39	13,91	10,52	8,52	7,58	6,08
			mokrá	52,34	16,80	12,72	9,57	6,77	1,79
	orná	ječmen/barley	suchá	49,04	18,29	7,92	9,74	6,31	8,70
			mokrá	2,36	13,46	22,05	24,15	22,30	15,67
3.	les	67	suchá	67,34	5,25	4,08	5,40	5,27	12,67
			mokrá	44,14	11,81	24,23	7,68	3,31	8,83
	orná	ječmen/barley	suchá	48,80	15,91	10,35	10,27	4,85	9,83
			mokrá	1,78	4,20	17,60	35,01	32,88	8,53

<sup>1</sup>forest; <sup>2</sup>arable; <sup>3</sup>dry; <sup>4</sup>wet

**Tab. 3.**

Rozdělení frakcí WSA po mokrém prosevu ve vzdálenosti 10 m od počátečního (hraničního) bodu  
Distribution of fractions of WSA after wet sieving at a distance of 10 m from the initial (boundary) point

Lokalita/ Locality	Využití půdy/ Land use	Věk/Plodina/ Age/Crop	Velikost frakcí/Fraction size (mm)					
			>2	2-1	1-0,5	0,5-0,25	0,25-0,1	<0,1
1.	les <sup>1</sup>	10	17,35	17,14	21,44	21,06	17,08	5,93
	orná <sup>2</sup>	kukuřice/corn	1,54	10,38	14,86	36,44	19,52	17,26
2.	les	24	43,32	20,73	24,02	5,95	3,90	2,08
	orná	ječmen/barley	3,13	13,22	26,82	32,74	19,52	4,57
3.	les	67	43,24	8,84	28,78	11,13	3,36	4,66
	orná	ječmen/barley	2,16	12,28	14,07	33,31	31,23	6,95

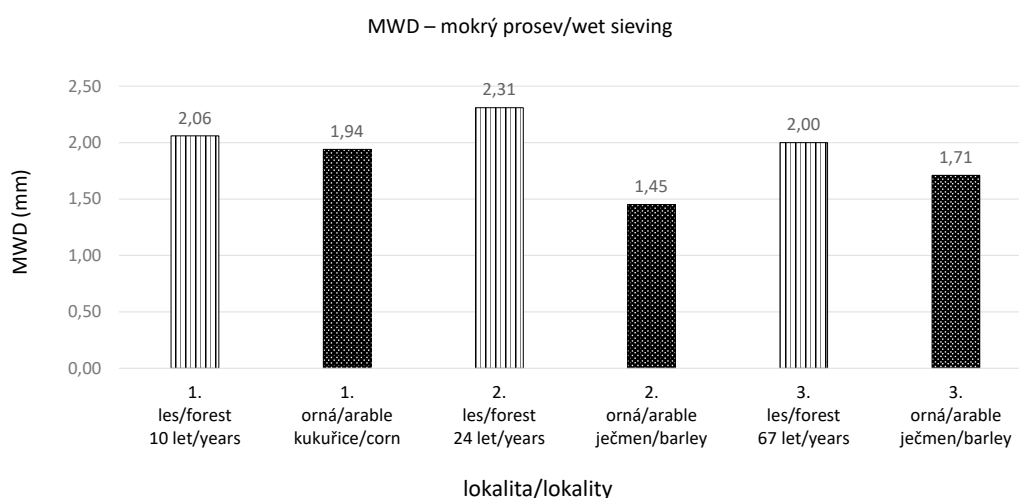
<sup>1</sup>forest; <sup>2</sup>arable

**Tab. 4.**

Základní statistické údaje; na každé lokalitě bylo zkoumáno 20 vzorků (10 les, 10 orná)  
Basic statistical data; 20 samples were examined at each locality (10 forest, 10 arable)

Lokalita/ Locality	Využití půdy/ Land use	Vzdálenost/ Distance (m)	SD	VAR	MED
1.	les <sup>1</sup>	10	0,22	0,05	2,12
		20	0,25	0,07	1,84
	orná <sup>2</sup>	10	0,18	0,10	1,63
		20	0,12	0,20	1,67
2.	les	10	0,09	0,01	1,98
		20	0,10	0,01	2,23
	orná	10	0,21	0,04	1,80
		20	0,19	0,04	1,44
3.	les	10	0,13	0,02	2,16
		20	0,31	0,10	1,83
	orná	10	0,32	0,10	1,70
		20	0,05	0,01	1,69

Captions: SD – směrodatná odchylka/standard deviation; VAR – rozptyl/variance; MED – medián/median;  
<sup>1</sup>forest; <sup>2</sup>arable

**Obr. 5.**

Hodnota MWD pro všechny lokality a využití půdy  
MWD value for all localities and land use

v rámci první lokality výrazně odlišná. Naopak vliv agregace je patrný na druhé lokalitě s větším rozdílem MWD (0,86 %). Hodnoty MWD byly statisticky vyhodnoceny (tab. 4). Dle tříd pro určení stability půdních agregátů (LE BISSONNAIS 1996) se orné půdy na všech lokalitách a lesní půda na 3. lokalitě řadí mezi stabilní. Lesní půda na 1. a 2. lokalitě je pak označena jako velmi stabilní.

