

# VYBRANÉ MIKROBIOLOGICKÉ VLASTNOSTI LESNÍCH PŮD POD BUKEM A SMRKEM

## SELECTED MICROBIOLOGICAL PROPERTIES OF FOREST SOILS UNDER BEECH AND SPRUCE

PŘEMYSL FIALA ✉ - DUŠAN REININGER - TOMÁŠ SAMEK - STANISLAV MALÝ

Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Hroznová 63/2, CZ - 656 06 Brno

✉ e-mail: [premysl.fiala@ukzuz.cz](mailto:premysl.fiala@ukzuz.cz)

### ABSTRACT

This paper summarizes the knowledge gained during a five-year survey of the microbiological properties of forest soils in the Czech Republic. This aimed to characterize undamaged forest communities with regard to species composition, vegetation zones and soil chemical reactions. The holorganic forest soil F-horizon and H-horizon and the organo-mineral horizon were the object of study and their microbial properties were given to be distinctive to the spruce or beech forest management units of the production forests. The type of the study, with regard to the management units, seems to be the only practicable way giving the useful results. Today, the set of analytic entries is sufficient to give the representative characteristic of forest stands of spruce and beech. The spruce stands are characteristic with the higher volume of carbon oxidizable ( $C_{ox}$ ) and total carbon ( $C_{tot}$ ), and the beech stands with the higher volume of carbon of microbial biomass and the higher microbial activity. The spruce stands are typical with the higher activity of fosfomonoesterase,  $\alpha$ -glucosidase and  $\beta$ -xylosidase in some horizons, and there is the higher activity of urease, chitinase and arylsulfatase in the beech stands. The results give a snapshot of selected characteristics (levels of carbon, nitrogen, phosphorus and organic material), soil activity (basal respiration and substrate-induced respiration rates, specific growth rates and anaerobic N mineralization) and enzyme activity (urease, chitinase, fosfatase,  $\beta$ -glycosidase, arylsulfatase and  $\beta$ -xylosidase).

**Klíčová slova:** lesní stanoviště, dřevinná skladba, půdní horizonty, uhlík, dusík, fosfor, půdní mikrobiální aktivita, enzymatická aktivita, buk lesní, smrk ztepilý

**Key words:** forest site, species composition, soil horizons, carbon, nitrogen, phosphorus, soil microbial activities, enzyme activities, European beech, Norway spruce

### ÚVOD

Nadložní organický horizont je místem přeměny organického opadu na látky, které jsou zdrojem energie pro půdní živočichy a na živiny, a které jsou dále přístupné kořenům rostlin nebo opouštějí ekosystém půdní vodou (REICHLE 1981).

Mikrobiologické charakteristiky souvisí s výše uvedeným koloběhem. Množství celkového i extrahovatelného dusíku, spalitelného i extrahovatelného uhlíku a uhlíku mikrobiální biomasy popisují momentální stav šetřených horizontů. Bazální respirace, substrátem indukovaná respirace a anaerobní amonifikace popisují míru činnosti půdní mikrobioty. Tato míra je ovlivňována enzymy, které jsou produkovány bakteriemi, houbami a vyššími rostlinami. V horizontu organominerálním navíc kořenovými enzymy rostlin. V tomto horizontu se vedle klimatických podmínek, příslušných k lesním vegetačním stupňům uplatňuje faktor rostlin, v lesním prostředí především dřevin, jako edifikátorů ekosystémů (AUGUSTO et al. 2003; HOBBIIE et al. 2007; KARA et al. 2008; JACOB et al. 2010). Činnost bakterií je spojena s enzymy, katalyzujícími rozklad snadněji rozložitelných látek (aminokyselin) a chitinu v méně kyselém až neutrálním prostředí, zatímco houby produkují enzymy spojené s rozkladem materiálu s pevnějšími součástmi. Vylučování některých enzymů je reakcí edafonu nebo rostlin na stres či potřebu živin. Těchto poznatků lze využít pro determinaci vztahu půdního prostředí k výživě rostlin. Využití poznatků o koloběhu uhlíku se v současnosti týká nejen lesnické, ale rovněž globální ekologie. Je

velmi pravděpodobné, že s chřadnutím lesů pozorovaným ve střední Evropě souvisí degradace mikrobiálních společenstev (PONGE et al. 1998).

Základy mikrobiologie lesních půd ČR byly položeny specialisty zabývajícími se půdoznalstvím a výživou lesa na pražské (MAŘAN, KÁŠ 1948; SVOBODA 1952) i brněnské (PELÍŠEK 1957) lesnické fakultě. V 60. letech 20. stol. studuje kolektiv autorů Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti ve Zbraslavi mikrobiologické vlastnosti lesních půd ve vybraných oblastech na území ČR (SOBOTKA et al. 1961). GRUNDA (1995) zpracoval studii o objemové hmotnosti, použitelnou pro bilancování v půdní mikrobiologii, a dále se zabýval mikrobiologií v imisních oblastech (GRUNDA 2000). FORMÁNEK a VRANOVÁ (2003) zpracovali studii o vlivu probírek na biologickou aktivitu. Mikrobiologií lesních půd, zvláště se zřetelem k imisním oblastem a půdní enzymologii se mezi jinými zabývali LETTL (1991), HÝSEK (1996) a REJŠEK (2003). Významná je obsáhlá studie týkající se tlejícího dříví v lesích ČR, kterou zpracovali specialisté z Ústavu hospodářské úpravy lesa Brandýs nad Labem (SAMEK et al. 2008). V Ústředním kontrolním a zkušebním ústavu zemědělském (ÚKZÚZ) jsme v letech 2011–2013 provedli mikrobiologická šetření ve vybraných lesních společenstvech. Do šetření byly zahrnuty především plošně významné lesní typy po celém území republiky. Tyto byly doplněny lesními typy méně se vyskytujícími pro stanovení extrémních hodnot zjišťovaných mikrobiálních vlastností. Výsledky z prvních tří let tohoto průzkumu byly již publikovány (MALÝ et al. 2014).

Cílem prezentovaného šetření je (i) získat základní informace o mikrobiologických jevech u převládajících typů lesních půd ve zdravých nepoškozených lesních ekosystémech a (ii) potvrdit předpokládanou závislost zjištěných charakteristik na půdním prostředí a klimatických podmínkách.

## MATERIÁL A METODIKA

### Materiál

Základem pro ekologické hodnocení je šetření smrkových a bukových porostů, které byly k tomuto účelu vybrány. K rozdělení bylo použito převažující zastoupení dřeviny asi 70 %.

Uvedené dva základní soubory – smrkové a bukové – jsou v této práci základem pro šetření v celém rozpětí lesních vegetačních stupňů i edafických kategorií. Studovali jsme uhlík, dusík a mikrobiální a enzymatickou činnost v obou skupinách porostů. Pro odhad závislosti na půdním prostředí jsme jako proměnnou zvolili půdní chemickou reakci (pH), pro vliv klimatu lesní vegetační stupně (LVS).

Šetření proběhlo na celé škále stanovišť od minerálně bohatých s mullovou formou humusu až po chudá stanoviště se zpomaleným koloběhem a formou humusu moder až mor. Jsou zde zahrnuta stanoviště od 2. do 7. LVS, různých edafických kategorií od azonálních fluvizemí (ed. kat. L, P) přes zonální (ed. kat. K, I, S, H) až po extrazonální (ed. kat. A, N, W).

(Edafické kategorie: L – lužní, K – kyselá, I – uléhavá, S – středně bohatá, H – hlinitá, A – kamenitá obohacená, N – kamenitá kyselá, W – bázická, P – kyselá oglejená) (ÚHÚL 1991).

### Vzorkování

Odběr půdních vzorků je prováděn v jarním období, v dospělých lesních porostech s nenarušeným korunovým zápojem a vyvinutým bylinným patrem. Každá plocha je vzorkována deseti odběrnými místy, vloženými do čtverce o straně 100 m. Rohy čtverců jsou zaměřeny systémem GPS a znázorněny na mapě. Při vzorkování v pravidelném čtverci je postihnuta vyšší prostorová půdní variabilita. Velikost čtverce 100 m × 100 m a počet dílčích odběrů byl zvolen za účelem postizení dostatečně velké rozlohy šetřeného stanoviště se zachováním minimální rozdílnosti vzorků. Otázka vhodnosti pravidelného rozmístění dílčích odběrných míst je vzhledem k nepravidelnému uspořádání lesních stanovišť diskutabilní. Pro náš účel jsme vybírali prostorově rozsáhlejší stanoviště s možností umístění všech odběrných míst do typologicky jednotného stanoviště.

Půdní vzorky byly odebírány lopatkou z vytyčené plochy 25 cm × 25 cm. Z tohoto místa je odstraněna opadanka (L). Subhorizont fermentační (F-horizont) je odebrán zpravidla z celé vzorkované plošky (25 cm × 25 cm). Z odebraného materiálu je odstraněna vegetace a hrubé příměsi (šišky, hrubé kořeny). Subhorizont humifikační (H-horizont) je odebrán zpravidla z dílčí plošky 10 cm × 10 cm. Tato ploška je vytyčena na zvoleném místě s již odebraným F-horizontem. Z obou subhorizontů je odebrán všechn materiál (bulk). Organominerální horizont je vzorkován pomocí sondýrky několika vpichy, do hloubky 10 cm, v prostoru pod odebraným H-horizontem. Z odebraného materiálu je vytvořen směsný vzorek. Při velkém množství nadložního organického materiálu se po zvážení celého množství odebere homogenizovaný vzorek. Označené vzorky jsou převáženy a uchovávány v chladném prostředí.

Při vzorkování je respektována přirozená skladba půd (výskyt kameňů, hrubých kořenů). U všech holorganických horizontů je zapisována mocnost.

