

ZPRÁVY LESNICKÉHO VÝZKUMU

REPORTS OF FORESTRY RESEARCH



VĚDECKÝ RECENZOVANÝ ČASOPIS
SCIENTIFIC REVIEWED JOURNAL

3/2017

ZPRÁVY LESNICKÉHO VÝZKUMU

Reports of Forestry Research

ROČNÍK/VOLUME 56

ISSN 0322-9688

ČÍSLO/ISSUE 3/2011

Vydává: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady 136, 252 02 Jíloviště, www.vulhm.cz

Vedoucí redaktorka: Šárka Holzbachová, DiS.; Výkonná redaktorka: Miroslava Valentová; Grafická úprava a zlom: Klára Šimerová

Adresa redakce: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Výzkumná stanice Opočno, 517 73 Opočno
tel. 494 668 392, fax 494 668 393, e-mail: valentova@vulhmop.cz, http://www.vulhm.cz

Redakční rada

Doc. Ing. Petr Zahradník, CSc. - předseda; Doc. RNDr. Bohumír Lomský, CSc. - místopředseda; Šárka Holzbachová, DiS.; RNDr. Jana Malá, CSc.;
prom. biol. Zdeňka Procházková, CSc.; Doc. RNDr. Marian Slodičák, CSc.; Ing. Vladislav Badalík; Prof. Ing. Petr Kantor, CSc.; Doc. Ing. Pavol Klč, CSc.;
Prof. Ing. Jiří Kulhavý, CSc.; Doc. RNDr. Ing. Michal V. Marek, CSc.; Prof. Ing. Vilém Podrázský, CSc.; Ing. Miroslav Sloup; Doc. Ing. Marek Turčáni, Ph.D.

Ediční rada

Doc. RNDr. Bohumír Lomský, CSc. - předseda; Šárka Holzbachová, DiS. - místopředseda; Ing. Milan Bíba, CSc.; Doc. Ing. Jaroslav Holuša, Ph.D.;
Ing. Dušan Kacálek, Ph.D.; Ing. Pavlína Máchová, Ph.D.; Ing. Jiří Matějčík, CSc.; prom. biol. Zdeňka Procházková, CSc.; Mgr. Jana Řezníčková;
Miroslava Valentová; Ing. Monika Vejvustková, Ph.D.; Doc. Ing. Petr Zahradník, CSc.

Časopis je na seznamu recenzovaných periodik Rady vlády pro výzkum, vývoj a inovace.

Je excerptován v

- databázi Scopus
- Elsevier Bibliographic Databases
- CAB Abstracts
- České zemědělské a potravinářské bibliografii

Indexed in: Scopus, Elsevier Bibliographic Databases, CAB Abstracts, Czech Agricultural and Food Bibliography

OBSAH - CONTENT

VÁCLAV BURIÁNEK - PETR NOVOTNÝ

Hodnocení výzkumné provenienční plochy s olší lepkavou (*Alnus glutinosa* /L./ Gaertn.)

č. 44 - Litovel, Březina ve věku 41 let

Evaluation of provenance plot with black alder (*Alnus glutinosa* /L./ Gaertn.) No. 44 – Litovel, Březina at the age of 41 years 157

FRANTIŠEK MÁLIŠ

Zmeny v druhovom zložení dubových lesov v oblasti Poľany po viac ako 40 rokoch

Changes in plant species composition of oak forests in Poľana massif (Central Slovakia) after 40 years 168

SABINA TRUPAROVÁ - JIŘÍ KULHAVÝ

Výživa smrkových porostů na vápnených plochách s různou intenzitou probírkového zásahu v Moravskoslezských Beskydech

Mineral nutrition of limed plots with difference intensity of thinning in Moravian-Silesian Beskids Mts..... 178

ONDŘEJ ŠPULÁK - JARMILA MARTINCOVÁ

Variabilita parametrů fluorescence chlorofylu v rámci mladých stíněných a nestíněných sazenic jedle bělokoré

(*Abies alba* MILL.) měřena dvěma odlišnými přístupy

Chlorophyll fluorescence variability of young shaded and non-shaded Silver fir (*Abies alba* MILL.) trees measured by two different techniques 189

VÍTĚZSLAVA PEŠKOVÁ

Dynamika dubových mykorhiz v průběhu roku

Year-round dynamics of mycorrhizae in oak forests..... 198

JAN MATERNA

Půdní skelet jako zdroj přístupných živin v lesních ekosystémech

Soil skeleton – source of available nutrients in forest ecosystems 207

JAN BARTOŠ - ONDŘEJ ŠPULÁK - JIŘÍ SOUČEK

Vlastnosti sněhu ve vztahu k mladým porostům vybraných dřevin v horských polohách

Snow characteristics in young stands situated in mountains 220

LENKA HATLAPATKOVÁ - VILÉM PODRÁZSKÝ

Obnova vrstev nadložního humusu na zalesněných zemědělských půdách

Restoration of surface humus layers on afforested agricultural soils 228

MARTIN BALÁŠ - IVAN KUNEŠ - MICHAL ŠRENK - TEREZA KOŇASOVÁ

Časová a pracovní náročnost výsadby prostokořenných odrostků listnatých dřevin v horských polohách

Time requirements and work standards related to planting of bare-rooted saplings of broadleaves on mountain sites 235

ODBORNÉ SDĚLENÍ

DANIEL VLKANOVÁ

Rozdílnost nákladů pěstební činnosti (zalesňování) ve vazbě na velikost a charakter vlastněného majetku

Costs variance of silvicultural measure (reforestation) in relation to the size class and character of owned property 244

LESNICKÉ AKTUALITY 253

HODNOCENÍ VÝZKUMNÉ PROVENIENČNÍ PLOCHY S OLŠÍ LEPKAVOU (*ALNUS GLUTINOSA* /L./ GAERTN.) Č. 44 - LITOVEL, BŘEZINA VE VĚKU 41 LET

EVALUATION OF PROVENANCE PLOT WITH BLACK ALDER (*ALNUS GLUTINOSA* /L./ GAERTN.) NO. 44 - LITOVEL, BŘEZINA AT THE AGE OF 41 YEARS

VÁCLAV BURIÁNEK - PETR NOVOTNÝ

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady

ABSTRACT

This paper deals with the measurement and evaluation of black alder (*Alnus glutinosa* /L./ GAERTN.) provenance research plot No. 44 – Litovel, Březina at the age of 41 years. Height and diameter growth of 636 trees were measured and analyzed and additionally the stem shape was visually assessed and recorded. Stem volume and growing stock per 1 ha was accounted. Variability on the base of nature forest areas, former forest planting areas and forest vegetation zones were also assessed.

Klíčová slova: olše lepkavá (*Alnus glutinosa* /L./ GAERTN.), provenienční výzkum, ověřování potomstev, růst, tvárnost kmene, šlechtění lesních dřevin, fenotypová proměnlivost

Key words: black alder (*Alnus glutinosa* /L./ GAERTN.), provenance research, progenies testing, growth, stem shape, forest tree species breeding and improvement, phenotypic variability

ÚVOD

Naše tři domácí druhy olše zaujímají dohromady 1,6 % porostní plochy (Zpráva 2009), z čehož největší podíl připadá na lesnický nejvýznamnější olši lepkavou. Tento druh sice nepatří mezi hlavní hospodářské dřeviny, avšak na specifických zamokřených stanovištích je ekologicky nezastupitelný.

V minulosti byly v ČR zpracovány teoretické podklady a náměty pro šlechtění a ochranu genetických zdrojů a koncepce šlechtitelských programů lesních dřevin včetně olše lepkavé (ŠINDELÁŘ 1991).

V evropském měřítku byla olše zařazena do pracovní skupiny tzv. ušlechtilých listnáčů (Noble Hardwoods), která byla později reorganizována na skupinu vtroušených listnáčů (Scattered Broadleaves). Tato skupina fungovala v rámci mezinárodního programu na ochranu genetických zdrojů lesních dřevin EUFORGEN, který je koordinován Bioversity International se sídlem v Římě. V roce 2002 byla zpracována dlouhodobá evropská strategie ochrany genetických zdrojů pro olši (KRSTINIĆ et al. 2002), kde byl zhodnocen současný stav genetických znalostí a byly definovány cíle a metody ochrany genetických zdrojů olše lepkavé. Současně byl zdůrazněn její význam pro lesnictví i ochranu životního prostředí. Dále byly v rámci činnosti EUFORGEN publikovány technické směrnice pro ochranu a využívání genetických zdrojů olše lepkavé (KAJBA, GRAČAN 2003), které jsou určeny především praktickým lesním hospodářům a pracovníkům státní správy.