## DISKUSE

### Mokrý prosev

V naměřených datech na první lokalitě pro lesní půdu s věkem porostu 10 let bylo zjištěno, že podstatná část frakcí >2 mm naměřených po suchém prosevu byla během následného mokrého prosevu rozplavena do menších frakcí. Největší zastoupení (27,23 %) bylo zaznamenáno u hodnot v rozmezí 0,5–0,25 mm. Snadněji tak dochází k tvorbě povrchových krust a ke snížení míry infiltrace (SHAINBERG 1985). U orné půdy, na které rostla kukuřice, jsou zajímavé dvě hodnoty. První je 1,12 %, které obsahovala frakce >2 mm, a je tak znatelné rozplavení agregátů působením vody například při dešti. Druhou hodnotou je pak vyšší zastoupení (40,79 %) frakce 0,5–0,25 mm, což způsobuje menší infiltraci vody a vyšší vodní erozi. Agregáty <1,2 mm jsou totiž použitelným indikátorem, který svědčí o degradaci půdy (WHALLEN, CHANG 2002). Na zmíněné zhoršené podmínky může mít také vliv pěstovaná kukuřice, která netvoří stejnoměrný vegetační pokryv (BRANT et al. 2020). Dochází tak k rychlému odtoku vody z orné půdy a unášení menších částic (YOUNG 1990; DURÁN ZUAZO, RODRIGUEZ PLEGUEZUELO 2008).

Druhý zkoumaný 24letý les a jeho půdní podmínky měly pravděpodobně významný vliv na utváření vodostabilních půdních agregátů dle hodnot u největší frakce. Z tabulky 2 je zřejmé, že procentuální složení při suchém a následném mokřém prosévání pro frakci 2 mm se téměř nezměnilo a značí dobré filtrační vlastnosti zdejší půdy. I další dvě frakce v rozmezí 2–0,5 mm mají z hlediska celého vzorku zastoupení větší než 25 %. Zbývající části vzorku v rozmezí do 0,5 mm, které by při výrazném zastoupení poukazovaly na horší půdní podmínky, tvoří jen 18,13 %. V orné půdě měla naopak nejmenší zastoupení frakce >2 mm s hodnotou 2,36 %. Tato půda s pěstovaným ječmenem vykazuje vyšší hodnoty (22,05 %) pro frakci 1–0,5 mm ve srovnání s první lokalitou (11,30 %), kde byla pěstována kukuřice. Orná půda na 2. lokalitě je tedy z hlediska struktury lepší.

Nejstarší lesní porost s věkem 67 let měl opět největší zastoupení (44,14 %) pro frakce >2 mm a kvalitní soudržnost agregátů po mokřém prosévání. Orná půda na třetí lokalitě měla parametry podobné oběma předchozím zejména s hodnotou pouze 1,78 % pro frakci >2 mm. Frakce pomáhající k vyšší infiltraci zde téměř vůbec nebyly. Orná půda s ječmenem měla zhoršené vlastnosti vzhledem k přítomnosti frakcí v rozmezí 0,5–0,1 mm, které tvořily 67,89 % vzorku.

Zjištěné výsledky potvrzují, že na zastoupení frakcí WSA má vliv využívání půdy, kdy v lesní půdě vždy převažovaly frakce >2 mm. SŁOWIŃSKA-JURKIEWICZ (1989) potvrzuje stejný vliv z hlediska využití půdy. Je doloženo, že půda obsahovala nejvíce frakcí WSA v případě lesa či pastviny, kde frakce v rozmezí 4,76–0,25 mm (tedy makroagregáty), měla zastoupení mezi 83–90 % vzorku a naopak v orné půdě převažovaly částice menší než 0,5 mm (MOSTAFA et al. 2008). V případě měření u víceletých plodin a kultur jako je sad byly změřeny vyšší hodnoty WSA než u jednoletých plodin (HAN et al. 2010). Celá řada autorů (GREENLAND 1981; DALAL, BRIDGE 1996; PAGLIAI et al. 2004) došla k závěru, že makroagregáty po mokřém prosévání dosahují nižšího zastoupení u obhospodařovaných půd. Jednotliví autoři poměrně často vyjadřují zastoupení WSA různými způsoby (například jen jako frakce >0,25 mm), a proto je z hlediska srovnání vhodné uvést hod-

notu MWD (mm). Nami zjištěné hodnoty (obr. 5) odpovídají skutečnosti, že MWD je v lesní půdě vyšší ve srovnání s ornou. Pro srovnání GAJIC et al. (2006) uvádí hodnoty MWD (mm) pro les 2,32 (hloubka 0–10 cm) a pro ornou půdu 1,21 (hloubka 0–10 cm). ZHU et al. (2021) ve svém výzkumu uvádějí konkrétní výsledky MWD (mm): 1,45 (les), 0,73 (travní porost) a 0,32 (orná půda). Stejnou závislost na využití půdy potvrzuje PODRÁZSKÝ et al. (2015), kde jsou však hodnoty vyšší, zřejmě z hlediska lepší kvality půdy, tedy MWD (mm): 2,29 (les), 2,00 (pastvina), 1,29 (orná).