Na každém stanovišti je popsána humusová forma, klasifikovaná podle Referenční báze evropských humusových forem (ZANELLA et al. 2011). Je zde označení lesního typu převzatého z typologických

map (ÚHÚL 1991) a k nim příslušným půdním typům (Elaborát PLO ÚHÚL Brandýs nad Labem).

### Biochemické rozbory

Bylo stanoveno pH v půdní suspenzi v 1 M KCl (1 : 5).

Spalitelný C byl stanoven po oxidaci chromsírovou směsí fotometricky (ISO 14235 1998).

Pro stanovení celkového N byl vzorek mineralizován 2 h při 420 °C v suspenzi obsahující Se směs (Merck), kyselinu salicylovou a koncentrovanou H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Stanovení N bylo provedeno po destilaci do H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub> (NOVOZAMSKÝ et al. 1983).

Fosfor byl stanoven v extraktu Mehlich III (MEHLICH 1984) jako fosfomolybdenová modř (MURPHY, RILEY 1962).

C mikrobiální biomasy byl stanoven fumigační extrakční metodou dle ISO 14240-2 (1997). Obsahy C a N v nefumigovaných půdách (C<sub>ext</sub>, N<sub>ext</sub>) byly vzaty jako frakce labilního C a N.

Bazální respirace (R<sub>B</sub>), substrátem-indukovaná respirace (R<sub>S</sub>) a růstové respirační křivky pro stanovení specifické růstové rychlosti  $\mu$  byly měřeny jako spotřeba kyslíku pomocí respirometru OxiTop (WTW, SRN). Inkubace probíhala 96h (R<sub>B</sub>, růstové křivky) a 10h (R<sub>S</sub>) při 22 °C. Při měření R<sub>S</sub> a růstových křivek byla jako substrát použita glukóza s přísadkou N a P.

Stanovení bazální respirace jako množství uvolněného CO<sub>2</sub> (R-CO<sub>2</sub>) bylo stanoveno titrační metodou (ISO 16072 2002); půda byla inkubována 3 dny při 22 °C.

Anaerobní N mineralizace (amonifikace) byla stanovena jako čistý přírůstek amonických iontů uvolněných během týdenní inkubace půdního vzorku ve zkumavce naplněné vodou (BUNDY, MEISINGER 1994). Amonné ionty byly stanoveny fotometricky (FORSTER 1995).

Z analytických dat byly vypočteny čtyři ekofyziologické kvocienty. Mikrobiální kvocient MBC/C<sub>ox</sub> odráží frakci SOM, která může být použita pro růst mikroorganismů. Poměr R<sub>S</sub>/MBC se používá jako indikátor frakce metabolicky aktivních mikroorganismů. Metabolický kvocient qCO<sub>2</sub> je definován jako poměr R-CO<sub>2</sub>/MBC, jeho zvýšení indikuje buď stresové podmínky, nebo nadbytek snadno rozložitelného substrátu, nízké naopak společenstva v pozdější fázi sukcese (DILLY 2005).

Aktivita ureasy byla stanovena jako čistý přírůstek amonických iontů uvolněných během 2h inkubace pufrované půdní suspenze (pH 10) při 37 °C s přísadkou urei (KANDELER, GERBER 1988).

Aktivita  $\alpha$ -glukosidázy,  $\beta$ -glukosidázy, celobiosidázy, chitinázy, fosfodiesterázy, arylsulfatázy,  $\beta$ -xylosidázy a fosfomonoesterázy byla stanovena pomocí umělého fluorogenního substrátu během inkubace půdní suspenze (pH 5,5; 30 °C) v mikrodestičce jako množství uvolněného 4-methylumbeliferonu (MUF) (ISO/TS 22939 2010).

### Statistické zpracování

Následovně statistické šetření je nejen popisem mikrobiálních aktivit na jednotlivých stanovištích, ale také kritériem správnosti zvolené klasifikace podle druhu porostu, hodnoty pH a LVS. Ke statistickému zpracování byl použit software StatSoft, Inc. (2013), STATISTICA (data analysis software system), version 12. www.statsoft.com.

Pro hodnocení závislosti mezi půdními parametry a mikrobiální aktivitou byl použit Pearsonův korelační koeficient. Korelace byly označeny jako významné na hladině  $p < 0,05$ .

Statistický soubor použitý ke zpracování obsahoval sadu údajů z 16 smrkových a 15 bukových porostů. Jednotlivé charakteristiky byly vypočítány u smrku z 16 hodnot, s výjimkou AGL a DCB s 8 a 4FF se 14 hodnotami. U bukových souborů bylo použito pro horizont F 14 hodnot s výjimkou RES (13), URE (13) AGL a DCB (5 a 4FF (13) hodnot. Pro horizont H 11 hodnot s výjimkou AGL a DCB (4) a 4FF (10) a pro horizont M 15 hodnot s výjimkami, AGL a DCB (6) a 4FF (14). Důvodem výjimek byl nedostatek materiálu při malé mocnosti

horizontu nebo ukončení stanovení enzymatických aktivit v roce 2011 ( $\alpha$ -glukosidáza, celobiosidáza) z důvodu těsné korelace s aktivitou  $\beta$ -glukosidázy. Naopak stanovení fosfomonoesterázy bylo zahájeno až v roce 2010.

## VÝSLEDKY

### Otázka uhlíku a dusíku

V nadložních horizontech (F- a H-horizont) smrkových porostů je vyšší obsah spalitelného uhlíku ( $C_{ox}$ ). Bukové porosty se vyznačují vyšším množstvím uhlíku mikrobiální biomasy (MBC). Smrkové porosty obsahují více celkového dusíku ( $N_{tot}$ ) v organických horizontech. Poměr spalitelného uhlíku k celkovému dusíku, který je brán jako

ukazatel kvality organického materiálu, je užití v organických horizontech bukových porostů (tab. 1).

Informaci o kvalitě organického materiálu dává hodnota MiQC, která je podílem uhlíku mikrobiální biomasy a spalitelného uhlíku  $C_{ox}$ . Smrkové porosty mají ve všech studovaných horizontech tuto hodnotu nižší (tab. 2).

Ve všech studovaných horizontech smrkových porostů se se stoupajícím LVS zvyšuje kyselost (tab. 3). Ve fermentačním horizontu smrkových porostů se snižuje MBC ( $r = -0,57$ ) a zvyšuje se zde hodnota  $C_{ox}$  ( $r = 0,66$ ) i  $N_{tot}$  ( $r = 0,69$ ) a  $N_{ext}$  ( $r = 0,55$ ). Zvyšování  $C_{ox}$  ( $r = 0,61$ ) i  $N_{tot}$  ( $r = 0,70$ ) je patrné i v humifikačním horizontu a nejvýraznější je v organominerální půdě:  $C_{ox}$  ( $r = 0,92$ ) a  $N_{tot}$  ( $r = 0,87$ ). Zde se dále vliv LVS projevuje zvyšováním  $C_{ext}$  ( $r = 0,87$ ),  $N_{ext}$  ( $r = 0,87$ ) a MBC ( $r = 0,59$ ).

Tab. 1.

Formy C a N v půdách  
Forms of C and N in soils

	Smrkové porosty/Spruce stands						Bukové porosty/Beech stands					
	$C_{ox}$ %	$N_{tot}$ %	C/N	$C_{ext}$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	$N_{ext}$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	MBC $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	$C_{ox}$ %	$N_{tot}$ %	C/N	$C_{ext}$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	$N_{ext}$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	MBC $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$
subhorizont fermentační/F-horizon												
min	33	0,94	20,8	240	100	970	17	0,94	17,5	308	195	1455
max	47	1,98	35,9	1012	469	3646	45	1,78	28,4	1529	641	3788
$\emptyset$	39	1,59	25,5	485	283	2229	32	1,45	21,6	751	374	2714
2. lvs	-	-	-	-	-	-	26	1,17	22,3	1196	336	3058
3. lvs	42	1,21	34,8	550	298	3646	30	1,32	22,5	756	314	2655
4. lvs	36	1,42	26,2	498	229	2410	29	1,45	20,2	807	466	2960
5. lvs	41	1,98	20,8	496	316	1793	37	1,68	21,9	419	387	2375
6. lvs	41	1,77	23,1	504	285	1997	39	1,78	21,6	612	286	2301
7. lvs	47	1,75	26,5	352	350	2820	-	-	-	-	-	-
8. lvs	44	1,91	23,5	435	437	1071	-	-	-	-	-	-
subhorizont humifikační/H-horizon												
min	16	0,65	18,4	122	61	580	8	0,47	15,7	123	65	616
max	35	1,71	26,1	346	202	1944	35	1,28	27,4	402	196	1818
$\emptyset$	25	1,18	21,4	238	120	1191	17	0,86	19,6	207	123	1201
2. lvs	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3. lvs	27	1,15	23,3	269	198	1609	20	0,87	21,3	254	108	953
4. lvs	22	1,02	22,1	221	95	1130	14	0,74	18,7	176	139	1441
5. lvs	19	1,03	18,8	243	83	1080	17	0,90	18,6	174	130	1052
6. lvs	26	1,25	20,5	255	120	1230	25	1,17	21,7	311	84	1432
7. lvs	35	1,47	23,6	143	202	1944	-	-	-	-	-	-
8. lvs	33	1,68	19,7	311	159	845	-	-	-	-	-	-
horizont organominerální/organo-mineral horizon												
min	2,07	0,11	12,6	83,9	14	66	1,75	0,15	8,18	62	21	146
max	12,6	0,63	29,8	181	60	720	6,94	0,39	43,1	210	67	674
$\emptyset$	5,91	0,30	19,7	135	33	264	4,89	0,28	18,8	108	37	361
2. lvs	-	-	-	-	-	-	6,14	0,34	17,8	97	53	566
3. lvs	3,07	0,13	23,9	131	31	132	4,00	0,23	17,9	85	32	284
4. lvs	3,62	0,22	18,4	113	21	193	4,80	0,26	21,0	91	29	338
5. lvs	3,90	0,26	14,8	141	26	185	5,10	0,30	17,5	148	46	385
6. lvs	8,00	0,36	22,0	153	46	352	6,71	0,32	20,7	197	42	361
7. lvs	12,6	0,63	20,0	165	58	720	-	-	-	-	-	-
8. lvs	11,04	0,52	21,1	176	54	291	-	-	-	-	-	-