Olše lepkavá je všeobecně považována za velmi variabilní dřevinu. Její velký areál rozšíření a relativně malé izolované populace vedly ke značné genetické diverzitě, která je výsledkem různých selekčních tla-

ků na lokální populace (WEISGERBER 1974 ex KRSTINIĆ et al. 2002). Proto je důležité, aby se v lesnické praxi důsledně dbalo na používání geneticky vhodného materiálu, odpovídajícího stanovištním ekologickým podmínkám. K ověřování geneticky podmíněné proměnlivosti dílčích populací a k testování jejich vhodnosti do různých stanovištních podmínek slouží provenienční výzkum.

Výsledky provenienčního výzkumu olše lepkavé (včetně odolnosti ke škodlivým činitelům a fenologie) shrnul MEJNARTOWICZ (1980b). Na základě studia prací různých autorů mj. uvádí, že diference výškového a tloušťkového růstu mezi proveniencemi olše se projevují zejména v juvenilním věku, později se zmenšují až zcela mizí. CONÇALVES a KELLISON (1980) sledovali 6leté olše v Alabamě, Severní a Jižní Karolíně. MEJNARTOWICZ (1980a) vyhodnotil tři provenienční plochy s polským materiálem v 8 letech. PRÉGENT a CAMIRÉ (1985) se zabývali produkcí biomasy olše na různých půdách v Québecu. LIEPE (1990) zjišťoval $d_{1,3}$, tvárnost kmene a vývoj kořenů u 8 proveniencí olše ve věku 30 let. U všech charakteristik zaznamenal mezi proveniencemi významné rozdíly. V Chorvatsku osm dílčích populací z relativně velmi malého území v povodí Drávy a Sávy vykazovalo ve věku 15 a 20 let rozdíly nasvědčující jejich specifické adaptaci (KRSTINIĆ et al. 2002). ONOKPISE a HALL (1994) hodnotili juvenilní materiál proveniencí olše v USA. Jihoevropské provenience rostly nejlépe v Illinois, polské a pobaltské ve Wisconsinu, středoevropské v Iowě. Proměnlivost potomstev 12 proveniencí olše v Ohio 11 let po výsadbě studovali TOWNSEND a DOUGLASS (1994). Nejrychleji rostly provenience z Německa, Francie, Dánska a bývalé Jugoslávie; nejpomaleji naopak ze Španělska, Itálie a Bulharska. Vysoká mortalita byla zvláště v zimním období prokázána u provenience z Íránu. PLIÚRA a KUNDROTAS (2002) sledovali polosesterská potomstva 17 litevských pro-



Obr. 1.
 Výzkumná plocha č. 44 – Litovel, Březina (12. 11. 2009, V. Buriánek)
Fig. 1.
 Research plot No. 44 – Litovel, Březina (12. 11. 2009, V. Buriánek)

venienčí v různých růstových podmínkách v juvenilním věku (růst, fenologie, mrazuvzdornost). KOHMANN a LEXERD (2004) analyzovali přežívání, růst, kvalitativní znaky, rašení a ukončování růstu 9 provenienčí reprezentujících rozšíření olše v Norsku za účelem posouzení vhodnosti přenosu reprodukčního materiálu. BOHANEK a GRONINGER (2005) studovali produktivitu olše lepkavé vysazené ve směsi s ořešákem černým. Mnozí autoři (např. GLAVAŠ 1962; KOMLENOVIĆ, KRSTINIĆ 1987) doporučují používat v lesnictví autochtónní populace, které jsou dobře adaptovány na podmínky daného stanoviště. To však nevylučuje, že některé z nich mohou stejně dobře prospívat i při pěstování v jiných oblastech.

Tento příspěvek se zabývá hodnocením potomstev dílčích populací olše lepkavé na provenienční ploše č. 44 – Litovel, Březina (obr. 1) s cílem přispět k rozšíření poznatků o ekologické a fenotypové variabilitě této dřeviny, které jsou důležité z hlediska selekce nejkvalitnějších ekotypů olše, jejich uplatňování v lesnické praxi a upřesnění pravidel přenosu reprodukčního materiálu. Výsledky byly porovnány jednak s měřením a hodnocením této plochy z let 1973 a 1988 (ŠINDELÁŘ 1976; BURIÁNEK 1991), jednak s výsledky získanými hodnocením paralelní plochy č. 43 – Lužná, Senec v roce 2004 ve věku 36 let (NOVOTNÁ et al. 2006).

MATERIÁL A METODIKA

Sběr osiva pro založení pokusu proběhl na přelomu let 1968/69 z porostů v různých přírodních lesních oblastech (PLO) a typech stanovišť v rámci celé ČR. Nadmořská výška mateřských porostů se pohybovala od 153 do 730 m n. m., věk kolísal od 11 do 102 let (obr. 2). Osivo bylo vyseto na jaře 1969 v lesní školce Radotín. V roce 1970 byly semenáčky vyzvednuty a zaškolkovány na záhony experimentální školky Baně dnešního Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i.

Provenienční plocha č. 44 – Litovel, Březina byla založena asi 2,5 km západně od města Litovel. Nachází se v PLO 34 – Hornomoravský úval v 236 m n. m. Území spadá do teplé klimatické oblasti. Průměrná roční teplota činí 8,4 °C, průměrný roční úhrn srážek 570 mm. Lokalita se nachází na rovině v aluvii řeky Moravy v inundační oblasti. Při extrémní povodňové situaci v roce 1997 byla plocha po několik týdnů zaplavena vodou. Geologický podklad je tvořen pleistocenními a holocenními naplaveninami z vrstev štěrků a písků, půdním typem je pseudoglej. Porost je zařazen do hospodářského souboru 25 – živná stanoviště nižších poloh, lesním typem je lipová doubrava bezkolenová IO4. V původním porostu byly vedle dominantního dubu letního vtrošeny lípa a bříza. V keřovém patře převládá krušina olšová (*Frangula alnus*) a líska obecná (*Corylus avellana*), vzácně se vyskytuje lýkovec jedovatý (*Daphne mezereum*). Bylinné patro je poměrně pestré s mnoha mezofilními hájovými druhy. Dominuje buď bezkolenec modrý (*Molinia caerulea*), nebo ostrice třeslicová (*Carex brizoides*). Plocha se nachází na území CHKO Litovelské Pomoraví. Od 90. let minulého století je ve správě Městských lesů Litovel.

Výsadba se uskutečnila na jaře 1971 na tehdejším LZ Litovel (dnes porost 421 A₂) v systému dvojité mříže se čtyřmi opakováními (rozměry parcel 10 × 10 m, spon 2 × 1 m, tj. 50 jedinců na parcelu, resp. 200 pro každou provenienci), což je v souladu s metodickými postupy ověřování reprodukčního materiálu v ČR (FRÝDL et al. 2009). Vysazeno bylo celkem 25 provenienčí (tab. 1) pocházejících z různých typů stanovišť z patnácti přírodních lesních oblastí (PLO) a z pěti lesních vegetačních stupňů (LVS). Výzkumná plocha č. 44 – Litovel, Březina je součástí dvoučlenné pokusné série. Paralelní pokusná plocha č. 43 – Lužná, Senec byla založena poblíž Rakovníka ve stejném roce, týmž způsobem a s využitím shodného pokusného materiálu (NOVOTNÁ et al. 2006).

V listopadu 2009 byla u každého stromu změřena jeho celková výška a výčetní tloušťka ultrazvukovým výškoměrem Vertex III a milimetrovou průměrkou. Na základě hodnot výšek a výčetních tloušťek byl podle objemové rovnice (LOCKOW 1995) kalkulován kmenový objem. Rovnice byla odvozena pro oblast severoněmecké nížiny, kde olše dosud vytváří poměrně rozsáhlé souvislé porosty vysokokmenového lesa. Charakteristika přírodních poměrů v sousedním Německu je podobná našim poměrům, a proto lze těchto tabulek využít i pro odhad objemové produkce olše lepkavé v ČR.

Dále byla hodnocena tvárnost kmene podle shodné stupnice, jako v případě měření plochy č. 43 – Lužná, Senec, tj.: 1 – zcela rovný, 2 – mírně zakřivený, 3 – silně zakřivený, 4 – křivolaký.