### Vliv vzdálenosti od hranice pole-les

U orné půdy bylo předpokládáno, že v obou vzdálenostech měření, tedy 10 a 20 m od hraničního bodu budou výsledky podobné bez výkyvů získaných dat. Ve většině případů byl tento předpoklad dosažen (tab. 3). Výjimku tvoří frakce <0,1 mm na druhé lokalitě, kde došlo k rozdílu 11,1 %. Na třetí lokalitě byl největší rozdíl u frakce 2–1 mm s odchylkou 8,08 %. Na tyto rozdíly mohl mít vliv omezený počet vzorků, které byly testovány metodou mokrého prosevu. V případě lesní půdy byl zvažován větší vliv vzdálenosti od porostního okraje na tvorbu agregátů (například prostorové uspořádání a hustota) a také povětrnostní vlivy. Vliv mohlo mít také zastoupení dřevin. VOPRAVIL et al. (2021) zjistil vyšší obsah WSA při zalesnění směsí listnáčů (*Quercus robur*, *Quercus rubra*, *Acer platanoides*) ve srovnání s borovicí lesní (*Pinus sylvestris*). Naše výsledky (tab. 3) však ukazují, že i zde jsou hodnoty zastoupení jednotlivých frakcí srovnatelné. Pro příklad k největší shodě dochází na druhé lokalitě pro frakci >2 mm, kde byla ve vzdálenosti 10 m zjištěná hodnota 44,14 %; ve 20 m pak 43,24 %. Menší rozdíl (11,03 %) nastal jen u frakce 1–0,5 mm na druhé lokalitě.

### Vliv stáří porostu

Většina dosavadních výzkumů je zaměřena zejména na převod pastviny či lesa na ornou půdu. Například SPOHN, GIANI (2010) srovnávaly dynamiku zastoupení makro- a mikroagregátů při převodu pastviny na ornou půdu. Výzkum proběhl v severním Německu v časové řadě 0 až 45 let na různých plochách. Podíl makroagregátů klesal v čase, a naopak zastoupení mikroagregátů rostlo, přičemž oba procesy svou dynamiku zpomalují přibližně ve 20–25 letech. Rychlost návratu do původního stavu po disturbanci závisí na její intenzitě. Např. trvalý travní porost narušený jednou orbou se vrací do původních parametrů za 5 let (LINSLER et al. 2015), v případě převodu degradované orné půdy na pastvinu je změna patrná po 10 až 15 letech (KÖSTERS et al. 2013). HOLÁTKO et al. (2022) uvádí vliv výsadby stromů na strukturu půdy, kde hodnota MWD (mm) stoupla v průběhu tří let po výsadbě z 1,63 na 1,85. Ohledně objemové hmotnosti (OH), kterou ve svém výzkumu určil RITTER et al. (2003), byly hodnoty OH vyšší u nově zalesněných ploch. U pastviny a starého lesa byla hodnota OH nižší. Podobně jako v našem výzkumu studovali WALL, HYTÖNEN (2005) efekt zalesnění zemědělské půdy smrkem v jižním Finsku u porostů starých 10 a 60 let a porovnávali je s okolní zemědělskou (ornou) půdou a starým lesem. Zjistili, že v místních klimatických a půdních podmínkách nestačí 60 let k tomu, aby se zalesněná půda navrátila do parametrů starého lesa. Nicméně dochází k rozdílu oproti orné půdě ve formě zvýšení pH, obsahu OM, celkového N a snížení OH (zvýšení WSA). V případě našeho výzkumu na první lesní lokalitě bylo zjištěno větší zastoupení frakcí WSA v rozmezí 0,5 až <0,1, které dohromady tvořilo přesně 50 %. Z hlediska výskytu částic >2 mm zde byla hodnota oproti srovnávaným zalesněným lokalitám více než o polovinu menší, přesněji 20,46 %. Zdá se tedy, že v takto mladém porostu (10 let) je již agregace do vyšších frakcí patrná, ale ještě nestačilo dojít k vytvoření vyššího zastoupení WSA. IMESON (1995) uvádí, že stabilizace frakcí v rozmezí 0,02 až 0,06 mm může trvat 15 až 20 let po narušení. Stabili-

zace makroagregátů oproti tomu probíhá rychleji (do pěti let), jakmile je předchozí orná plocha zastíněna vegetací. Převod přirozeného lesního porostu na plantáž dřevin (borovice) zkoumala NASCIMENTO et al. (2021). Přibližně 13letá plantáž založená ve sponu 3 × 3 m měla nižší zastoupení makroagregátů a vyšší mikroagregátů, tj. podobný efekt jako u orné půdy. Naše druhá lesní lokalita se stářím porostu 24 let měla z hlediska výskytu větších frakcí WSA lepší výsledky. Frakce větší než 2 mm zde měla hodnotu 52,34 % naznačující příznivé půdní podmínky pro infiltraci a také následnou retenci vody v půdě (SIX et al. 2004; NICHOLS, TORO 2011). V tabulce 2 je dobře patrná klesající tendence směrem od vyšších frakcí po ty nižší. Na takto příznivé půdní podmínky má pravděpodobně vliv uspořádání porostu. Stromy se zde nacházejí přibližně ve čtvercovém sponu se vzdáleností 1,2 m. I na výsledcích z třetí lokality s věkem 67 let je viditelně vyšší (44,14 %) zastoupení frakce >2 mm. Na rozdíl od obou předchozích lesních porostů je zde zvýšená hodnota pro frakci 1–0,5 mm, která tvoří téměř čtvrtinu vzorku (24,23 %). Vliv může mít hustota porostu, protože ve srovnání s ostatními porosty je tento řídký a lze předpokládat, že po delší dobu zde tak intenzivně nepůsobí vliv kořenů (GRAF, FREI 2013). Z námi zjištěných výsledků (tab. 2) je možné říci, že k největšímu nárůstu větších frakcí WSA u lesních půd dochází mezi 10. až 24. rokem. K podobnému závěru došel PODRÁZSKÝ et al. (2015). Uvádějí, že k největší změně dochází mezi 15. až 30. rokem, neboli přetrvává vliv orné půdy. Srovnatelný je výzkum zaměřený na distribuci WSA v čajo- vých plantážích různého stáří (0–55 let). Z hodnot je možné pozorovat největší pozitivní změnu na tvorbu WSA mezi 0. až 25. rokem a poté dochází k mírnému poklesu největších frakcí (ZHU et al. 2019). Je tedy evidentní, že vliv věku lesa na tvorbu WSA je významný a toto téma bude vhodné detailněji studovat.