Výsvětlivky:  $C_{ox}$  – oxidovatelný uhlík,  $N_{tot}$  – celkový dusík, C/N poměr  $C_{ox}/C_{tot}$ ,  $C_{ext}$  – extrahovatelný uhlík,  $N_{ext}$  – extrahovatelný dusík, MBC – uhlík mikrobiální biomasy  
Captions:  $C_{ox}$  – oxidizable carbon,  $N_{tot}$  – total nitrogen, C/N- ratio  $C_{ox}/C_{tot}$ ,  $C_{ext}$  – extractable carbon,  $N_{ext}$  – extractable nitrogen, MBC- microbial biomass carbon

**Tab. 2.**

Podíl uhlíku mikrobiální biomasy (MBC) ze spalitelného uhlíku ( $C_{ox}$ ) [%]  
Ratio of microbial biomass carbon (MBC) and oxidable carbon ( $C_{ox}$ ) [%]

Smrkové porosty/Spruce stands			Bukové porosty/Beech stands		
min	max	ø	min	max	ø
subhorizont fermentační/F-horizon					
0,21	0,94	0,58	0,50	1,45	0,88
subhorizont humifikační/H-horizon					
0,20	0,69	0,49	0,30	1,14	0,77
horizont organominerální/organo-mineral horizon					
0,24	0,76	0,47	0,28	1,22	0,75

**Tab. 3**

Vztah mezi LVS a hodnotou pH, vyjádřený korelačním koeficientem r  
Relationship between a forest vegetation zone and pH value, expressed by the coefficient of correlation - r

horizont/horizon	Druh porostů/Type of stands	
	smrkové/spruce	bukové/beechn
fermentační/F-horizon	-0,83	-0,63
humifikační/H-horizon	-0,78	nevýznamné/non-significant
organominerální/organo-mineral	-0,76	nevýznamné/non-significant

**Tab. 4.**

Smrkové porosty  
Spruce stands

	RES	RSS	SRS	MiQC	qC	SRS-MiQC	AMO	RKR u
horizont fermentační/F-horizon								
min	6,57	22	65	0,21	2,33	37	18	0,15
max	18,9	67	225	0,94	10,9	118	39	0,20
ø	12,7	41	155	0,58	6,26	74	27	0,17
3. lvs	11,8	67	192	0,86	3,2	53	39	0,17
4. lvs	14,3	45	172	0,67	6,1	74	30	0,18
5. lvs	12,0	31	129	0,43	6,7	72	20	0,16
6. lvs	12,0	34	116	0,49	6,2	58	21	0,16
7. lvs	6,6	37	179	0,61	2,3	63	28	0,18
8. lvs	11,1	31	125	0,24	10,4	117	19	0,19
horizont humifikační/H-horizon								
min	2,5	9,84	32	0,20	1,3	31	7,2	0,15
max	8,9	22,3	100	0,69	8,9	81	30,1	0,21
ø	5,2	14,6	54	0,49	4,7	47	15,6	0,17
3. lvs	3,6	17,6	74	0,60	2,2	46	26,2	0,16
4. lvs	5,3	14,8	55	0,51	4,8	49	14,9	0,17
5. lvs	4,8	11,0	40	0,56	4,4	37	7,2	0,19
6. lvs	5,5	13,0	45	0,48	4,6	37	13,0	0,17
7. lvs	2,4	13,0	61	0,56	1,3	31	30,0	0,15
8. lvs	6,2	17,0	56	0,26	7,5	67	13,0	0,20
horizont organominerální/horizon organo-mineral								
min	0,37	1,00	3	0,24	1,5	17	0,72	0,10
max	1,87	5,44	19	0,76	8,8	61	4,52	0,17
ø	0,88	2,10	8	0,47	3,9	34	2,13	0,14
3. lvs	0,42	1,22	7	0,43	3,2	52	0,71	0,15
4. lvs	0,67	1,50	5	0,52	4,4	32	1,65	0,17
5. lvs	0,74	1,37	7	0,48	4,0	36	2,02	0,14
6. lvs	1,05	2,47	10	0,47	3,0	27	2,30	0,14
7. lvs	1,87	5,44	19	0,57	2,6	27	3,50	0,11
8. lvs	1,24	3,08	13	0,26	4,3	47	3,90	0,12

V bukových porostech není vliv LVS tak výrazný. Pouze ve fermentačním subhorizontu se zvyšováním LVS stoupá kyselost ( $r = -0,63$ ). Zde je také zjištěna souvislost se zvyšujícím se obsahem  $N_{tot}$  ( $r = 0,75$ ). V humifikačním subhorizontu nejsou zjištěny vztahy k LVS a v horizontu organominerálním se zvyšujícím se LVS stoupá i  $C_{ext}$  ( $r = 0,61$ ). Faktor půdní kyselosti souvisí se změnami obsahů uhlíku a dusíku ve fermentačním a organominerálním horizontu smrkových porostů. Se zvyšující se hodnotou pH se snižuje ve fermentačním horizontu  $C_{ox}$  ( $r = -0,60$ ) a  $N_{tot}$  ( $r = -0,55$ ). V organominerální části profilu je toto snížení výraznější  $C_{ox}$  ( $r = -0,74$ ) a  $N_{tot}$  ( $r = -0,62$ ) a je zjištěno i u extrahovatelných forem  $C_{ext}$  ( $r = -0,82$ ) a  $N_{ext}$  ( $r = -0,70$ ). V humifikačním subhorizontu se vliv pH neprojevuje.

V bukových porostech je ve fermentačním subhorizontu chování uhlíku a dusíku podobné. Se zvyšující se hodnotou pH se snižuje  $C_{ox}$  ( $r = -0,57$ ) a  $N_{tot}$  ( $r = -0,64$ ), ale v organominerální půdě se naopak zvyšuje  $N_{tot}$  ( $r = 0,69$ ) a MBC ( $r = 0,72$ ).

**Mikrobiální aktivita**

Vyšší mikrobiální aktivita v bukových porostech je zřetelná zejména ve fermentačním horizontu, a to u většiny měřených charakteristik. Ve všech šetřených horizontech je vyšší poměr substrátem indukované respirace k uhlíku mikrobiální biomasy a vyšší míra amonifikace. Tyto vlastnosti jsou zřejmě důsledkem vyššího podílu snadněji rozložitelného materiálu, menší kyselosti a vyšší teploty bukových stanovišť, což jsou činitele podporující mikrobiální činnost (tab. 4 a 5).

Vyšší aktivita ve fermentačním subhorizontu, který je mikrobiologicky neaktivnější, je zjištěna v bukových porostech na základě respirace,

měřené jak podle výdeje CO<sub>2</sub>, tak podle spotřeby O<sub>2</sub>. Dále podle substrátem indukované respirace, která testuje půdní vzorek po přidání glukózy i podle anaerobní amonifikace, tedy produkce čpavkového dusíku (NH<sub>4</sub> - N) za den. V této studii je sledován proces amonifikace, který je v bukových porostech vyšší ve všech horizontech.

Ve smrkových porostech se ve fermentačním subhorizontu snižuje ve vyšších LVS hodnota RSS (r = -0,60), poměr MiQC (r = -0,66) a hodnoty AMO (r = -0,71). Poměr MiQC se snižuje rovněž v humifikačním subhorizontu (r = -0,53), kde se jinak vliv LVS neprojevuje. Opačná tendence je zaznamenána v organominerálních horizontech, kde se zvyšujícím se LVS se zvyšuje RES (r = 0,80), RSS (r = 0,76), SRS (r = 0,77) a AMO (r = 0,85). Snižuje se zde RKR u (r = -0,60).

V bukových porostech se vliv rostoucího LVS omezuje na snižování poměru MiQC (r = -0,56) ve fermentačním horizontu. V humifikačním subhorizontu se snižuje RKR u (r = -0,63).

Se zvyšující se hodnotou pH se ve smrkových porostech zvyšuje ve fermentačním subhorizontu RES (r = 0,54), RSS (r = 0,71), SRS (r = 0,73), poměr MiQC (r = 0,75) a intenzita AMO (r = 0,84). V humifikačním subhorizontu je mikrobiální aktivita takřka nezávislá na půdní kyselosti. Pouze se zde snižuje RKR u (r = 0,63).

V organominerálních horizontech se výše uvedené aktivity při zvyšující se hodnotě pH snižují: RES (r = -0,71), RSS (r = -0,62), SRS (r = -0,70), AMO (r = -0,59). Naopak mírně se zde zvyšuje RKR u (r = 0,51).