U souboru provenienčí byla sledována proměnlivost podle geografického původu jejich mateřských populací – PLO, bývalé lesní pěstební oblasti (LPO) a nadmořské výšky (LVS). Důvodem pro zařazení dnes již zrušených LPO (např. VINCENT 1980) je skutečnost, že PLO, ze kterých pocházely mateřské porosty jednotlivých provenienčí, jsou na ploše reprezentovány většinou jen jednou či dvěma jednotkami. LPO byly podobně jako PLO vylíšeny na základě přírodních podmínek. Šlo o obdobné podnební podmínky, v tehdejší ČSSR určené zejména délkou vegetační doby. V pokusu jsou zastoupeny tyto LPO: I – České okrajové hory (4 jednotky), II – České chlumy (9), III – České roviny (2), IV – Moravské chlumy (8) a V – Moravské úvaly (2).


Obr. 2.

Lokality mateřských porostů proveniencí olše lepkavé (modře) a výzkumných ploch (fialově) (mapový podklad ŠVESTKA, KLÍMOVÁ 1989)

Fig. 2.

Mother stands localities of black alder provenances (blue) and research plots (violet) (map background ŠVESTKA, KLÍMOVÁ 1989)

Tab. 1.

Charakteristika proveniencí

Characteristics of provenances

Číslo provenience/ Provenance Nr.	Bývalý lesní závod podle stavu z r. 1988 (1974)/ Former Forest Enterprise according to 1988 (1974) status	Bývalé polesí (LS) podle stavu z r. 1988 (1974)/ Former Forest District according to 1988 (1974) status	PLO/Natural Forest Area	Původ ¹⁾ /Origin	Nadmořská výška/Altitude [m n. m./ m a.s.l.]	Prům. roční teplota/ Average annual temperature [°C]	Prům. roční úhm srážek/ Average annual rainfall [mm]	Věk mateřské- ho porostu/ Age of parent stand	Bonitní stupeň/ Site class
1	Nymburk	Libice n. Cidlinou	17	AL	189	8,9	559	100	1
2	Příbram	-	7	-	530	-	-	-	-
3	Vysoký Chlumec	Zvěstovice	10	AL	420	7,6	594	15-27	4
4	Tábor	Týn n. Vltavou (Koloděje n. L.)	10	AL	450	7,2	585	12	3
5	Hluboká n. Vltavou	Radonice	10	AL	500	7,5	578	25-102	3
6	Jindřichův Hradec	Lovětín	16	-	540	6,6	678	15	5
7	Vyšší Brod	Vyšší Brod (Čertova stěna)	13	-	730	5,9	691	20	5
8	Přimda (Tachov)	Lesná	11	-	690	-	-	-	-
9	Rumburk (Č. Kamenice)	Slunečná	19	AU	350	7,3	841	56	3
10	Janov	Jezeří (Mar. údolí)	1	-	700	5,6	896	16	-
11	Hořice	Smolník	23	AL	310	7,7	700	20	5
12	Lanškroun	Strakov (Litomyšl)	31	-	270	8,3	699	55	-
13	Polička	Čachnov	16	AU	640	5,6	766	25-35	3
14	Žatec	Solopysky (Kounov)	9	AU	360	7,6	538	60	5
15	Litomyšl	Roudnice	17	AL	200	8,5	493	11	5-7
16	Ruda n. Moravou	Ruda n. Moravou	28	AL	340-360	7,5	738	-	-
17	Město Albrechtice (Krnov)	Hošťálkovy	28	AU	520	-	-	-	-
20	Bystřice p. Hostýnem (Vizovice)	Lukov (Trnava)	38	AU	310	8,5	479	68	3
21	Židlochovice (Břeclav)	Lanžhot	35	AU	153	9,4	550	102	1
22	Židlochovice (Břeclav)	Pohansko	35	AU	155	9,4	550	79	3
23	Rájec n. Svitavou	Černá Hora	30	-	470	-	-	-	-
24	Židlochovice	Drnholec	35	AL	220	9,0	507	46	3
26	Bučovice (Pozoríče)	Horákov	30	-	324	8,0	593	30-40	-
27	Jihlava (V. Meziříčí)	Oslavička	16	-	520	6,5	732	-	-
28	Chlumec n. Cidlinou	Řečany	17	-	210	8,5	628	-	-

¹⁾ AU – autochtonní, AL – alochtonní (AU – autochthonous, AL – allochthonous)

Tab. 2.

Počty rostoucích jedinců a průměrné hodnoty výšky, $d_{1,3}$, objemu kmene a hektarové zásoby ve věku 5, 20 a 41 let
Number of growing trees and average height, d.b.h., stem volume and growing stock at the age of 5, 20 and 41 years

Číslo provenience/ Provenance Nr.	Počet jedinců/ Number of individuals (5 let/years) ¹⁾	Počet jedinců/ Number of individuals (20 let/years)	Počet jedinců/ Number of individuals (41 let/years)	Průměrná výška/ Average height (5 let/years) [m]	Průměrná výška/ Average height (20 let/years) [m]	Průměrná výška/ Average height (41 let/years) [m]	Průměrný $d_{1,3}$ / Average DBH (20 let/years) [cm]	Průměrný $d_{1,3}$ / Average DBH (41 let/years) [cm]	Index tvárnosti kmene/Stem form index (20 let/years)	Index tvárnosti kmene/Stem form index (41 let/years)	Průměrný objem kmene/Average stem volume (41 let/years) [m ³]	Průměrná zásoba/ Average growing- stock (41 let/years) [m ³ .ha ⁻¹]
1	200	136	14	1,7	6,5	11,7	6,0	11,8	1,215	2,286	0,071	24,9
2	192	104	21	1,7	7,3	12,3	6,1	12,4	1,234	2,143	0,082	43,1
3	200	148	31	1,8	7,4	11,9	6,1	12,1	1,135	2,355	0,080	62,0
4	200	116	18	1,7	7,4	13,3	6,5	12,9	1,155	2,167	0,092	41,4
5	200	137	20	1,8	6,9	12,0	6,0	12,5	1,170	2,150	0,079	39,5
6	200	136	26	1,6	7,2	12,7	6,0	13,0	1,235	2,154	0,093	60,5
7	200	136	38	1,7	7,6	12,6	6,3	12,6	1,080	2,263	0,086	81,7
8	200	149	32	1,9	7,5	12,1	6,0	12,7	1,150	2,250	0,091	72,8
9	200	120	15	1,6	7,5	12,2	6,1	12,4	1,175	2,400	0,082	30,8
10	200	131	35	1,8	7,3	12,5	6,0	12,8	1,180	2,057	0,087	76,1
11	200	131	16	1,5	7,2	13,3	5,9	13,4	1,205	2,000	0,100	40,0
12	200	136	27	1,7	7,2	11,6	6,0	11,5	1,170	2,519	0,065	43,9
13	200	132	18	1,8	7,7	12,8	6,2	12,6	1,175	2,444	0,086	38,7
14	200	140	13	1,6	7,9	13,9	6,5	15,9	1,100	1,615	0,149	48,4
15	200	139	24	1,6	7,7	13,0	6,5	13,8	1,065	2,250	0,104	62,4
16	198	137	14	1,7	7,0	12,4	5,8	11,5	1,283	2,357	0,068	23,8
17	198	139	35	1,8	7,7	13,1	6,1	12,6	1,172	2,343	0,090	78,8
20	200	148	34	1,9	8,6	13,3	6,8	13,8	1,015	1,882	0,113	96,0
21	198	163	29	1,9	8,3	13,4	6,7	13,6	1,106	2,069	0,104	75,4
22	200	137	38	1,9	8,4	13,8	6,8	14,2	1,065	2,026	0,119	113,1
23	200	145	18	1,7	7,2	12,7	6,0	13,0	1,175	2,278	0,096	43,2
24	200	121	26	1,6	8,2	13,3	6,8	13,5	1,130	2,115	0,102	66,3
26	198	147	35	1,9	8,3	13,6	6,9	13,6	1,040	2,057	0,112	98,0
27	200	135	26	1,6	7,3	14,0	6,0	12,8	1,205	2,038	0,103	67,0
28	198	155	33	1,9	7,9	13,2	6,8	12,5	1,106	2,152	0,089	73,4
Průměr/ Average	199	137	25	1,7	7,6	12,9	6,3	13,0	1,150	2,171	0,094	58,8

¹⁾ Přepočítáno z procentických hodnot mortality uvedených v práci Šindeláře (1974) /Recaunting from mortality percentage values mentioned in Šindelář (1974)

Tab. 3.

Výsledky analýzy rozptylu výšek a $d_{1,3}$
Analysis of variance results for tree heights and d.b.h.