## ZÁVĚR

Zkoumány byly tři lokality a na každé z nich porovnáno zastoupení vodostabilních půdních agregátů (WSA) na lesní a orné půdě. Z hlediska využití půdy nebyly po suchém prosévání patrné velké rozdíly. Bylo zjištěno, že frakce >2 mm měla vždy největší zastoupení, a to v rozmezí 29,10–82,73 % pro všechny testované varianty. Po následném mokřím prosevu však došlo ke zřetelné změně. U orné půdy byla frakce >2 mm téměř celá (98,22–98,88 %) rozplavena do menších frakcí. Naopak největší zastoupení (24,15–40,79 %) pro ornou půdu měla frakce 0,5–0,25 mm ukazující na horší infiltraci do půdy, neboť při dešti dochází k vytvoření málo propustné vrstvy. Výsledky mokřím prosevu lesní půdy ukazují na mnohem lepší půdní vlastnosti, neboť největší frakce (>2 mm a 2–1mm) zůstávají ve vzorku stále zastoupeny v rozmezí 34,18–69,14 % a u půdy lze předpokládat dobré infiltrační a retenční schopnosti. Odběr vzorků byl také prováděn ve dvou vzdálenostech od hraničního bodu (10 a 20 m). Získané výsledky potvrdily, že vzdálenost, ve které byl proveden odběr vzorků, nemá významný vliv a naměřené hodnoty jsou srovnatelné v obou případech využití půdy. U lesních lokalit byl také sledován vliv věku porostu na tvorbu vodostabilních půdních agregátů. Z výsledků se zdá, že u druhé lokality (24 let), která dosáhla nejlepších hodnot (>2 mm = 52,34 %), již dochází k velmi kvalitní agregaci, na niž má patrně vliv zahuštění porostu. U třetí lokality je vliv věku (67 let) také zřetelný a je zde opět vidět zastoupení větších frakcí. Oproti druhé lokalitě je to méně (>2 mm = 44,14 %), což je zřejmě tím, že jsou na třetí lokalitě stromy ve větším rozestupu (menší činnost kořenů). U první lokality (10 let) tvoří větší agregáty (>2 mm) prozatím jen 20,46 %, ale již je pozorovatelné působení lesního porostu na tvorbu WSA. Tvorbu agregátů na první lokalitě by bylo vhodné nadále sledovat i v dalších letech. Výstupy budou využity pro tvorbu koncepčního modelu ohledně funkce WSA v životním prostředí.

## Poděkování:

Financování této studie bylo podpořeno z projektu IGA č. 2022B0007 Fakulty životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze a institucionální podporou Ministerstva zemědělství MZE-RO0123.

## LITERATURA

- ABIVEN S., MENASSERI S., CHENU C. 2009. The effect of organic inputs over time on soil aggregate stability – A literature analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 41:1–12. DOI: 10.1016/j.soilbio.2008.09.015
- AMÉZKETA E. 1999. Soil aggregate stability: a review. *Journal of Sustainable Agriculture*, 14: 83–151. DOI: [http://dx.doi.org/10.1300/J064v14n02\\_08](http://dx.doi.org/10.1300/J064v14n02_08)
- ATTOU F., BRUAND A., LE BISSONNAIS Y. 1998. Effect of clay content and silt-clay fabric on stability of artificial aggregates. *European Journal of Soil Science*, 49: 569–577. DOI: 10.1046/j.1365-2389.1998.4940569.x
- BAMBERG A., CORNELIS W., TIMM L.C., GABRIELS D., PAULETTO E., PINTO L. 2011. Temporal changes of soil physical and hydraulic properties in strawberry fields. *Soil Use and Management*, 27: 385–394. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2011.00355.x
- BAVEL VAN C. 1949. Mean weight-diameter of soil aggregates as a statistical index of aggregation. *Soil Science Society of America Journal*, 14: 20–23.
- BLANCO-CANQUI H., LAL R. 2004. Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Critical Reviews in Plant Science*, 23: 481–504. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/07352680490886842>.
- BRANT V., KROULÍK M., ŠMÖGER J., ŠKEŘÍKOVÁ M., ZÁBRANSKÝ P., JURSIK M., PROKINOVÁ E., FUKSA P., HAKL J. 2020. Efektivní hospodaření s vodou a eliminace degradace půdy v pěstebních systémech kukuřice seté. Praha, Agrární komora České republiky: 237 s. ISBN 978-80-88351-13-9
- BRONICK C.J., LAL R. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124: 3–22. DOI: 10.1016/j.geoderma.2004.03.005
- CARAVACA F., LAX A., ALBALADEJO J. 2004. Aggregate stability and carbon characteristics of particle-size fractions in cultivated and forested soils of semiarid Spain. *Soil and Tillage Research*, 78: 83–90.
- CULEK M. 1995. Biogeografická regionalizace České republiky. *Ochrana přírody*, 50:147–152.
- DALAL R.C., BRIDGE B.J. 1996. Aggregation and organic matter storage in sub-humid and semi-arid soils. In: Carter, M. R., Stewart, B. A.: *Structure and organic matter storage in agricultural soils*. Boca Raton, CRC Press: 263–307.
- DANE J.H., TOPP G.C. (eds.) 2002. *Methods of soil analysis. Part 4. Physical methods*. Madison, Science Society of America: 1692 s. DOI: 10.2136/sssabookser5.4
- DURÁN ZUAZO V.H., RODRIGUEZ PLEGUEZUELO, C.R. 2008. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers: A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28: 65–86. DOI: 10.1051/agro:2007062.
- EDWARDS A.P., BREMNER J.M. 1964. Use of sonic vibration for separation of soil particles. *Canadian Journal of Soil Science*, 44: 366–366. DOI: 10.4141/cjss64-053