**Tab. 5.**  
Bukové porosty  
Beech stands

	RES	RSS	SRS	MiQC	qC	SRS-MiQC	AMO	RKR u
horizont fermentační/F-horizon								
min	5,6	18	101	0,50	2,72	47	29	0,08
max	19,3	113	625	1,45	12,4	275	87	0,18
∅	14,6	58	322	0,88	5,5	122	49	0,15
2. lvs	13,5	86	450	1,20	4,5	145	50	0,16
3. lvs	12,0	69	349	0,96	4,0	126	47	0,15
4. lvs	21,6	62	332	1,03	7,7	117	60	0,15
5. lvs	10,4	38	293	0,63	4,8	134	38	0,14
6. lvs	12,4	42	200	0,60	5,4	87	46	0,18
horizont humifikační/H-horizon								
min	2,9	7,39	25,0	0,30	2,1	32	9,7	0,10
max	9,4	25,9	227,0	1,14	7,3	223	40,1	0,16
∅	5,8	15,3	83,7	0,77	5,1	71	21,0	0,14
2. lvs	-	-	-	-	-	-	-	-
3. lvs	6,0	16,0	72,7	0,60	6,2	70	21,0	0,15
4. lvs	6,4	16,0	83,6	1,03	4,5	57	22,0	0,14
5. lvs	4,9	14,0	107,0	0,70	5,1	104	20,0	0,12
6. lvs	5,4	13,0	46,0	0,60	3,7	32	22,0	0,13
horizont organominerální/horizon organo-mineral								
min	0,8	1,05	3,8	0,28	1,2	23	1,0	0,08
max	3,2	6,44	54,0	1,22	5,4	111	12,7	0,18
∅	1,1	2,61	20,5	0,75	3,3	48	4,6	0,13
2. lvs	1,6	4,1	49,4	0,93	2,8	87	12,5	0,11
3. lvs	1,8	2,1	12,6	0,72	3,5	37	2,9	0,13
4. lvs	1,3	2,5	17,9	0,75	3,3	40	2,8	0,14
5. lvs	1,2	2,7	22,1	0,78	3,4	57	5,0	0,11
6. lvs	1,0	2,3	8,2	0,54	2,7	23	4,0	0,11

Jednotky/Units

Označení/Sign	Jednotka/Unit	Proces/Process
RES	μgCO <sub>2</sub> -C.g <sup>-1</sup> .h <sup>-1</sup>	bazální respirace titračně
RSS	μgO <sub>2</sub> .g <sup>-1</sup> .h <sup>-1</sup>	bazální respirace OxiTop
SRS	μgO <sub>2</sub> .g <sup>-1</sup> .h <sup>-1</sup>	substrátem indukovaná respirace OxiTop
MiQC	%	MBC/C <sub>ox</sub>
QC	μgCO <sub>2</sub> -C.h <sup>-1</sup> mgMBC <sup>-1</sup>	RSS/MBC
SRS_ MiQC	μgO <sub>2</sub> .h <sup>-1</sup> mgMBC <sup>-1</sup>	SRS/MBC
AMO	μgNH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N.g <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	anaerobní amonifikace
RKR u	h <sup>-1</sup>	specifická růstová rychlost

RES – respiration (CO<sub>2</sub>); RSS – respiration (O<sub>2</sub>); SRS – substrate-induced respiration; MiQC – ratio MBC/C<sub>ox</sub>; QC – ratio RSS/MBC; AMO – amonification; RKR u – specific growth rate

Podobně v bukových porostech se ve fermentačním horizontu se stoupající hodnotou pH zvyšují hodnoty SRS ( $r = 0,64$ ) a SRS/MBC ( $r = 0,59$ ). Hodnoty SRS se zvyšují také v humifikačním subhorizontu ( $r = 0,68$ ). V organominerálních půdách bukových porostů při zvyšování hodnoty pH stoupá většina mikrobiálních aktivit RES ( $r = 0,82$ ), RSS ( $r = 0,84$ ), SRS ( $r = 0,96$ ), MiQC ( $r = 0,56$ ), SRS/MBC ( $r = 0,93$ ), AMO ( $r = 0,88$ ). V humifikačním horizontu se mírně snižuje RKR u ( $r = -0,67$ ).

**Enzymatická činnost**

Ve smrkových porostech je vyšší aktivita fosfomonoesterázy (4FF) především ve fermentačním subhorizontu a organominerálním horizontu,  $\alpha$ -glukosidázy (AGL) je vyšší v humifikačním subhorizontu a  $\beta$ -xylosidázy (XPN) ve všech horizontech v porovnání s porosty bukovými.

V bukových porostech je zjištěna ve všech studovaných horizontech vyšší aktivita ureázy, chitinázy (AGM) a arylsulfatázy (SUL). Dále je významně vyšší aktivita  $\beta$ -glukosidázy ve fermentačním subhorizon-

tu a organominerálním horizontu a celobiosidázy v humifikačním subhorizontu (tab. 6 a 7).

Ve smrkových porostech se ve fermentačním horizontu se stoupajícím LVS snižuje AGL ( $r = -0,77$ ) a zvyšuje se BF4 ( $r = 0,63$ ) a SUL ( $r = 0,78$ ). V subhorizontu humifikačním se zvyšuje BF4 ( $r = 0,79$ ), SUL ( $r = 0,77$ ) a 4FF ( $r = 0,56$ ), v organominerální půdě se zvyšuje aktivita AGL ( $r = 0,79$ ), B4F ( $r = 0,81$ ), SUL ( $r = 0,80$ ), 4FF ( $r = 0,83$ ).

V bukových porostech není souvislost se zvyšujícím se LVS tak výrazná. V organominerální půdě se snižuje aktivita BGL ( $r = -0,52$ ).

Závislost na zvyšující se hodnotě pH se ve smrkových porostech projevuje ve fermentačním subhorizontu snižováním aktivity B4F ( $r = -0,58$ ), SUL ( $r = -0,71$ ) a XPN ( $r = -0,61$ ), v humifikačním subhorizontu snižováním B4F ( $r = -0,65$ ), SUL ( $r = -0,63$ ) a 4FF ( $r = -0,60$ ). Aktivita URE se mírně zvyšuje ( $r = 0,52$ ). V organominerální půdě se snižuje B4F ( $r = -0,51$ ), SUL ( $r = -0,59$ ), 4FF ( $r = -0,70$ ).

V bukových porostech se ve fermentačním subhorizontu se zvyšující se hodnotou pH zvyšuje aktivita SUL ( $r = 0,66$ ) a snižuje XPN ( $r = -0,59$ ).

**Tab. 6.**  
Smrkové porosty  
Spruce stands

	URE	AGL	AGM	B4F	BGL	DCB	SUL	XPN	4FF
	$\mu\text{gNH}_4^+\text{-N.g}^{-1}\text{.d}^{-1}$			$\text{nmol MUF.g}^{-1}\text{.h}^{-1}$					
horizont fermentační/F-horizon									
min	16	38	677	454	767	92	64,0	291	3656
max	57	119	2081	1226	1991	293	224	858	12773
$\emptyset$	37	76	1173	857	1200	177	132	542	8194
3. lvs	45	119	1324	921	1027	222	159	519	9045
4. lvs	41	78	1252	673	1321	165	97	469	6868
5. lvs	20	74	1121	1226	998	144	102	667	-
6. lvs	27	66	1145	947	1140	92	161	663	10768
7. lvs	55	38	1115	1131	1117	293	152	387	10697
8. lvs	34	-	875	1102	958	-	223	679	9246
horizont humifikační/H-horizon									
min	3	42	328	327	291	41	67,0	225	1842
max	18	95	1042	1263	956	265	624	765	12066
$\emptyset$	7	58	546	702	630	110	215	537	6652
3. lvs	12	95	1042	801	956	152	177	769	8965
4. lvs	10	55	557	509	666	134	102	530	4698
5. lvs	7	54	456	628	357	79	110	390	-
6. lvs	9	45	509	839	505	41	379	474	10089
7. lvs	18	47	332	870	599	71	420	426	8526
8. lvs	4	-	457	1173	666	-	392	672	8936
horizont organominerální/horizon organo-mineral									
min	0,00	0,6	46	69	55,4	7	20,8	45	786
max	6,0	32,1	184	575	173	48	453	199	8772
$\emptyset$	2,0	9,1	110	259	116	19	118	104	2564
3. lvs	1,0	1,0	46	201	83	11	64	76	1400
4. lvs	2,1	6,0	99	159	112	20	38	88	1285
5. lvs	1,0	6,0	160	294	116	14	74	119	-
6. lvs	1,6	9,0	141	336	130	14	185	128	3316
7. lvs	6,0	32,0	184	575	167	34	453	199	5702
8. lvs	1,4	-	81	398	107	-	217	94	5942

Vysvětlivky: URE – ureáza; AGL –  $\alpha$ -glukosidáza; AGM – chitináza; B4F – fosfodiesteráza; BGL –  $\beta$ -glukosidáza; DCB – cellobiosidáza; SUL – arylsulfatáza; XPN –  $\beta$ -xylosidáza; 4FF – fosfomonoesteráza  
Captions: URE – urease; AGL –  $\alpha$ -glucosidase; AGM – chitinase; B4F – fosfodiesterase; BGL –  $\beta$ -glucosidase; DCB – cellobiosidase; SUL – arylsulfatase; XPN –  $\beta$ -xylosidase; 4FF – fosfomonoesterase

V organominerální půdě je vliv zvyšování hodnoty pH obsáhlejší. Zvyšuje se zde aktivita URE ( $r = 0,74$ ), AGM ( $r = 0,85$ ), B4F ( $r = 0,56$ ), BGL ( $r = 0,79$ ), DCB ( $r = 0,97$ ), SUL ( $r = 0,63$ ).

## DISKUSE

Druhá skladba lesa má zásadní vliv na chemismus půd. Přímý důkaz přinesli AUGUSTO et al. (2003), kteří studovali chemismus pozemků v severní Francii před zalesněním a po vytvoření zapojeného porostu. Zjistili nižší hodnotu pH pod smrkovými porosty ve srovnání s bukovými a dubovými. K podobnému závěru dospěl dlouholetý průzkum stávajících lesních porostů na území České republiky (FIALA et al. 2013).