Zdroj variability/Variability source	Součet čtverců/ Square sum	Objem kmenový/ Stem volume	Průměrný čtverec/ Average square	Stat F	Významn./ Significance
Hlavní efekty/Principal effects	355,121	27	13,153	4,389	0,000
Provenience/Provenance	284,901	24	11,871	3,961	0,000
Opakování/Repetition	70,220	3	23,407	7,810	0,000
Interakce 2. řádu/Interaction of 2nd order	597,081	58	10,295	3,435	0,000
Provenience × Opakování/Provenance × Repetition	597,081	58	10,295	3,435	0,000
Vysvětleno/Explained	952,202	85	11,202	3,738	0,000
Chyba/Error	1648,30	550	2,997		
Celkem/Totally	2600,507	635	4,095		

Zdroj variability/Variability source	Součet čtverců/ Square sum	Objem kmenový/ Stem volume	Průměrný čtverec/ Average square	Stat F	Významn./ Significance
Hlavní efekty/Principal effects	433,243	27	16,046	1,782	0,010
Provenience/Provenance	424,996	24	17,708	1,966	0,004
Opakování/Repetition	8,247	3	2,749	0,305	0,822
Interakce 2. řádu/Interaction of 2nd order	745,538	58	12,854	1,427	0,025
Provenience × Opakování/Provenance × Repetition	745,538	58	12,854	1,427	0,025
Vysvětleno/Explained	1178,781	85	13,868	1,540	0,003
Chyba/Error	4953,654	550	9,007		
Celkem/Totally	6132,435	635	9,657		

Pro údaje kvantitativní i kvalitativní povahy byly vypočteny základní matematicko-statistické charakteristiky (UNISTAT v. 5.6). Proměnlivost výšek a výčetních tlouštěk byla podrobena analýze rozptylu a následně Duncanovu testu, který rozdělil provenience do růstově homogenních podskupin, lišících se od sebe statisticky významně na hladině významnosti $\alpha = 0,05$.

Vzhledem k tomu, že měřením jedinců olše lepkavé na výzkumné ploše byla získána již třetí kompletní sada dat průměrných výšek jednotlivých proveniencí, resp. druhé kompletní sady dat průměrných výčetních tlouštěk a indexů tvárnosti kmene, bylo možno v rámci statistického zpracování provést u zmíněných charakteristik výpočet tzv. věkových korelací. Kritické hodnoty korelačních koeficientů pro příslušný počet stupňů volnosti ($v = n - 2$, kde $n = 25$ značí počet dvojic pozorování) mají pro hladiny významnosti $\alpha = 0,05$ a $\alpha = 0,01$ velikost 0,4060, resp. 0,5168.

VÝSLEDKY

Pokud jde o počty stromů jednotlivých proveniencí (tab. 2), nejsou již výsledkem přirozené mortality, nýbrž selektivní probírky. Nejnižší zjištěný počet stromů byl 14 na 0,04 ha, resp. 350 na 1 ha, nejvyšší 38 na 0,04 ha, resp. 950 na 1 ha.

Výsledky získané měřením a hodnocením všech proveniencí na výzkumné ploše zachycuje tabulka 2. Průměrná výška všech stromů na výzkumné ploše činila 12,9 m. Hodnoty průměrných výšek jednotlivých proveniencí se pohybovaly v rozmezí od 11,6 do 14,0 m. Absolutní výškové maximum 19 m bylo zaznamenáno u provenience 27 – Jihlava, Oslavička. Minimální hodnoty se vesměs pohybovaly kolem 8 – 9 m. Je třeba ovšem podotknout, že potlačené stromy byly eliminovány probírkou v 90. letech minulého století.

Hodnota variačního koeficientu výšek pro jednotlivé provenience se pohybuje v rozmezí od 0,09 do 0,21. Analýza variance (tab. 3) prokázala statisticky vysoce významné rozdíly mezi výškami zkoumaných proveniencí. Statisticky vysoce významné jsou však i rozdíly mezi bloky (opakováními), tj. plocha se z pohledu vlivu na výškový růst nejeví jako homogenní. Duncanův test rozdělil potomstva do pěti homogenních podskupin. Do skupiny s nejlepším výškovým růstem byly zařazeny provenience 27 – Jihlava, Oslavička, 14 – Žatec, Solopysky, 22 – Židlochovice, Pohansko, 26 – Bučovice, Horákov 21 – Židlochovice, Lanžhot (13,4 – 14,0 m). Naopak ve skupině nejpomaleji rostoucích se objevily provenience 12 – Lanškroun, Strakov, 1 – Nymburk, Libice nad Cidlinou, 3 – Vysoký Chlumeč, Zvěstovice, 5 – Hluboká nad Vltavou, Radonice, 8 – Přimda, Lesná a 9 – Rumburk, Slunečná (11,6 – 12,2 m).

Průměrná hodnota výčetní tloušťky získaná jako aritmetický průměr ze všech stromů všech potomstev na ploše činila 13,0 cm. Průměrné výčetní tloušťky se u jednotlivých proveniencí pohybovaly v rozmezí od 11,5 do 15,9 cm. Absolutní maximum (26 cm) bylo zaznamenáno u jedince potomstva 26 – Bučovice, Horákov. Minimální hodnoty se pohybovaly nejčastěji kolem 7 cm.

Variační koeficient u jednotlivých proveniencí kolísá v mezích od 0,16 do 0,31. Ve srovnání s výškou je hodnota variačního koeficientu více než o třetinu vyšší, což ukazuje na širší proměnlivost výčetních tlouštěk. Z výsledků analýzy variance vyplývá, že rozdíly mezi průměrnými výčetními tloušťkami na ploše zastoupených proveniencí jsou statisticky vysoce významné. Diference mezi bloky jsou statisticky nevýznamné, tj. pozice parcel významně neovlivňuje tloušťkový růst. Duncanův test rozdělil potomstva do čtyř homogenních podskupin. Výrazně největších průměrných výčetních tlouštěk dosáhla provenience 14 – Žatec, Solopysky a dále provenience 22 – Židlochovice, Pohansko, zatímco nejslabší byly provenience 12 – Lanškroun, Stra-

kov, 16 – Ruda nad Moravou, 1 – Nymburk, Libice nad Cidlinou a 3 – Vysoký Chlumeč, Zvěstovice.

Průměrný objem kmene všech proveniencí činil 0,094 m³ (tab. 2). Pro jednotlivá potomstva se pohyboval v mezích od 0,065 m³ (12 – Lanškroun, Strakov) do 0,149 m³ (14 – Žatec, Solopysky).

Průměrná hodnota hektarové zásoby na ploše dosáhla 58,8 m³.ha⁻¹ (tab. 2). Podle jednotlivých dílčích potomstev se velikost této charakteristiky pohybovala v rozmezí od 23,8 m³.ha⁻¹ (16 – Ruda nad Moravou, Ruda nad Moravou) do 113,1 m³.ha⁻¹ (22 – Židlochovice, Pohansko).

Podle hodnocení tvárnosti kmene se jevila jako nejlepší provenience 14 – Žatec, Solopysky, kde nebyl ani jeden strom klasifikován stupněm 3, dále 20 – Bystřice pod Hostýnem, Lukov a 11 – Hořice, Smolník. Jako nejhorší byly hodnoceny provenience 12 – Lanškroun, Strakov, 13 – Polička, Čachnov a 9 – Rumburk, Slunečná. Většina stromů na provenienční ploše byla hodnocena stupněm 2, tedy jako mírně zakřivené. Podíl této klasifikační třídy se u jednotlivých proveniencí pohyboval mezi 39 a 67 %. Poměrně častý byl i výskyt silně zakřivených jedinců; největší u proveniencí 3 – Vysoký Chlumeč, Zvěstovice a 12 – Lanškroun, Strakov (48 %). Křivolaké kmeny se vzhledem k selektivní probírce téměř nevyskytovaly. Nejvyšší podíl zcela rovných kmenů byl zaznamenán u potomstva 14 – Žatec, Solopysky (33 %). Variační koeficient se pohyboval v rozmezí od 0,21 do 0,36.

Proměnlivost průměrných výšek a zejména výčetních tlouštěk souborů proveniencí zastupujících jednotlivé PLO je relativně velká (tab. 4). Variabilita průměrných výšek mezi potomstvy v rámci jednotlivých PLO není naproti tomu příliš výrazná, variabilita průměrných výčetních tlouštěk je již zřetelnější i uvnitř jednotlivých PLO. Je však nutno podotknout, že jednotlivé PLO sestávají pouze z malého počtu dílčích populací (od 1 do 3), takže dále uvedené výsledky lze považovat spíše za informativní.