- GAJIC B., DUGALIC G., DJUROVIC N. 2006. Comparison of soil organic matter content, aggregate composition and water stability of gleyic fluvisol from adjacent forest and cultivated areas. *Agronomy Research*, 4: 499–508.
- GEISSEN V., PEÑA-PEÑA K., HUERTA E. 2009. Effects of different land use on soil chemical properties, decomposition rate and earthworm communities in tropical Mexico. *Pedobiologia*, 53: 75–86. DOI: 10.1016/j.pedobi.2009.03.004
- GRAF F., FREI M. 2013. Soil aggregate stability related to soil density, root length, and mycorrhiza using site-specific *Alnus incana* and *Melanogaster variegatus*. *Ecological Engineering*, 57:314–323.
- GRANDY A.S., ROBERTSON G.P. 2006. Aggregation and organic matter protection following tillage of a previously uncultivated soil. *Soil Science Society of America Journal*, 70 (4):1398–1406. DOI: 10.2136/sssaj2005.0313
- GREENLAND D.J. 1981. Soil management and soil degradation. *Journal of Soil Science*, 32: 301–148.
- HAGHIGHI F.F., GORJI M., SHORAFI M. 2010. A study of the effects of land use changes on soil physical properties and organic matter. *Land Degradation & Development*, 21: 496–502. DOI: 10.1002/ldr.999
- HAN K-H., HA S-G., JANG B-CH. 2010. Aggregate stability and soil carbon storage as affected by different land use practices. In: *Proceedings of international workshop on evaluation and sustainable management of soil carbon sequestration in Asian countries*. Bogor, Indonesia, 28–29 September, 2010. Bogor, Indonesian Soil Research Institute: 113–124.
- HAO M., ZHANG J., MENG M. 2019. Impacts of changes in vegetation on saturated hydraulic conductivity of soil in subtropical forests. *Scientific Reports*, 9(1):8372. DOI: 10.1038/s41598-019-44921-w
- HATLAPATKOVÁ L., PODRÁZSKÝ V. 2011. Obnova vrstev nadložního humusu na zalesněných zemědělských půdách. *Zprávy lesnického výzkumu*, 56 (3): 228–234.
- HAYNES R.J. 1993. Effect of sample pretreatment on aggregate stability measured by wet sieving or turbidimetry on soils of different cropping history. *Journal of Soil Science*, 44: 361–270.
- HILLEL D. 2004. *Introduction to environmental soil physics*. Amsterdam, Elsevier: 494 s. ISBN 0-12-348655-6
- HOLÁTKO J., HOLUBÍK O., HAMMERSCHMIEDT T., VOPRAVIL J., KINTL A., BRTNICKÝ M. 2022. Afforestation of agricultural land affects soil structural stability and related preconditions to resist drought. *Journal of Forest Science*, 68 (12): 496–508. DOI: 10.17221/156/2022-JFS
- HORÁLEK V., ŠEVČÍK J., ČURDOVÁ E., HELÁN V. 2010. *Vzorkování I. Obecné zásady*. 1. vyd. Český Těšín, 2 Theta: 131 s. ISBN 978-80-86380-53-7
- CHENU C., LE BISSONNAIS Y., ARROUAYS D. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 64: 1479–1486. DOI: 10.2136/sssaj2000.6441479x.
- IMESON A.C., VIS M. 1984. Assessing soil aggregate stability by water-drop impact and ultrasonic dispersion. *Geoderma*, 34: 185–200.
- IMESON A.C. 1995. Erosion and transport of pollutants from the terrestrial to the aquatic environment. In: *Solomons W., Stigliani W.M. (eds.): Biogeodynamics of pollutants in soils and sediments. Risk assessment of delayed and non-linear responses*. Berlin, Springer: 103–121.
- JO I.S., CHO S.J., VERPLANKE H., HARTMANN R., DE BOODT M. 1985. Effect of soil aggregate stability and wettability on infiltration and evaporation. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer*, 18: 121–127.
- KACÁLEK D., NOVÁK J., ŠPULÁK O., ČERNOHOUS V., BARTOŠ J. 2007. Přeměna půdního prostředí zalesněných zemědělských pozemků na půdní prostředí lesního ekosystému – přehled poznatků. *Zprávy lesnického výzkumu*, 52: 334–340.
- KALHORO S., RAZA S. 2017. Effects of different land-use systems on soil aggregates. A case study of the Loess Plateau (Northern China). *Sustainability*, 9: 1349. DOI: 10.3390/su9081349
- KAY B.D. 1990. Rates of change of soil structure under different cropping systems. *Advances in Soil Science*, 12: 1–52. DOI: 10.1007/978-1-4612-3316-9\_1
- KEMPER W.D., ROSENAU R.C. 1986. Aggregate stability and size distribution. In: *Klute, A. (ed.): Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods*. Madison, American Society of Agronomy: 425–442. *Agronomy monographs*, 9 (1).
- KONG A.Y.Y., SIX J., BRYANT D.C., DENISON R.F., VAN KESSEL C. 2005. The relationship between carbon input, aggregation, and soil organic carbon stabilization in sustainable cropping systems. *Soil Science Society of America Journal*, 69: 1078–1085. DOI: 10.2136/sssaj2004.0215
- KÖSTERS R., PREGER A., DU-PREEZ CH., AMELUNG W. 2013. Re-aggregation dynamics of degraded cropland soils with prolonged secondary pasture management in the South African Highveld. *Geoderma*, 192: 173–181. DOI: 10.1016/j.geoderma.2012.07.011
- KUPKA, I., PODRÁZSKÝ V. 2010. Vliv druhového složení porostů na zalesněné zemědělské půdě na pedofyzikální vlastnosti a poutání uhlíku v povrchových horizontech. In: *Pěstování lesů v nižších vegetačních stupních. Křtiny 6. – 8. 9.2010*. Brno, Mendelova univerzita, LDF: 71–76.
- LE BISSONNAIS Y. 1996. Aggregate stability and assessment of crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*, 47: 425–437.
- LE BISSONNAIS Y., ARROUAYS D. 1997. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. *European Journal of Soil Science*, 48: 39–48.
- LETEY J. 1991. The study of soil structure – Science or art. *Soil Research*, 29: 699–707.
- LINSLER D., TAUBE F., GEISSELER D., JOERGENSEN R., LUDWIG B. 2015. Temporal variations of the distribution of water-stable aggregates, microbial biomass and ergosterol in temperate grassland soils with different cultivation histories. *Geoderma*, 241-242: 221–229. DOI: 10.1016/j.geoderma.2014.11.013.
- MESSING I., ALRIKSSON A., JOHANSSON W. 1997. Soil physical properties of afforested and arable land. *Soil Use and Management*, 13: 209–217. DOI: 10.1111/j.1475-2743.1997.tb00588.x
- MOSTAFA E., MEHDI E., MAJID B., HAMED F., MAHBOUB S. 2008. Effect of land use change on selected soil physical and chemical properties in North Highlands of Iran. *Journal of Applied Sciences*, 8: 496–502. DOI: :10.3923/jas.2008.496.502
- NASCIMENTO M.D.S., BARRETO-GARCIA P.A.B., MONROE P.H.M., SCORIZA R.N., GOMES V.D.S. 2021. Interaction between edaphic mesofauna and organic carbon within water-stable aggregates in forestry systems: A case study in northeastern Brazil. *Catena*, 202: 105269. DOI: 10.1016/j.catena.2021.105269