O vyšším podílu spalitelného uhlíku ( $C_{ox}$ ), který v naší studii považujeme za organický uhlík ( $C_{org}$ ), ve smrkových porostech, se zmiňují JACOB et al. (2010). Degradaci opadu dávají do souvislosti s obsahem ligninu v asimilačních pletivech a počátečních koncentracích N a Ca v opadu a poměrech C : N, C : P a lignin : N (MELILLO et al. 1982; JANIK et al. 2007; APONTE et al. 2012).

Podle YANG et al. (2007) je půdní organický uhlík (SOC) směsí aktivního uhlíku ( $C_a \sim 1-3\%$ ), pomalu se rozkládajícího uhlíku ( $C_s \sim$

25–35%) a resistantního podílu ( $C_r \sim 35-80\%$ ). Extrahovatelný uhlík jako labilní frakci uhlíku popisují rovněž EVANS et al. (2001). Ve fermentačním materiálu listnatých dřevin je obsaženo  $756 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  a u jehličnatých pouze  $465 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ . Listnatý opad se vyznačuje menší resistencí vůči rozkladu (AUGUSTO et al. 2003; KARA et al. 2008), a tím vyšším podílem extrahovatelného uhlíku ( $C_{ext}$ ).

V níže položeném humifikačním subhorizontu a v organominerálním horizontu dochází k vyrovnání rozdílů a extrahovatelný uhlík v organominerální půdě smrkových porostů nabývá převahy.

V organominerální části profilu se druhová skladba na množství  $C_{ox}$  neprojevuje. Spalitelný uhlík je v této práci brán jako veškerý organický uhlík ( $C_{org}$ ). K jeho hodnotě vztahujeme labilní frakce – uhlík extrahovatelný ( $C_{ext}$ ) a uhlík mikrobioty ( $C_{mic}$ ). Toto pojetí použili dříve ST-LAURENT et al. (2000) a AHN et al. (2009).

Množství mikrobiálního uhlíku (MBC) vzhledem ke spalitelnému uhlíku ( $C_{ox}$ ) je v šetřených horizontech půdních profilů takřka neměnné. Bukové porosty jsou množstvím mikrobioty ve fermentačním subhorizontu a v organominerální půdě poněkud bohatší. V humusovém subhorizontu je toto množství přibližně stejné. Zjištěné hodnoty poměru uhlíku mikrobiální biomasy ke spalitelnému uhlíku (MiQC) odpovídají hodnotám zjištěným v bukových porostech na flyšovém

**Tab. 7.**  
Bukové porosty  
Beech stands

	URE	AGL	AGM	B4F	BGL	DCB	SUL	XPN	4FF
	$\mu\text{gNH}_4^+-\text{N}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$				$\text{nmol MUF}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$				
horizont fermentační/F-horizon									
min	17	18	543	417	669	117	174	105	1826
max	127	136	2068	1183	2183	366	951	716	17172
ø	67	83	1246	854	1467	211	398	430	7685
2. lvs	45	-	1242	861	1986	-	657	315	2377
3. lvs	68	45	1001	795	1301	203	240	433	9318
4. lvs	84	93	1367	723	1432	242	385	401	6544
5. lvs	61	136	1311	1123	1220	166	510	459	7952
6. lvs	62	136	1373	1042	1409	166	439	512	10257
horizont humifikační/H-horizon									
min	4,39	15	146	338	270	50,1	116	120	3010
max	60,7	64	1366	1057	975	94,4	1034	979	9883
ø	23,5	35	593	673	539	64,8	459	317	6637
2. lvs	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3. lvs	26,0	15	495	669	571	59,0	296	474	6796
4. lvs	28,0	31	538	548	438	75,0	421	179	4979
5. lvs	19,0	64	772	880	646	50,0	740	304	7879
6. lvs	17,0	64	721	802	617	50,0	619	336	8215
horizont organominerální/horizon organo-mineral									
min	2,03	0,0	14,7	107	34,4	0,0	16,2	24	419
max	15,3	22,8	524	523	808	97,9	715	110	2742
ø	6,6	7,8	190	261	203	20,8	279	66	1628
2. lvs	14,0	-	479	367	678	-	441	95	1750
3. lvs	6,0	8,0	96	210	135	33	180	64	1210
4. lvs	4,0	15,0	133	213	116	4	217	43	1255
5. lvs	7,0	17,0	205	341	141	16	456	67	2315
6. lvs	6,0	17,0	221	318	139	16	386	78	2356

Vysvětlivky: URE – ureáza; AGL –  $\alpha$ -glukosidáza; AGM – chitináza; B4F – fosfodiesteráza; BGL –  $\beta$ -glukosidáza; DCB – cellobiosidáza; SUL – arylsulfatáza; XPN –  $\beta$ -xylosidáza; 4FF – fosfomonoesteráza  
Captions: URE – urease; AGL –  $\alpha$ -glucosidase; AGM – chitinase; B4F – fosfodiesterase; BGL –  $\beta$ -glucosidase; DCB – cellobiosidase; SUL – arylsulfatase; XPN –  $\beta$ -xylosidase; 4FF – fosfomonoesterase

( $C_{mic}/C_{org} = 1,7$ ) a molasovém ( $C_{mic}/C_{org} = 2,9$ ) podloží v Rakousku (BERGER, BERGER 2014).

KARA et al. (2008) zjišťují procento frakce uhlíku mikrobiální biomasy ( $C_{mic}$ ), kterou v našem šetření označujeme jako (MBC). Ta v organominerálním horizontu dubové monokultury dosahuje 3,17 % a ve smíšeném jedlo-bukovém lese 2,26 %. Organický uhlík ( $C_{org}$ ) je zde stanoven po oxidaci s dichromanem draselným.  $C_{MIC}$ , stanovený fumigačně extrakční metodou, nabývá hodnot od 848,93 do 1408,32  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  v dubovém a od 952,46 do 1855,11  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  v jedlo-bukovém stanovišti. Tyto hodnoty odpovídají našim zjištěním pro bukové porosty (146,27–1145,85  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ), přestože jsou poněkud vyšší, což lze vysvětlit vzorkováním v teplejším červencovém počasí.

K podobnému zjištění docházejí ZHENG et al. (2013), kteří spojují 20,25 % mikrobiální variability v organominerálním horizontu lesa mírného pásma s příjmem labilních živin a 34,7 % s degradací lignocelulóz.

Slabou závislost mezi uhlíkem mikrobiální biomasy a obsahu SOM v nadložním organickém horizontu považují FRIEDEL et al. (2006) za důsledek vysoké variability MBC, nepostihnutelné obsahu  $C_{ox}$  nebo  $N_{tot}$ . Vysokou proměnlivost MBC dáváme do souvislosti se slabší závislostí na dřevinné skladbě. Hodnota MBC navíc neinformuje o povaze uhlíku. V organominerálním horizontu je vedle menšího podílu labilních složek uhlíku ( $C_{ext}$ ) stabilizující vliv jílu (HYVÖNEN et al. 2002).

V bukových porostech je nižší poměr  $C_{org}/N_{tot}$ . Ten bývá považován za ukazatel intenzivnější mikrobiální činnosti. Toto pravidlo ovšem není věrohodně potvrzeno množstvím mikrobioty, měřené množstvím mikrobiálního uhlíku. Ta není ve fermentačním subhorizontu bukových porostů výrazně vyšší (2229  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  ve smrkových a 2714  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  v bukových porostech). Významný rozdíl je zjištěn v organominerálním horizontu, kde je zřejmě díky příznivějším fyzikálním a chemickým vlastnostem půdy vyšší rozvoj mikrobioty (264  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  ve smrkových a 361  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  v bukových porostech). Příčina nízkých poměrů  $C_{org}/N_{tot}$  (< 20) spočívá ve snadnější rozložitelnosti některých sloučenin uhlíku a naopak v omezeném množství snadno rozložitelných dusíkatých sloučenin. Vyšší podíl N zabudovaného v pomalu se rozkládajícím opadu je zjištěn v buko-jehličnatých lesích (KARA et al. 2008).

Chemická půdní reakce (pH) je brána jako důležitý faktor ovlivňující rychlost obrátu uhlíku (AUGUSTO et al. 2003; LEIFELD et al. 2014). S touto charakteristikou souvisí i obsah N a poměr C/N, minerální bohatost půd, zvláště obsah přístupného Ca a P (REJŠEK 2003; KUNITO et al. 2012), Mn (APONTE et al. 2012),  $\text{Ca}^{2+}$  a  $\text{Mg}^{2+}$  iontů (VALEUR et al. 2000). FRIEDEL et al. (2006) považují za hlavní činitele, vysvětlující 36 % variabilitu půdní respirace, obsah  $N_{tot}$  a hodnotu pH.

Vliv vegetační stupňovitosti se uplatňuje především druhovou skladbou, tedy rostlinnými společenstvy, pro jejichž geografické rozšíření jsou rozhodující minimální teploty (MORAVEC et al. 1994). Průměrná teplota, která je jednou z proměnných, ve vegetačních stupních ovlivňuje čistou primární produkci i množství uhlíku v půdě. To se více projevuje v čerstvém a kvalitnějším opadu. S vegetační stupňovitostí rovněž souvisí množství srážek (ZLATNÍK 1976). V našich pohóřích přibývá srážek přibližně o 55 mm na 100 m výšky (MORAVEC et al. 1994). Dále jsou to klimatické podmínky, které souvisí s nadmořskou výškou (FRIEDEL et al. 2006) i např. faktorem slunečního svitu na povrchu půdy (AUSTIN, BALLARÉ 2010). Možnost ovlivnění mikroklimatu a snížení dekompozice opadu v lese s nižší propustností světla konstatují KARA et al. (2008).