Nejvyšší hodnoty průměrných výšek i výčetních tlouštěk byly zaznamenány u PLO 9 – Rakovnicko-kladenská pahorkatina (13,9 m a 16 cm), nejnižší hodnoty vykazala PLO 31 – Českomoravské mezihoří (11,6 m, resp. 11,5 cm). Vysoce nadprůměrné hodnoty vykazují moravské PLO 35 – Jihomoravské úvaly, 38 – Bílé Karpaty a Vizovické vrchy a 30 – Dražanská vrchovina (tab. 4).

Výraznou proměnlivost lze konstatovat u objemů průměrného kmene. Variabilita této charakteristiky se u souborů proveniencí podle PLO pohybuje v intervalu od 0,065 m³ (PLO 31 – Českomoravské mezihoří) do 0,149 m³ (PLO 9 – Rakovnicko-kladenská pahorkatina).

Velmi výrazná je i variabilita množství biomasy přepočtené na plochu 1 ha, a to jak mezi průměrnými hodnotami PLO, tak i mezi dílčími populacemi v rámci jednotlivých PLO. Hodnoty tohoto ukazatele kolísaly od 30,8 m³.ha⁻¹ (PLO 19) do 96,1 m³.ha⁻¹ (PLO 38).

Provenience vysazené na výzkumné ploše pocházejí z pěti LPO. Interpretované výsledky mohou být pochopitelně opět ovlivněny různým počtem proveniencí v jednotlivých LPO. Proměnlivost průměrných výšek v souborech LPO je však poměrně nízká. Nejnižší hodnoty vykazuje LPO I – České okrajové hory (12,5 m), maximální LPO V – Moravské roviny (13,4 m).

Jen o málo větší je variabilita průměrných výčetních tlouštěk. Hodnoty průměrných výčetních tlouštěk LPO se pohybovaly v intervalu od 12,2 cm (III – České roviny) do 13,9 cm (V – Moravské roviny).

Výrazně proměnlivé byly průměrné objemy kmene, a to jak mezi průměrnými hodnotami LPO, tak i mezi jejich dílčími populacemi. Variabilita této charakteristiky se u souboru proveniencí podle LPO pohybovala v rozmezí 0,080 m³ (LPO III – České roviny) až 0,112 m³ (LPO V – Moravské roviny).

Velmi výrazná byla i proměnlivost hektarových zásob, a to opět jak u celého souboru, tak i v rámci jednotlivých LPO. Množství biomasy

Tab. 4.

Průměrné hodnoty výšky, výčetní tloušťky, kmenového objemu a hektarové kmenové zásoby podle PLO, bývalých LPO a LVS
Mean heights, d.b.h., stem volume and growing stock according to nature forest areas, former forest planting areas and forest vegetation zones

Přírodní lesní oblasti (PLO)/Natural Forest Areas				
	Výška/Height [m]	$d_{1,3}$ /DBH [cm]	Objem kmenový/ Stem volume [m ³]	Zásoba kmenová/ Growing-stock [m ³ . ha ⁻¹]
1 - Krušné hory	12,8	12,8	0,087	76,1
7 - Brdská vrchovina	12,3	12,4	0,082	43,1
9 - Rakovnicko-kladenská pahorkatina	13,9	16,0	0,149	48,4
10 - Středočeská pahorkatina	12,4	12,5	0,084	47,6
11 - Český les	12,1	12,7	0,091	72,8
13 - Šumava	12,6	12,6	0,086	81,7
16 - Českomoravská vrchovina	13,2	12,8	0,094	53,4
17 - Polabí	12,6	12,7	0,088	53,6
19 - Lužická pískovcová vrchovina	12,2	12,4	0,082	30,8
23 - Podkrkonoší	13,3	13,4	0,100	40,0
28 - Předhoří Hrubého Jeseníku	12,8	12,1	0,079	51,3
30 - Dražanská vrchovina	13,1	13,3	0,104	70,6
31 - Českomoravské mezihoří	11,6	11,5	0,065	43,9
35 - Jihomoravské úvaly	13,5	13,8	0,108	84,9
38 - Bílé Karpaty a Vizovické vrchy	13,3	13,8	0,113	96,1
Bývalé lesní pěstební oblasti (LPO)/Former Forest Planting Areas				
	Výška/Height [m]	$d_{1,3}$ /DBH [cm]	Objem kmenový/ Stem volume [m ³]	Zásoba kmenová/ Growing-stock [m ³ . ha ⁻¹]
I - České okrajové hory	12,5	12,7	0,088	67,3
II - České chlupy	12,6	12,9	0,091	45,5
III - České roviny	12,6	12,2	0,080	49,2
IV - Moravské chlupy	13,2	13,1	0,099	67,0
V - Moravské roviny	13,6	13,9	0,112	94,3
Lesní vegetační stupně (LVS)/Forest Vegetation Zones				
	Výška/Height [m]	$d_{1,3}$ /DBH [cm]	Objem kmenový/ Stem volume [m ³]	Zásoba kmenová/ Growing-stock [m ³ . ha ⁻¹]
1 - dubový	13,0	13,2	0,098	69,4
2 - bukodubový	12,8	13,3	0,100	34,3
3 - dubobukový	12,8	12,6	0,089	54,4
5 - jedlobukový	12,4	12,6	0,089	55,8
6 - smrkobukový	12,6	12,7	0,087	78,9

na 1 ha se podle LPO pohybovalo v intervalu od 45,5 m³.ha⁻¹ (LPO II – České chlupy) do 94,3 m³.ha⁻¹ (LPO V – Moravské roviny).

LVS jsou vedle PLO důležitým nástrojem pro rajonizaci reprodukčního materiálu lesních dřevin. Na provenienční ploše č. 44 je zastoupeno celkem pět LVS, přičemž nejpočetnější soubor proveniencí (celkem 10) pochází z LVS 1 – dubového, v němž jsou všeobecně nejvíce soustředěna i přirozená stanoviště olšin. Nižším počtem potomstev jsou zastoupeny LVS 2 – bukodubový (3 jednotky), LVS 3 – dubobukový (8 jednotek), LVS 5 – jedlobukový (2 jednotky) a LVS 6 – smrkobukový (rovněž 2 jednotky).

Z hlediska výškového i tloušťkového růstu byla pro soubory jednotlivých LVS charakteristická poměrně malá proměnlivost. Průměrné výšky dosahovaly hodnot od 12,4 m (LVS 5) do 13,0 m (LVS 1). Průměrné výčetní tloušťky souborů podle LVS dosahovaly hodnot mezi 12,6 cm (LVS 3 a 5) a 13,3 cm (LVS 2).

Proměnlivost průměrného objemu kmene byla v souboru potomstev podle LVS poměrně vyrovnaná (0,087 až 0,100 m³).

Charakteristika průměrných hektarových zásob se vyznačovala vyšší proměnlivostí. V celém souboru dosahovala hodnot od 34,3 m³.ha⁻¹ (LVS 2) do 78,9 m³.ha⁻¹ (LVS 6).