- NICHOLS K., TORO M. 2011. A whole soil stability index (WSSI) for evaluating soil aggregation. *Soil and Tillage Research*, 111: 99–104. DOI: 10.1016/j.still.2010.08.014
- PAGLIAI M., VIGNOZZI N., PELLEGRINI S. 2004. Soil structure and the effect of management practices. *Soil and Tillage Research*, 79:131–143. DOI: 10.1016/j.still.2004.07.002
- PANAYIOTOPOULOS K. P., KOSTOPOULOU S. 1989. Aggregate stability dependence on size, cultivation and various soil constituents in Red Mediterranean soils (Alfisols). *Soil Technology*, 2: 79–89.
- PAVLŮ L. 2019. *Základy pedologie a ochrany půdy*. Praha, ČZU: 76 s. ISBN 978-80-213-2952-2
- PLAZA-BONILLA D., CANTERO-MARTÍNEZ C., ÁLVARO-FUENTES J. 2010. Tillage effects on soil aggregation and soil organic carbon profile distribution under Mediterranean semi-arid conditions. *Soil Use and Management*, 26: 465–474. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2010.00298.x
- 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 (7): 299–305.
- 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., HOLUBÍK O., VOPRAVIL J., KHEL T., MOSER W., 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. DOI: 10.17221/6/2015-JFS
- 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 (2): 72–79.
- POLLÁKOVÁ N., ŠIMANSKÝ V., KRAVKA M. 2018. The influence of soil organic matter fractions on aggregates stabilization in agricultural and forest soils of selected Slovak and Czech hilly lands. *Journal of Soils and Sediments*, 18: 2790–2800. DOI: 10.1007/s11368-017-1842-x
- REGELINK I.C., STOOFF C.R., ROUSSEVA S., WENG L., LAIR G. J., KRAM P., NIKOLAIDIS N.P., KERCHEVA M., BANWART S., COMANS R.N.J. 2015. Linkages between aggregate formation, porosity and soil chemical properties. *Geoderma*, 247–248: 24–37. DOI: 10.1016/j.geoderma.2015.01.022.
- RITTER E., VESTERDAL L., GUNDERSEN P. 2003. Changes in soil properties after afforestation of former intensively managed soils with oak and Norway spruce. *Plant and Soil*, 249: 319–330. DOI: 10.1023/A:1022808410732
- RUIZ-VERA V.M., WU L. 2006. Influence of sodicity, clay mineralogy, prewetting rate, and their interaction on aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 70:1825–1833.
- SAHA D., KUKAL S., SHARMA S. 2011. Land use impacts on SOC fractions and aggregate stability in Typic Ustochrepts of Northwest India. *Plant and Soil*, 339: 457–470. DOI: 10.1007/s11104-010-0602-0
- SÁŇKA M., ZÍMOVÁ M. 2016. Vzorkování půd. In: Kotlík, B. a kol.: *Vzorkování II: životní prostředí*. Český Těšín, 2 Theta: 1–21. ISBN 978-80-86380-81-0
- SCOTT H.D. 2000. *Soil physics: agriculture and environmental applications*. Ames, Iowa State University Press: 35–87. ISBN 0-8138-2087-1
- SEKARAN U., SAGAR K.L., KUMAR S. 2021. Soil aggregates, aggregate-associated carbon and nitrogen, and water retention as influenced by short and long-term no-till systems. *Soil and Tillage Research*, 208: 104885. DOI: 10.1016/j.still.2020.104885
- SHAINBERG I. 1985. The effect of exchangeable sodium and elec-trolyte concentration on crust formation. *Advances in Soil Science*, 1: 101–122.
- SIX J., BOSSUYT H., DEGRYZE S.D., DENEFF K. 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*, 79: 7–31. DOI: 10.1016/j.still.2004.03.008
- SŁOWIŃSKA-JURKIEWICZ A. 1989. *Struktura i właściwości wodno-powietrzne gleb wytworzonych z lessu*. [Structure, water and air properties of soils developed from loess]. Warszawa, Państwowe Wydawnictwo Naukowe: 76. *Roczniki Nauk Rolniczych, Seria D. Monografie*.
- SOARES P., PATO R.L., DIAS S., SANTOS D. 2022. Effects of grazing indigenous laying hens on soil properties: Benefits and challenges to achieving soil fertility. *Sustainability*, 14 (6): 3407. DOI: 10.3390/su14063407
- SOLEIMANY M., ESLAMDOUST J., AKBARINIA M., KOOCH Y. 2021. Soil aggregate stability index and particulate organic matter in response to differently afforested lands in the temperate regions of Iran. *Journal of Forest Science*, 67: 376–384. DOI: 10.17221/20/2021-JFS
- SOLOMON D., LEHMANN J., ZECH W. 2000. Land use effects on soil organic matter properties of chromic Luvisols in semi-arid northern Tanzania: carbon, nitrogen, lignin and carbohydrates. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 78: 203–213. DOI: 10.1016/S0167-8809(99)00126-7
- SPOHN M., GIANI L. 2010. Water-stable aggregates, glomalin-related soil protein, and carbohydrates in a chronosequence of sandy hydromorphic soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 42 (9): 1505–1511. DOI: 10.1016/j.soilbio.2010.05.015
- ŠARAPATKA B. 2014. *Pedologie a ochrana půdy*. Olomouc, Univerzita Palackého v Olomouci: 232 s. ISBN 978-80-244-3736-1
- ŠIMEK M. 2003. *Základy nauky o půdě*. 1. Neživé složky půdy. České Budějovice, Jihočeská univerzita, Biologická fakulta: 131 s. ISBN 80-7040-629-1
- TISDALL J. M., OADES J. M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 33: 141–163.
- UPCHURCH R., CHIU, C.Y., EVERETT K., DYSZYNSKI G., COLEMAN D., WHITMAN W. 2008. Differences in the composition and diversity of bacterial communities from agricultural and forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 40: 1294–1305. DOI: 10.1016/j.soilbio.2007.06.027
- VADJUNINA A.F., KORCHAGINA Z.A. 1986. *Methods of study of soil physical properties*. Moscow, Russia, Agropromizdat: 415.
- VAVŘÍČEK D., KUČERA A. 2014. *Lesnická pedologie pro posluchače LDF Mendelu v Brně*. Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav geologie a pedologie: 184 s.
- VOLKOVA I., SOLODUNOV A., KONDRATENKO L. 2020. Composition and structure of regrowth forests on abandoned agricultural land.