Nižší míru nitrifikace a amonifikace připisují někteří autoři inhibiční kapacitě opadu, která je vyšší ve smrkovém opadu a nižší v opadu tvrdých (buk, dub) dřevin (AUGUSTO et al. 2003).

Hrubou N mineralizaci počítají VERVAET et al. (2004) jako produkci  $\text{NH}_4^+$  z organického N. Ve smíšeném porostu dubu červeného a bří-

zy převislé v Belgii byla v F + H subhorizontech 10,2 mg N  $\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$  a v minerálním (organominerálním) horizontu 3,8 mg N  $\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ . Tyto hodnoty přibližně odpovídají výsledkům našeho stanovení čistě N mineralizace v bukových porostech.

V humifikačním subhorizontu se půdní aktivita bukových a smrkových porostů příliš neliší. To vysvětlujeme vyšším podílem resistantních a málo pohyblivých sloučenin v tomto subhorizontu.

Poměr Rs/MBC je ve všech horizontech o 30–40 % vyšší v bukových porostech. To je zřejmě výrazem menší rezistence bukového opadu vůči rozkladným procesům (AUGUSTO et al. 2003; KARA et al. 2008). Nižší hodnotu SRS u smrku v porovnání s borovicí nebo břízou spojují PRIHA et al. (1999) s méně rozsáhlým kořenovým systémem a s tím souvisejícím menším množstvím extramatrikálního mycelia v půdě. Exudáty listnatých porostů mohou být lepším substrátem pro mikroby, což se projevuje vyššími hodnotami SRS. Hodnoty SRS souvisí rovněž s aktivní mikrobiotou, která není fyzikálně vázaná (EVANS et al. 2001).

Amonifikace nabývá významu ve vyšších LVS díky nižší citlivosti k teplotě (FORMÁNEK, GRUNDA 2000). Je také méně citlivá k chemické půdní reakci (pH). Probíhá i v půdách s pH 4–5, což jsou především kyselá stanoviště horských lesů s nízkým obsahem kyslíku (FORMÁNEK, GRUNDA 2000).

Vazby mezi druhovým složením porostů, chemickou půdní reakcí a vegetační stupňovitostí jsou natolik silné, že při hodnocení a diskusi k výsledkům k nim nelze přistupovat jednotlivě.

Zejména při diskusi k půdní enzymatické činnosti se tato kritéria prolínají.

Aktivity enzymů a jejich variabilita se výrazně liší podle studovaných subhorizontů. Vyšší aktivita ureázy v šetřených horizontech bukových porostů je ovlivněna menší kyselostí půdního prostředí. BLONSKA (2010) zjišťuje, že aktivita ureázy se zvyšuje s rostoucím pH (maxima dosahuje při pH = 5,88) a s rostoucím obsahem Ca.

Aktivita arylsulfatázy koreluje významně pozitivně s pH zemědělských půd (GIANFREDA et al. 2005). Tento vztah neodpovídá našim výsledkům. Volnější negativní závislost je zjištěna v organominerálním horizontu bukových porostů. Pozitivní korelace aktivity arylsulfatázy s  $C_{ox}$  a s MBC odpovídá poznatkům z orných půd, uvedeným v práci GUPTA et al. (1993). Tento autor rovněž konstatuje pozitivní závislost na obsahu půdní vody. To může souviset s pozitivní závislostí aktivity arylsulfatázy na LVS (vyšší srážky), zjištěné především v humifikačních a organominerálních horizontech v našem průzkumu.

Snižování aktivity  $\alpha$ -glukosidázy se zvyšujícím se LVS ve fermentačním subhorizontu souvisí s nižší mikrobiální činností v organických horizontech smrkových porostů ve vyšších LVS. Kladný vztah k LVS v horizontech minerálních naopak souvisí se zvyšováním mikrobiální aktivity (RES, RSS, SRS).

Dalším enzymem, významným v procesu degradace celulózy, je  $\beta$ -glukosidáza. Ta předchází oxidativní enzymy, které začínají rozkládat více lignifikovaný materiál později (WALDROP et al. 2003). Jeho nejvyšší aktivitu zaznamenává v opadu, což je potvrzeno našim šetřením. Zásadní význam  $\beta$ -glukosidázy spočívá v uvolňování nízkomolekulárních cukrů, které jsou zdrojem energie pro mikroorganismy (GONNETY et al. 2012). To je v souladu s pozitivními vztahy  $\beta$ -glukosidázy k MBC ve fermentačním subhorizontu a organominerálním horizontu smrkových i bukových porostů.

Chitinázy jsou série bakteriálních enzymů, které katalyzují rozklad chitinu z odumřelé biomasy hub i arthropod na cukry a anorganický N. Snížení aktivity chitinázy ukazuje na redukcii abundance bakterií i nižší důležitost chitinu jako zdroje C a N, nebo naopak na zvýšení přístupnosti labilnějších forem organického materiálu (MIESEL et al. 2011). Aktivita chitinázy je primárně kontrolována mikroklimatem



a edafickými činiteli. To se v našem šetření projevuje poněkud vyšší hodnotou AGM v organominerálních horizontech bukových stanovišť (190 nmol MUF.g<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup> na bukových a 110 nmol MUF.g<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup> na smrkových stanovištích), ale především vyšší přístupností N<sub>ext</sub> na bukových stanovištích (37,4 μg.g<sup>-1</sup> na bukových a 32,8 μg.g<sup>-1</sup> na smrkových stanovištích). Dále se zde zřejmě promítá vyšší intenzita mikrobiálních dějů v bukových porostech, jak je doloženo vyšší mírou amonifikace i hodnotou SRS.

Aktivity fosfomonoesterázy i fosfodiesterázy jsou nepřímo úměrné přístupnému fosforu P<sub>MIII</sub>. KUNITO et al. (2012) dávají vyšší aktivitu fosfatáz v půdách s nižším obsahem přístupného P do souvislosti s limitací fosforem pro půdní organismy. Oba enzymy – fosfatázy – jsou typické pro kyselé prostředí. Jejich pokles se snižující se kyselostí v organické části profilů jak bukových, tak smrkových stanovišť je očekávaný. Negativní vztah mezi aktivitou fosfatázy a půdním pH uvádějí GIANFREDA et al. (2005).

V organominerálním horizontu je tato závislost výraznější na smrkových stanovištích ve vyšších LVS. Vyšší aktivitu fosfomonoesterázy ve smrkových porostech, zjišťují i SAMEC et al. (2008). Jedná se o kyselý enzym, produkováný především houbami, zatímco půdní bakterie jsou úspěšnější v produkci alkalických fosfatáz. Hladina fosfatáz bývá označována jako index potenciální fosfátové mineralizace (HÝSEK 1996).

Označení fosforu jako limitujícího prvku ve vyšších LVS je v bukových porostech podpořeno zjištěním, že s rostoucím LVS se N<sub>tot</sub> zvyšuje (r = 0,60) a přístupný fosfor P<sub>MIII</sub> se zvyšuje pouze pozvolna (r = 0,30). V porostech smrkových se v závislosti na LVS zvyšuje N<sub>tot</sub> (r = 0,87) a přístupný fosfor P<sub>MIII</sub> se snižuje (r = -0,32). Skutečnost, že půdy ve vyšších LVS jsou více zásobeny dusíkem, dále nízké obsahy přístupného fosforu a enzymatická činnost, která je ve větší míře orientována na fosfor naznačuje, že fosfor je limitujícím prvkem půdní mikrobiologické aktivity, zejména ve vyšších LVS.

Souvislost enzymatické činnosti a požadavku doplnění výživy sírou (EDWARDS 1998) lze pozorovat také ve vztahu k LVS. Závislost aktivity arylsulfatázy na LVS v organominerálním horizontu je zjištěna pouze u smrkových porostů (r = 0,80). V bukových porostech jsou ovšem zjištěny vyšší hodnoty aktivity arylsulfatázy. To může být důsledek nižší nabídky síry v nižších polohách a vyšších potravních nároků listnáčů. Vyšší hodnota aktivity arylsulfatázy je potom obrazem zpětné vazby mezi rostlinou a půdními mikroby (WARDLE et al. 2004; WAGG et al. 2011).

Snižování aktivity enzymu AGL ve fermentačním subhorizontu pod buky ve vyšších LVS může být projevem inhibičního vlivu zvyšujícího se obsahu celkového dusíku N<sub>tot</sub>, který vytváří odolné sloučeniny s organickým materiálem (ANDERSSON 2005). Zde je ovšem předpoklad závislosti enzymatické aktivity na kvalitě organického materiálu v různých lesních vegetačních stupních. K tomu se vyjadřují například AHN et al. (2009), kteří studovali schopnost exoenzymů štěpit organické polymery.

Pozoruhodné je zvyšování aktivity chitinázy ve vyšších LVS v organominerální půdě smrkových porostů (r = 0,86), kde bychom předpokládali vyšší aktivitu lignolytických enzymů a s ní spojenou přítomnost saprofytických hub (BALDRIÁN et al. 2010). Zvyšování lignolytických enzymů v organominerální půdě odpovídá studii ZECHMEISTER-BOLTERNSTERN et al. (2011), která zdůrazňuje prioritu hub, dominujících v chudších půdách vyšších poloh, při degradaci ligninu. Zde se zřejmě uplatňuje vliv větší mocnosti nadložního humusu na lesních typech 7K1, 5P1 a 6P1 a s tím souvisící vyšší prohumóznění organominerálního horizontu. Na stanovišti 7K1 dosahuje hodnota C<sub>ox</sub> maxima 12,6%. Tomu odpovídá i MBC, které nabývá na uvedených místech relativně vysokých hodnot. Závislost na LVS vyslovuje rovněž ANDERSSON (2005), který uvádí, že vedle kvality opadu je důležitým činitelem, ovlivňujícím zejména počáteč-

ní fáze rozkladu organického materiálu, aktuální evapotranspirace. Tento parametr spojuje teplotu a vlhkost, tedy vlivy těsně související s LVS.