DISKUSE

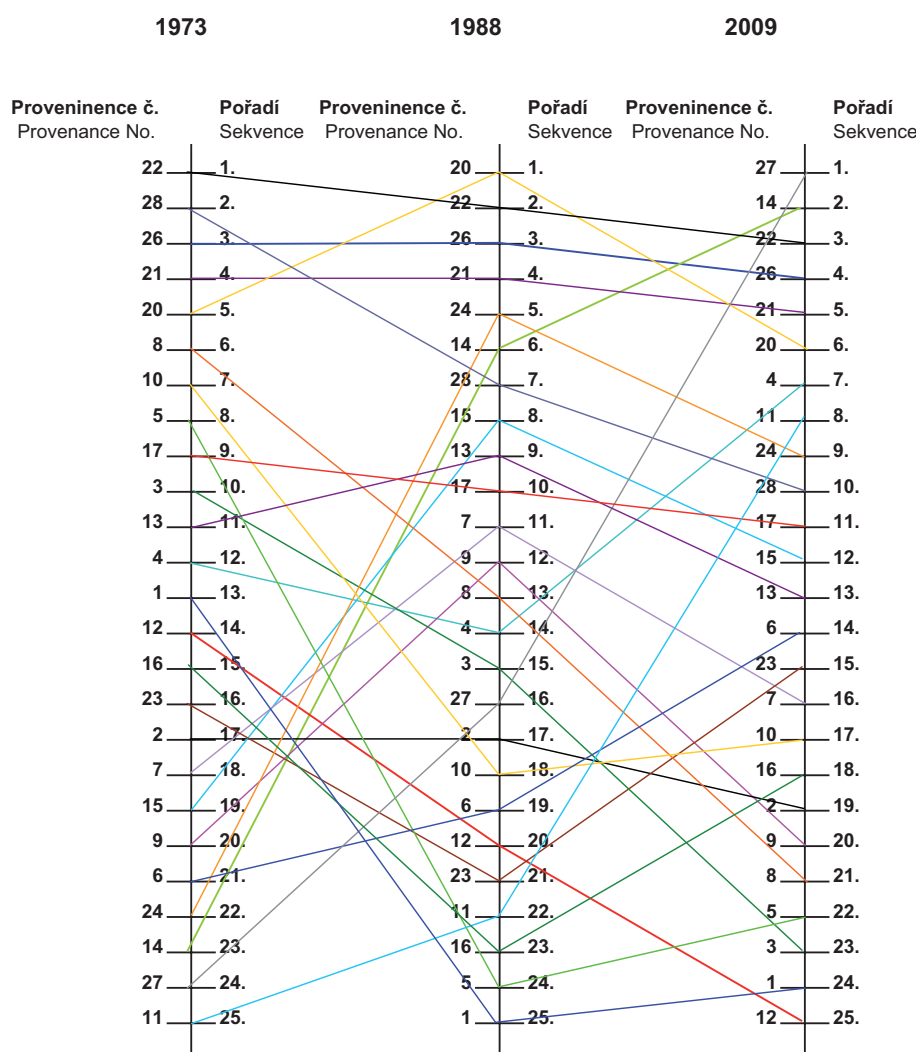
První měření a hodnocení plochy proběhlo v roce 1973 (ŠINDELÁŘ 1976), druhé v roce 1988 (BURIÁNEK 1991). V této době bylo na ploše mnoho jedinců netvárných, podúrovňových a potlačených. Navíc zde bylo na mnoha jedincích zjištěno poměrně vážné poškození zdravotního stavu způsobené většinou houbovým patogenem *Cryptospora suffusa*, které bylo příčinou značné mortality. Nejvíce byl takto postižen čtvrtý blok (opakování). Proto byla po skončení druhého šetření realizována v 90. letech probírka, při níž byly vytěženy všechny neperspektivní nemocné a potlačené stromy. Dalším cílem probírky bylo, aby rozestupy mezi stromy byly minimálně 2 m. Výsledkem zásahu je, že počet jedinců na jedné parcele dosahuje maximálně 17 z původních 50 vysazených.

Vývoj průměrných výšek proveniencí v čase je názorně přiblížen na obr. 3. Hodnota korelačního koeficientu pro věk 5 a 20 let $r_{5,20} = 0,4000^{NS}$ je statisticky nevýznamná. Pokud jde o časový odstup 36 let, dosáhl korelační koeficient hodnoty $r_{5,41} = -0,0004^{NS}$. Korelace průměrných výšek olší v 5 a 41 letech je tedy statisticky nevýznamná. Naproti tomu korelační koeficient pro dosažené průměrné výšky v letech 1988 a 2009 ve věku 20 a 41 let je statisticky vysoce signifikantní na hladině významnosti $\alpha = 0,01$ ($r_{20,41} = 0,6667^{++}$).

Obr. 3.

Pořadí proveniencí olše lepkavé na výzkumné ploše č. 44 – Litovel, Březina podle dosažených průměrných výšek v letech 1973, 1988 a 2008

Fig. 3. Sequence of black alder provenances on the research plot No. 44 – Litovel, Březina according to mean heights in 1973, 1988 and 2008



Ve srovnání s prvním měřením ve věku 5 let doznalo pořadí proveniencí ve 20 letech podstatných změn. Je to pochopitelné, protože v prvních letech po výsadbě se většinou více projevuje vliv staništních podmínek (stav plochy, buřeň, momentální průběh počasí) a také výchozí stav sazenic. Od měření v roce 1988 byly zaznamenány již méně výrazné změny, nicméně k větším posunům v pořadí dosud docházelo.

Od zahájení pokusu se na předních místech udržují provenience 22, 26, 21 a 20. Pořadí potomstev, která vykazovala v rámci tří provedených šetření nejnižší růst, se s věkem měnilo, nicméně během posledních dvou hodnocení se již patrně vyprofilovala jako pomalu rostoucí potomstva 1 a 5. Zvláště je třeba upozornit na provenience 27, 21 a částečně i 16, u nichž bylo v rozmezí let 1988 a 2009 zaznamenáno náhlé zrychlení výškového růstu (u potomstva 27 např. z 16. pozice na 1.). Některé provenience svůj růst naopak výrazně zpomalily (např. 3, 8, 9).

Hodnoty výčetních tloušťek bylo možno komplexně porovnat pouze s výsledky ve věku 20 let (obr. 4). V 5 letech proměnlivost výčetních

tloušťek vzhledem k malým rozměrům pokusného materiálu sledována nebyla. Hodnota korelačního koeficientu $r_{20,41} = 0,5800^{++}$ je statisticky vysoce signifikantní (na hladině významnosti $\alpha = 0,01$). Provenience si tedy během uplynulých 21 let zachovávají podobný růstový trend.

Při srovnání nově zjištěných údajů s hodnotami z roku 1988 se pořadí proveniencí sice změnilo, přesto se však při obou šetřeních shodně objevily na předních pozicích provenience 22, 20, 26, 24 a 21, na opačné straně pak provenience 16. Výrazný přírůstek výčetní tloušťky nastal u proveniencí 14, 6, 23, 27, 8, 10 a 11, naopak k výraznému poklesu došlo především u provenience 28.

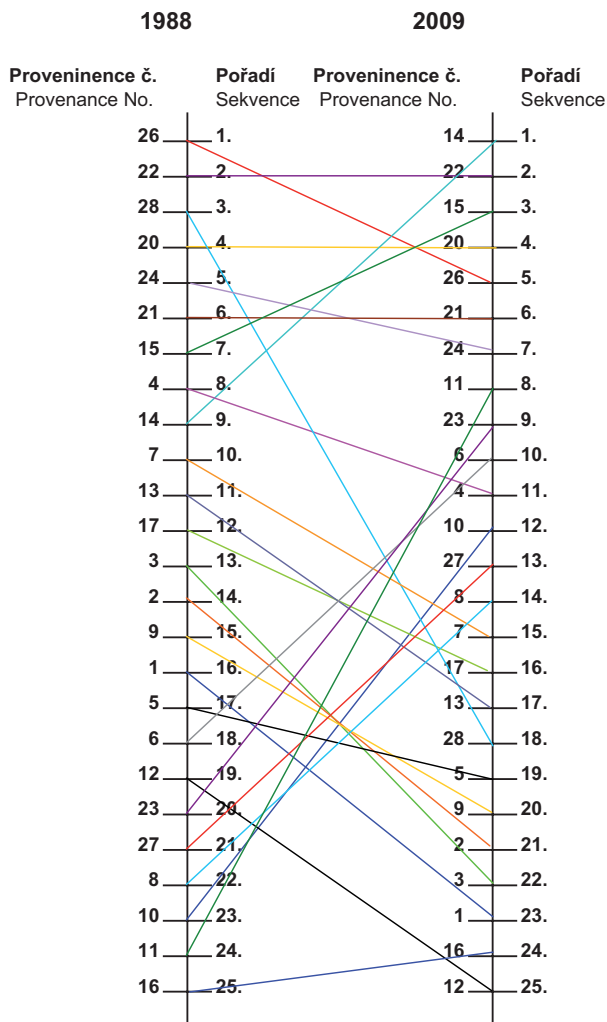
Pokud jde o tvárnost kmene (obr. 5), i při hodnocení tohoto parametru došlo od roku 1988 k určitým změnám. Je však třeba mít na zřeteli, že tento znak byl do určité míry ovlivněn selektivní probírkou v 90. letech, kdy byly eliminovány potlačené, nemocné a netvárné stromy. Navíc výsledky hodnocení tvárnosti jsou vždy ovlivněny také subjektivitou hodnotitele. Korelační koeficient indexů tvárnosti kmene $r_{20,41} = 0,2253^{NS}$ je statisticky nevýznamný.

Obr. 4.

Pořadí proveniencí olše lepkavé na výzkumné ploše č. 44 – Litovel, Březina podle dosažených průměrných $d_{1,3}$ v letech 1988 a 2008

Fig. 4.