- Journal of Forest Science, 66: 436–442. DOI: 10.17221/100/2020-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. *Ekológia (Bratislava)*, 33: 67–80.
- VOPRAVIL J., FORMÁNEK P., HEŘMANOVSKÁ D., KHEL T., JACKO K. 2021. The impact of agricultural land afforestation on soil water content in Central Bohemia. *Journal of Forest Science*, 67 (11): 512–521. DOI: 10.17221/108/2021-JFS
- VOPRAVIL J., FORMÁNEK P., HEŘMANOVSKÁ D., KHEL T., JACKO K. 2022. The impact of agricultural land afforestation on air temperatures near the surface. *Journal of Forest Science*, 68: 485–495. DOI: 10.17221/135/2022-JFS
- WALL A., HYTÖNEN J. 2005. Soil fertility of afforested arable land compared to continuously. *Plant and Soil*, 275: 247–260. DOI: 10.1007/s11104-005-1869-4
- WATERS A.G., OADES J.M. 1991. Organic matter in water-stable aggregates. In: Wilson, W.S. *Advances in soil organic research. The impact on agriculture and the environment*. Cambridge, Royal Society of Chemistry: 163–174. Special Publication, 90.
- WHALEN J.K., CHANG C. 2002. Macroaggregate characteristics in cultivated soils after 25 annual manure applications. *Soil Science Society of America Journal*, 66: 1637–1647. DOI: 10.2136/sssaj2002.1637
- YODER R.E. 1936. A direct method of aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion losses. *Journal of the American Society of Agronomy*, 28: 337–351. DOI: 10.2134/agronj1936.00021962002800050001x
- YOUNG A. 1990. Agroforestry, environment and sustainability. *Outlook on Agriculture*, 19: 155–160. DOI: 10.1177/003072709001900
- ZHANG M., HE Z., WILSON M. J. 2004. Effects of land use on the chemical and physical properties of red soils. In: Wilson M.J. et al.: *The red soils of China. Their nature, management and utilization*. Dordrecht, Springer: 275–282. DOI: 10.1007/978-1-4020-2138-1\_19
- ZHU L., LI L., LIU T. 2021. Soil aggregate stability under different land-use types in North China Plain. *ScienceAsia*, 47: 228. DOI: 10.2306/scienceasia1513-1874.2021.036
- ZHU R., ZHENG Z., LI T., HE S., ZHANG X., WANG Y., LIU T. 2019. Effect of tea plantation age on the distribution of glomalin-related soil protein in soil water-stable aggregates in southwestern China. *Environmental Science and Pollution Research*, 26: 1973–1982. DOI: 10.1007/s11356-018-3782-4
- Elektronické zdroje:**
- BPEJ. 2022. eKatalog bonitovaných půdně ekologických jednotek. [online] [cit. 2022-24-07]. Dostupné na/Available on [www: https://bpej.vumop.cz/](http://www.bpej.vumop.cz/)
- GEOPORTAL. 2022. Mapová kompozice [online] [cit. 2022-20-07]. Dostupné na/Available on [www: https://geoportal.gov.cz/web/guest/map?permalink=d9b93e49d4b04ace21eccd4fca07e39b](http://www: https://geoportal.gov.cz/web/guest/map?permalink=d9b93e49d4b04ace21eccd4fca07e39b)
- MAPY. 2022. Mapové podklady. [Seznam.cz](http://Seznam.cz) [online] [cit. 2022-20-07]. Dostupné na/Available on [www: https://mapy.cz/letecka?x=16.1426204&y=50.3230401&z=12](http://www: https://mapy.cz/letecka?x=16.1426204&y=50.3230401&z=12)
- ÚHŮL. 2022. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem. Lesní hospodářské osnovy [online] [cit. 2022-24-07]. Dostupné na/Available on [www: https://geoportal.uhul.cz/mapy/mapylho.html](http://www: https://geoportal.uhul.cz/mapy/mapylho.html)