Obecně vzato mají extracelulární enzymy (např. chitináza), pocházející z bakteriálních zdrojů, své optimum v neutrální až alkalické oblasti, zatímco houbové (a rostlinné) mají optimum v oblasti kyselé (CALDWELL 2005). Tomu odpovídá poznotek o snižující se aktivitě chitinázy v organominerálním horizontu bukových stanovišť s vyšší hodnotou pH i výše uvedená vyšší nabídka N<sub>ext</sub> v organominerálních horizontech bukových porostů s menší kyselostí. Vyšší aktivita chitinázy ve vyšších LVS smrkových porostů souvisí s větší biomasou odumřelých hub a z nich pocházejícího chitinu, jehož rozklad je chitinázou katalyzován (MIESEL et al. 2011).

CALDWELL (2005) dokládá, že se houby podílejí asi na 86% aktivity půdní celulózy, založené na selektivních vazbách extrahovaných půdních enzymů k lectinu konkanavalinu-A.

Vedle glykolysátů vylučovaných bakteriemi jsou zde ještě neenzymatické proteiny, hrající různé role v adhezi buněk k povrchům. Z těchto poznání vyplývá, že k aktivitám enzymů nelze jednoznačně přiřadit jejich zdroje, lze je jen přibližně odhadovat podle ostatních zjištěných charakteristik a stanovištních podmínek.

V nadložním horizontu smrkových porostů je vyšší podíl spalitelného uhlíku (C<sub>ox</sub>). Bukové porosty se vyznačují vyšším množstvím uhlíku mikrobiální biomasy (MBC). Smrkové porosty obsahují v organických horizontech více celkového dusíku (N<sub>tot</sub>). Poměr spalitelného uhlíku k celkovému dusíku, který je brán jako ukazatel kvality organického materiálu, je nižší v organických horizontech bukových porostů.

## ZÁVĚR

Průzkumem jsme získali představu o mikrobiologických vlastnostech lesních půd na vybraných stanovištích smrkových a bukových porostů. Zjištěné půdní charakteristiky potvrzují předpoklad o významných rozdílech v půdním prostředí smrkového a bukového lesa. Poznatky o základních chemických charakteristikách, kterými se oba ekosystémy vyznačují, jsou rozšířeny o mikrobiologické vlastnosti a zvláštní zřetel je věnován aktivitám vybraných enzymů. Základní rozdíl je ve vyšších hodnotách studovaných forem uhlíku a dusíku a nižší mikrobiologické aktivitě ve smrkových porostech s pomalejším biogeochemickým koloběhem. Naopak nižší aktuální obsahy živin a vyšší mikrobiologické aktivity jsou zjištěny v bukových porostech. Tento průzkum bude v budoucnosti rozšiřován a v dostatečné šíři postihne i borové a dubové porosty, které jsou rovněž významně územně rozšířeny.

Popis mikrobiologických charakteristik odpovídá výsledkům dosud publikovaným v odborné literatuře. Závislosti na lesních vegetačních stupních a půdní chemické reakci odpovídají obecně zjišťovaným trendům. Z tohoto pohledu považujeme zjištěné hodnoty za platné pro nepoškozené lesní ekosystémy na území České republiky.

## Poděkování:

Naše poděkování patří vlastníkům lesa, s jejichž dovořením jsme provedli odběr půdních vzorků a využili taxačních údajů o stavu lesa, dále zaměstnancům Laboratorního odboru ÚKZÚZ za anorganické a mikrobiální rozborů a v neposlední řadě panu Malcomu Russellovi za kontrolu anglicky psaného textu.

## LITERATURA

- AHN M.-Y., ZIMMERMAN A.R., COMERFORD N.B., SICKMANN J.O., GRUNWALD S. 2009. Carbon mineralization and labile organic carbon pools in the sandy soils of a north Florida watershed. *Ecosystems*, 12: 672–685.
- ANDERSSON C. 2005. Litter decomposition in the forest ecosystem – influence of trace elements, nutrient and climate. *The ESS Bulletin*, 3, 1: 4–17.
- APONTE C., GARCÍA L.V., MARANÓN T. 2012. Tree species effect on litter decomposition and nutrient release in Mediterranean oak forests changes over time. *Ecosystems*, 15: 1204–1218.
- AUGUSTO L., RANGER J., BINKLEY D., ROTHE A. 2003. Impact of several common tree species of European temperate forest on soil fertility. *Annals Forest Science*, 59: 233–253.
- AUSTIN A.T., BALLARÉ C.L. 2010. Dual role of lignin in plant litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107 (10): 4618–4622. DOI: 10.1073/pnas.0909396107
- BALDRIAN P., MERHAUTOVÁ V., CAJTHAML T., PETRÁNKOVÁ N., ŠNAJDR J. 2010. Small-scale distribution of extracellular enzymes, fungal, and bacterial biomass in *Quercus petraea* forest topsoil. *Biology and Fertility of Soil*, 46: 717–726.
- BERGER T.W., BERGER P. 2014. Does mixing of beech (*Fagus sylvatica*) and spruce (*Picea alba*) litter hasten decomposition? *Plant and Soil*, 377: 217–234.
- BLONSKA E. 2010. Enzyme activity in forest peat soils. *Folia Forestalia Polonica, series A*, 52 (1): 20–25.
- BUNDY L.G., MEISINGER J.J. 1994. Nitrogen availability indices. In: Mickelson, S.H., Bigham, J.M. (eds.): *Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and bio-chemical properties*. Madison, Soil Science Society of America: 951–984.
- CALDWELL B.A. 2005. Enzyme activities as a component of soil biodiversity: a review. *Pedobiologia*, 49: 637–644.
- DILLY O. 2005. Microbial energetics in soils. In: Buscot F., Varma A. (eds.): *Microorganisms in soils: roles in genesis and functions*. Berlin, Springer: 123–138.
- EDWARDS P.J. 1998. Sulphur cycling, retention and mobility in soils: a review. Radnor, Northeastern Forest Experiment Station, Forest Service, United States Department of Agriculture: 18 s. General Technical Report, NE-250.
- EVANS J.L., FERNANDEZ I.J., RUSTAND L.E., NORTON S.A. 2001. Methods for evaluating carbon fractions in forest soils: a review. *Technical Bulletin – Maine Agricultural and Forest Experiment Station*, 178: 39 s.
- FIALA P. et al. 2013. Průzkum výživy lesa na území České republiky 1996–2011. Brno, ÚKZÚZ: 148 s.
- FORMÁNEK P., GRUNDA B. 2000. Sezónní změny dusíku a biologická aktivita v lesní půdě Moravskoslezských Beskyd [Seasonal changes of nitrogen and biological activity in the forest soil of the Moravskoslezské Beskydy Mts.]. *Journal of Forest Science*, 46: 425–435.
- FORMÁNEK P., VRANOVÁ V. 2003. The effect of spruce stand thinning on biological activity in soil. *Journal of Forest Science*, 49: 523–530.
- FORSTER J.C. 1995. Soil nitrogen. In: Alef K., Nannipieri P. (eds.): *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. London, Academic Press: 79–87.
- FRIEDEL K.J., EHRMANN O., PFEFFER M., VOLLMER T., SOMMER M. 2006. Soil microbial biomass and activity: the effect of site characteristics in humid temperate forest ecosystems. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 169: 175–184.
- GIANFREDA L., RAO M.A., PIOTROWSKA A., PALUMBO G., COLOMBO C. 2005. Soil enzyme activities as affected by anthropogenic alterations. Intensive agricultural practices and organic pollution. *Science of the Total Environment*, 341: 256–279.
- GONNETY J.T., ASSÉMIEN E.F.L., GUÉI A.M., N'DRI A.A., DJINA Y., KONÉ A.W., TONDOH J.E. 2012. Effect of land use types on soil enzymatic activities and chemical properties in semi-deciduous forest areas of Central-West Côte d'Ivoire. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 16: 478–485.
- GRUNDA B. 1995. Objemová hmotnost půdy v půdní mikrobiologii. *Lesnictví – Forestry*, 41, (1): 38–41.
- GRUNDA B. 2000. The effect of chemical load on forest soil microflora. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, XLVIII, 5: 89–96.
- GUPTA V.V.S.R., FARRELL R.E., GERMIDA J.J. 1993. Activity of arylsulfatase in Saskatchewan soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 73: 341–347.
- HOBBIE S.E., OGDahl M., CHOROVER J., CHADWICK O.A., OLEKSYN J., ZYTKOWIAK R., REICH P.B. 2007. Tree species effects on soil organic matter dynamics: the role of soil cation composition. *Ecosystems*, 10: 999–1018.
- HÝSEK J. 1996. Některé enzymy lesních půd a jejich význam. *Zprávy lesnického výzkumu*, 41 (1): 32–35.
- HYVÖNEN R., BERG M.P., ÄGREN G.I. 2002. Modelling carbon dynamics in coniferous forest soils in a temperature gradient. *Plant and Soil*, 242: 33–39.
- ISO 14240-2. 1997. Soil quality – determination of soil microbial biomass – Part 2: Fumigation–extraction method.
- ISO 14235. 1998. Soil quality – Determination of organic carbon by sulfochromic oxidation.
- ISO 16072. 2002. Soil quality – Laboratory methods for determination of microbial soil respiration.
- ISO/TS 22939. 2010. Soil quality – Measurement of enzyme activity patterns in soil samples using fluorogenic substrates in micro-well plates.
- JACOB M., VIEDENZ K., POLLE A., THOMAS F.M. 2010. Leaf litter decomposition in temperate deciduous forest stands with a decreasing fraction of beech (*Fagus sylvatica*). *Oecologia*, 164 (4): 1083–1094.
- JANIK L.J., SKJEMSTAD J.O., SHEPHERD K.D., SPOUNCER L.R. 2007. The prediction of soil carbon fractions using mid-infrared-partial least square analysis. *Australian Journal of Soil Research*, 45: 73–81.
- KANDELER E., GERBER H. 1988. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biology and Fertility of Soils*, 6: 68–72.
- KARA O., BOLAT I., CAIKROĞLU K., ÖZTÜRK M. 2008. Plant canopy effect on litter accumulation and soil microbial biomass in two temperate forests. *Biology and Fertility of Soils*, 45: 193–198. DOI: 10.1007/s00374-008-0327-x.
- KUNITO T., TSUNEKAWA M., YOSHIDA S., PARK H., NAGOAKA K., SAEKI K. 2012. Soil properties affecting phosphorus forms and phosphatase activities in Japanese forest soils. *Soil Science*, 177 (1): 39–46.
- LEIFELD J., LÜTZOW M. VON 2014. Chemical and microbial activation energies of soil organic matter decomposition. *Biology and Fertility of Soils*, 50: 147–153.
- LETTL A. 1991. Akutní a dlouhodobý vliv vápnění a hnojení na půdní mikroflóru lesních porostů. *Lesnictví*, 37: 655–662.
- MALÝ S., FIALA P., REININGER D., OBDRŽÁLKOVÁ E. 2014. The relationships among microbial parameters and the rate of organic