Sequence of black alder provenances on the research plot No. 44 – Litovel, Březina according to mean d.b.h. in 1988 and 2008

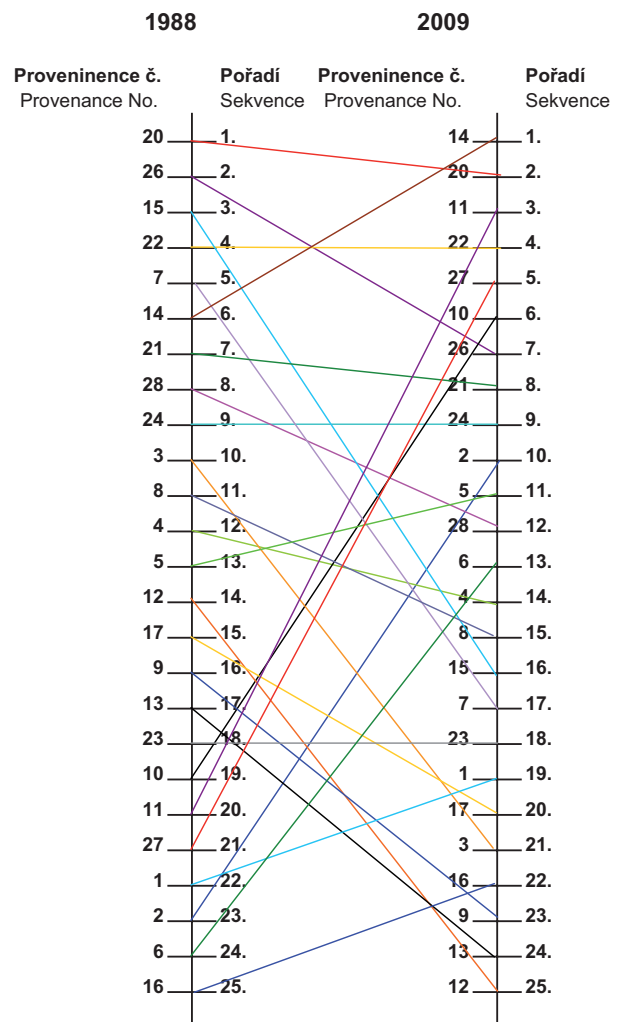


Obr. 5.

Pořadí proveniencí olše lepkavé na výzkumné ploše č. 44 – Litovel, Březina podle indexu tvárnosti kmene v letech 1988 a 2008

Fig. 5.

Sequence of black alder provenances on the research plot No. 44 – Litovel, Březina according to index of stem shape in 1988 and 2008



Z grafu je patrné, že přes zmíněné skutečnosti se dobrou tvárností při obou pozorováních shodně vyznačovaly provenience 20, 22, 14 a 26, naopak horší tvárnost byla v obou případech zjištěna u potomstev 16 a 1. Za zmínku stojí výrazné zlepšení tvárnosti u potomstev 11, 27 a 10, podobně jako propad proveniencí 15, 7 a některých dalších.

Výsledky posledního měření plochy č. 44 – Litovel, Březina byly porovnány rovněž s paralelní plochou č. 43 – Lužná, Senec, měřenou ve věku 36 let (NOVOTNÝ et al. 2006). Růst na ploše č. 44 je od samého počátku pomalejší než na ploše č. 43. Ve 20 letech (BURIÁNEK 1991) byly průměrné výšky potomstev na ploše č. 44 v průměru ca o 1,5 m a výčetní tloušťky ca o 2,2 cm nižší. Naměřené průměrné výšky i výčetní tloušťky na ploše č. 44 na podzim 2009 zhruba odpovídají hodnotám dosaženým na ploše č. 43 na podzim 2004. Příčinu lze spatřovat pravděpodobně v půdních poměrech.

Pokud jde o výsledky jednotlivých proveniencí, u obou ploch bylo dosaženo poměrně velké shody při porovnání růstových parametrů

i tvárnosti kmene jednotlivých proveniencí. Relativně vysoká shoda vyniká při porovnání seznamu nejlepších a nejhorších proveniencí v jednotlivých parametrech i celkově (obr. 6). Oproti minulým šetřením v letech 1973 a 1988 tak ve většině případů zřejmě ustoupil do pozadí vliv stanoviště a více se projevily genetické vlastnosti proveniencí.

Za zmínku stojí např. vysoce nadprůměrné hodnoty provenience 14, zejména pokud jde o výčetní tloušťku, která je v průměru o 1,7 cm vyšší než u druhé provenience v pořadí. Současně byla tato provenience nejlépe hodnocena z hlediska tvárnosti kmene. Analogické výsledky dosáhla tato provenience na ploše č. 43 – Lužná, Senec, kde rovněž vynikala v tloušťkovém růstu a v ostatních znacích patřila k nejlépe hodnoceným proveniencím.

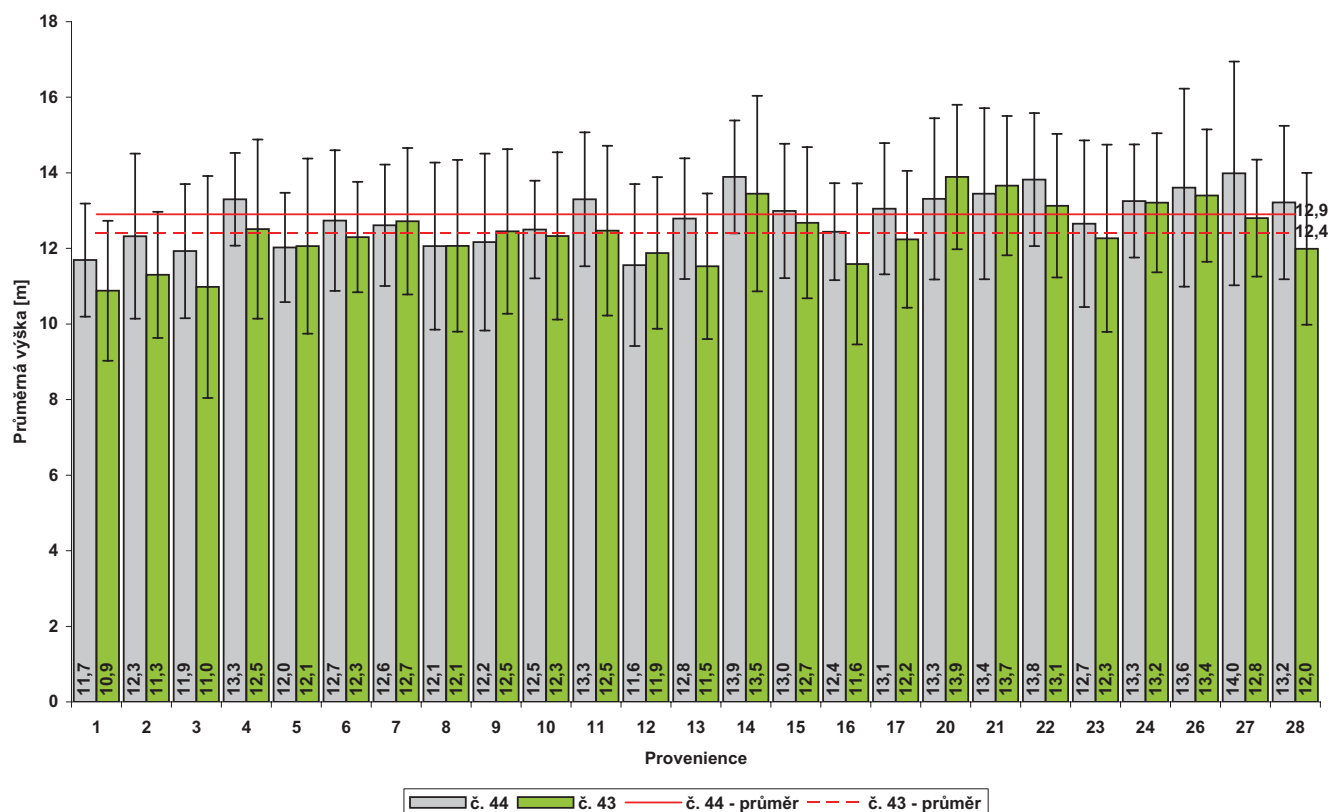
Plocha č. 44 – Litovel, Březina se nachází v PLO 34 – Hornomoravský úval, z níž není žádná provenience na ploše zastoupena. Podle přílohy č. 4 vyhlášky č. 139/2004 Sb. je v této PLO možno v rámci ČR používat

Obr. 6.

Porovnání průměrných výšek na výzkumných plochách č. 44 – Litovel, Březina (41 let) a č. 43 – Lužná, Senec (36 let)

Fig. 6.

Comparison of mean heights on the research plots No. 44 – Litovel, Březina (41 years) and No. 43 – Lužná, Senec (36 years)



v případech, kdy není k dispozici materiál z téže PLO, reprodukční materiál olše lepkavé z PLO 1 až 33 a 35 až 37. Pokud jde o vegetační stupňovitost, je výzkumná plocha č. 44 řazena do LVS 1 – dubového. Do LVS 1 je podle přílohy č. 4 zmíněné vyhlášky možný přenos reprodukčního materiálu olše lepkavé pouze z LVS 1 a 2. Tomuto kritériu odpovídá celkem 13 potomstev.