## DIFFERENT AGE OF AFFORESTATION OF FORMER ARABLE LAND AND ITS EFFECT ON THE FORMATION OF WATER-STABLE AGGREGATES (WSA)

### SUMMARY

Soil structure is an important parameter in soil quality and can be expressed using water-stable aggregates (WSA). These WSA are primarily considered as an indicator of soil quality, as they can significantly affect infiltration, retention, capacity and movement of water in the soil in cooperation with soil aeration. It is evident from the literature (CARAVACA et al. 2004; SAHA et al. 2011; POLLÁKOVÁ et al. 2018) that the distribution of WSA fractions changes due to different land use (forest, arable land, pasture). The main goal of our research was to compare WSA for forest and arable land, but especially to find out whether and what effect has the age of the forest stand on previously afforested arable land. A partial aim of this research was to compare WSA for forest and arable land.

Three localities (Tab. 1) with different ages of the forest stand (10, 24, and 67 years; Fig. 1, 2, 3 and 4) were examined. Soil samples were collected at adjacent areas with forest and arable soil in distance of 10 m and 20 m from the border point. The sample areas had the same soil type (cambisol) and were located within 1.5 km apart at the same altitude (400 m a.s.l.). The samples were then dried in the laboratory at room temperature (approximately 20°C) for 14 days. After that, the examined samples were dry sieved on a laboratory shaker, and then wet sieved with a set containing sieves with mesh sizes >2 mm; 2–1 mm; 1–0,5 mm; 0,5–0,25 mm; 0,25–0,1 mm, and <0,1 mm. The fractions were subsequently dried in a laboratory oven at a temperature of 50°C. The drying time of 8 hours guaranteed the evaporation of all water from the samples. At the end of the process, the individual fractions were weighed and the percentage distribution of water-stable aggregates (WSA) was determined for the given variant. The obtained results (Tab. 2 and 3) confirmed that the land use has a big influence on the representation of WSA fractions, where fractions >2 – 1 mm (34.18–69.14%) always prevailed in forest soil after wet sieving. In contrast, for arable soil in the same range (>2–1 mm) only 5,98–15,82% of the entire sample remained and smaller fractions (0,5–0,25 mm) in the range 24,15–40,79% prevailed at all arable localities. For more accurate and adequate comparison with other authors, the MWD value was calculated. It ranged from 2.00 to 2.31 in forest locations indicating the soils as stable or very stable. Arable soil was stable with a MWD in the range of 1.45–1.94. The detected values (Fig. 5) are comparable with other authors and demonstrate that MWD is higher in forest soil compared to arable land. Sampling was also done at two distances from the boundary point (10 m and 20 m). The obtained results confirmed that the distance at which the sampling was carried out has no influence, and the measured values are comparable in both cases of land use. The influence of the age of the forest stand on the formation of water-stable soil aggregates was also examined. The highest proportion of the largest WSA was found in the second location (>2 mm = 52.34%). These are values of very high quality aggregation and were probably influenced by the spatial distribution of the stand. In the third locality, the influence of age (67 years) was also clearly visible, and the proportion of larger fractions was high as well. The lower proportion of the largest WSA fraction (>2 mm = 44.14%) compared to the second locality could be affected by widely spaced forest stand (less root activity for WSA formation). At the first locality (10 years), the largest aggregates (>2 mm) were in lower amount (20%), but it is evident that the forest stand already supports their formation. For further research, it would be appropriate to monitor the formation of WSA in more afforested sites over a longer period of their growth.

*Zasláno/Received: 05. 10. 2022*

*Přijato do tisku/Accepted: 11. 12. 2022*