- matter mineralization in forest soils, as influenced by forest type. *Pedobiologia – Journal of Soil Ecology*, 57: 235–244.
- MAŘAN B., KÁŠ V. 1948. *Biologie lesa*. Praha, Melantrich: 596 s.
- MEHLICH A. 1984. Mehlich-3 soil test extractant – a modification of Mehlich 2 extractant. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, 15: 1409–1416.
- MELILLO J.M., ABER J.D., MURATORE J.F. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*, 63: 621–626.
- MIESEL J.R., BOERNER R.E.J., SKINNER C.N. 2011. Soil nitrogen mineralization and enzymatic activities in fire and fire surrogate treatments in California. *Canadian Journal of Soil Science*, 91: 935–946.
- MORAVEC J. et al. 1994. *Fytcenologie*. Praha, Academia: 403.
- MURPHY J., RILEY J.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27: 31–36.
- NOVOZAMSKÝ I., HOUBA V.J.G., VANECK R., VANVARK W. 1983. A novel digestion technique for multi-element plant analysis. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, 14: 239–248.
- PELÍŠEK J. 1957. *Lesnické půdoznalství*. Praha, Státní zemědělské nakladatelství: 486 s.
- PONGE J-F., ANDRÉ J., ZACKRISSON O., BERNIER N., NILSSON M-C., GALLET C. 1998. The forest regeneration puzzle. Biological mechanisms in humus layer and forest vegetation dynamics. *BioScience*, 48: 523–530.
- PRIHA O., HALLANTIE T., SMOLANDER A. 1999. Comparing microbial biomass enzyme activity, and numbers of nitrifiers in the rhizospheres of *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* seedlings by microscale methods. *Biology and Fertility of Soils*, 30: 14–19.
- REICHLÉ D.E. 1981. *Dynamic properties of forest ecosystems*. Cambridge, Cambridge University Press: 683 s.
- REJŠEK K. 2003. Fosfomonoesterázová aktivita nivních půd národní přírodní rezervace Ranšpurk. In: *Pedologické dny 2003. Ochrana a využití půdy v nivních oblastech. Sborník příspěvků z konference. Velké Bílovice, 3. – 4. září 2003*. Brno, MZLU v Brně: 88–96.
- SAMEC P., MAROSZ K., KUČERA A., REJŠEK K. 2008. Biochemické vlastnosti a vztahy ležícího mrtvého dřeva a nadložního humusu v přirozených bučinách. *Zprávy lesnického výzkumu*, 53 (1): 18–28.
- SOBOTKA A., LANDKRAMER O., HARTMANOVÁ H., KNOLOVÁ H., ROSA K., WITMANOVÁ B., VOLDŘICHOVÁ H. 1961. *Mikrobiologický výzkum lesních půd podle lesních typů. Závěrečná zpráva*. Zbraslav-Strnady, VÚLHM: 324 s.
- ST-LAURENT S., QUIMET R., TREMBLAY S., ARCHAMBAULT L. 2000. Évolution des stocks de carbone organique dans le sol après coupe dans la sapinière à bouleau jaune de l'est du Québec. *Canadian Journal of Soil Science*, 80: 507–514.
- SVOBODA P. 1952. *Život lesa*. Praha, Brázda: 894 s.
- ŮHŮL. 1991. *Přírodní podmínky v lesním hospodářství. Brandýs nad Labem*, ŮHŮL: 263 s.
- VALEUR I., ANDERSSON S., NILSSON S.I. 2000. Calcium content of liming material and its effect on sulphur release in a coniferous forest soil. *Biogeochemistry*, 50: 1–20.
- VERVAET H., BOECSX P., BOKO A.M.C., CLEEMPUT O. VAN, HOFMAN G. 2004. The role of gross and net N transformation processes and  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_3^-$  immobilization in controlling the mineral N pool of a temperate mixed deciduous forest soil. *Plant and Soil*, 264: 349–357. DOI: 10.1023/B:PLSO.0000047766.16919.5e
- WAGG C., HUSBAND B.C., GREEN D.S., MASSICOTTE H.B., PETERSON R.L. 2011. Soil microbial communities from an elevational cline differ in their effect on conifer seedling growth. *Plant and Soil*, 340: 491–504. DOI: 10.1007/s11104-010-0621-x
- WALDROP M.P., MCCOLL J.G., POWERS R.F. 2003. Effects of forest post-harvest management practices on enzyme activities in decomposing litter. *Soil Science Society of America Journal*, 67: 1250–1256.
- WARDLE D.A., BARDGETT R.D., KLIRONOMOS J.N., SETÄLÄ H., PUTTEN W.H. VAN DER, WALL D.H. 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science*, 304: 1629–1633.
- YANG L., PAN J., SHAO Z., CHEN J.M., JU W.M., SHI X., YUAN S. 2007. Soil organic carbon decomposition and carbon pools in temperate and sub-tropical forests in China. *Journal of Environmental Management*, 85: 690–695.
- ZANELLA et al. 2011. European humus forms reference base. Hal-00541496, version 2 – 1 [online] [cit. 2015-01-27]. Dostupné na: <http://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00541496>
- ZECHMEISTER-BOLTENSTERN S., MICHEL K., PFEFFER M. 2011. Soil microbial community structure in European forests in relation to forest type and atmospheric nitrogen deposition. *Plant and Soil*, 343: 37–50. DOI: 10.1007/s11104-010-0528-6
- ZHENG Q.J., WANG Y., HAN S.J. 2013. Response of soil microbial biomass and enzyme activities under three temperate tree species to elevated  $\text{CO}_2$  in Changbai Mountain, Northeastern China. In: *Hernandes Soriano, M.C. (ed.): Soil processes and current trends in quality assessment*. InTech: 419–433. Dostupné na: <http://dx.doi.org/10.5772/52837>
- ZLATNÍK A. 1976. *Lesnická fytcenologie*. Praha, SZN: 495 s.

## SELECTED MICROBIOLOGICAL PROPERTIES OF FOREST SOILS

### SUMMARY

This survey of the microbiological properties of forest soils was conducted in the Czech Republic. The holorganic forest soil F-horizon, H-horizon and the organo-mineral horizon were sampled in different forest stands, and the relationship between the microbial properties and the soil pH in these various horizons, and the vegetation zones in which the study sites were located, was examined. The aim of the study was to describe the microbial properties of soils in undamaged forest stands (Tab. 1 and 2).

Beech stands typically have higher microbial activity, as shown by the higher levels of respiration in all horizons (Tab. 4 and 5). A correlation between microbial activity and forest vegetation zone was found only in spruce stands, and was demonstrated by higher values of respiration and ammonification in the higher vegetation zones.

In spruce stands there were larger amounts of oxidizable and extractable carbon, and also total nitrogen, in the fermentation horizons. Lower acidity in the F-horizons and organo-mineral horizons results in a decrease in oxidizable and extractable carbon, the carbon of the microbial biomass and the total nitrogen of spruce stands. This trend is reversed, however, in beech stands. The higher pH is associated with higher amounts of oxidizable carbon and carbon from the microbial biomass, and total and extractable nitrogen. Most microbial processes are more active in the F-horizon and H-horizon in spruce stands when the pH is higher. In the beech stands this relationship is evident in the organo-mineral horizon only.

Generally speaking, enzymic activity is higher in beech stands. The correlation with forest vegetation zones is demonstrated in the organo-mineral horizons of spruce stands by a higher activity in the higher altitudinal vegetation zones. The higher pH is connected with a slight reduction in enzymic activity in spruce stands and an increase in beech stands (Tab. 6 and 7).

This description of microbiological characteristics, based on a survey of selected forest sites, is in line with the findings of previously published results. The relationship between forest vegetation zones and soil chemical reactions corresponds to the generally established patterns. We therefore consider the observed values being valid for undamaged forest ecosystems in the Czech Republic.