Výsledky potvrdily rozdíly mezi jednotlivými proveniencemi jak v růstu, tak i v tvárnosti kmene. Vzhledem k tomu, že se jedná výhradně o domácí provenienční výzkum, výsledky jednotlivých proveniencí nelze porovnat se zahraničními pokusy, kde se pracovalo s jinými populacemi na odlišných stanovištích. Je však možné orientačně porovnat dosažené hodnoty kvantitativních parametrů se zahraničními údaji, ať už z přirozených porostů nebo z kulturních výsadeb měřených v podobném věku (KRSTINÍČ et al. 2002). V tomto směru lze konstatovat, že růst českých proveniencí na ploše č. 44 – Litovel, Březina (i na ploše č. 43 – Lužná, Senec) je při tomto srovnání hluboce podprůměrný (průměrná výška 12,9 m, $d_{1,3}$ 13 cm), což odpovídá hodnotám naměřeným v mnohem drsnějších a chladnějších klimatických podmínkách ve Skandinávii (Švédsko), kde ve 40 letech dosahovala olše průměrné výšky 13,1 m, průměrné $d_{1,3}$ 14,6 m a zásoby 149 m³. ha⁻¹. Naproti tomu ve střední Evropě (Německo, Slovinsko) jsou ve 40 letech udávány průměrné výšky i $d_{1,3}$ kolem 21 m, resp. cm (zásoba 228 a 281 m³.ha⁻¹); v Chorvatsku je dokonce udávána výška 26 m a $d_{1,3}$ 30 cm.

Stejně nepříznivě vyznívá i porovnání s růstovými tabulkami ve vyhlášce MZe ČR č. 84/1996 Sb. Z těchto tabulek sestavených pro poměry platné na území ČR je pro hlavní porost olše lepkavé, první bonitu a věk 41 let možno odvodit hodnotu průměrné výšky (střední výška porostu) 20 m. Všechny provenience rostoucí na výzkumné ploše lze tak z hlediska výškového růstu považovat za podprůměrné.

Pomalejší růst byl pozorován již v prvních letech po výsadbě při prvním měření v roce 1973 (ŠINDELÁŘ 1976). Mohl být způsoben šokem po přesazení, zabařením a konkurencí keřového patra (krušina olšová), která byla později opakovaně eliminována. Jako další pravděpodobnou příčinu slabšího růstu na ploše č. 44 – Litovel, Březina je možné označit relativně méně úživné stanoviště z hlediska půdních charakteristik. Půdní rozborů nebyly prováděny, lze však předpokládat, že na neúrodnějších stanovištích v oblasti byly lesy již v dávné minulosti přeměněny na ornou půdu.

ZÁVĚR

Tento příspěvek shrnuje výsledky měření a hodnocení 25 proveniencí olše lepkavé ve věku 41 let na pokusné ploše č. 44 – Litovel, Břežina. Práce navazuje na dřívější šetření prováděná v letech 1973 a 1988. Výsledky byly porovnány jednak s měřením a hodnocením této plochy v předcházejících letech, a jednak s hodnotami získanými vyhodnocením paralelní plochy č. 43 – Lužná, Senec v roce 2004.

Na základě srovnání s daty z roku 1988 bylo možno konstatovat, že změny v pořadí jednotlivých proveniencí již nebyly tak radikální jako při srovnávání údajů z let 1973 a částečně i 1988.

Podle celkového hodnocení na základě růstových parametrů a tvárnosti vychází z hospodářského hlediska jednoznačně jako nejlepší proveniencie 14 – Žatec, Solopysky a dále s určitým odstupem 20 – Bystřice pod Hostýnem, Lukov. Velmi dobře rostou i proveniencie 22 – Židlochovice, Pohansko, 26 – Bučovice, Horákov a 21 – Židlochovice, Lanžhot; z hlediska tvárnosti kmene se však jeví jen jako mírně nadprůměrné. Jako nejhorší se ukazují potomstva 12 – Lanškroun, Strakov, 3 – Vysoký Chlumec, Zvěstovice a 1 – Nymburk, Libice nad Cidlinou. Tyto výsledky jsou velmi blízké, v případě nejlepších proveniencí dokonce prakticky shodné, s výsledky těchto proveniencí na ploše č. 43 – Lužná, Senec hodnocené ve věku 36 let, což lze interpretovat jako projev genetického vlivu proveniencie, zatímco vliv stanoviště pokusných ploch postupně ustoupil do pozadí.

Podle vyhlášky č. 139/2004 Sb. lze k obnově lesa či zalesňování použít pouze reprodukční materiál jednotlivých lesních dřevin, který splňuje podmínky přenosu pro konkrétní místo výsadby a u něhož je doložen původ. Tuto podmínku splňuje celkem 13 sledovaných proveniencí.

Poděkování:

Příspěvek byl zpracován v rámci řešení výzkumného záměru MZE0002070203.

LITERATURA

- BOHANEK J. R., GRONINGER J. W. 2005. Productivity of European black alder (*Alnus glutinosa*) interplanted with black walnut (*Juglans nigra*) in Illinois, U.S.A. *Agroforestry Systems*, 64: 99-106.
- BURIÁNEK V. 1991. Výsledky provenienčního výzkumu s olší lepkavou. *Zprávy lesnického výzkumu*, 36 (3): 9-15.
- CONÇALVES DE S. P., KELLISON R. C. 1980. Potential of black alder in the South. Technical Report, School of Forest Resources, North Carolina State University, 62: iii, 31 s.
- FRÝDL J., NOVOTNÝ P., ČÁP J., BURIÁNEK V. 2009. Metodické postupy ověřování zdrojů reprodukčního materiálu lesních dřevin. Recenzovaná metodika. Strnady, VÚLHM: 60 s. *Lesnický průvodce* 12/2009.
- GLAVAČ V. 1962. O visinskom rastu crne johe do dobi od 20 godina. *Šumarski list*, 88 (11-12): 408-414.
- KAJBA D., GRAČAN J. 2003. EUFORGEN Technical guidelines for genetic conservation and use for black alder (*Alnus glutinosa*). Rome, International Plant Genetic Resource Institute: 4 s.
- KOHHMANN K., LEXERD N. 2004. Proveniencforsk med svartor (*Alnus glutinosa* /L./ GAERTN.) i Norge. Rapport fra Skogforskningen, 3: 22 s.
- KOMLENOVIĆ N., KRSTINIĆ A. 1987. Međupopulacijska i unutarpopulacijska varijabilnost nekih provenijencija crne johe (*Alnus glutinosa* /L./ GAERTN.) n produkciji biomase i akumulaciji hraniva. *Šumarski list*, 111 (10-12): 577-587.
- KRSTINIĆ A., GRAČAN J., KAJBA D. 2002. *Alnus* spp. genetic resources conservation strategy. In: Turok J. et al. (eds.): Noble hardwoods network. Report of the fourth meeting, 4-6 September 1999, Gmunden, Austria, and the fifth meeting, 17-19 May 2001, Blessington, Ireland. Rome, IPGRI: 44-49.
- LIEPE VON K. 1990. Wachstum und Wurzelentwicklung von 30jährigen Schwarzerlen (*Alnus glutinosa* /L./ GAERTNER) eines Herkunftsversuches. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 161 (8): 149-154.
- LOCKOW K. 1995. Neue Volumen- und Formzahltafeln für Roterle (*Alnus glutinosa* /L./ GAERTN.). *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftökologie*, 29 (4): 145-150.
- MEJNARTOWICZ L. 1980a. Doświadczenia proveniencyjne nad olsza czarna (*Alnus glutinosa* /L./ GAERTN.) założone w 1968 r. *Arboretum Kórnickie*, 25: 161-166.
- MEJNARTOWICZ L. 1980b. Genetyka. In: Białobok, S. (red.): *Olsze Alnus MILL.* Warszawa, Poznań, Państwowe wydawnictwo naukowe: 201-227.
- NOVOTNÁ M., NOVOTNÝ P., BURIÁNEK V., FRÝDL J., ŠINDELÁŘ J. 2006. Výsledky hodnocení provenienční výsadby s olší lepkavou (*Alnus glutinosa* /L./ GAERTN.) č. 43 – Lužná, Senec ve věku 36 let. *Zprávy lesnického výzkumu*, 51: 172-183.
- ONOKPISE O. U., HALL R. B. 1994. Evaluating European alder (*Alnus glutinosa* /L./ GAERTN.) provenances for short rotation forestry. *Commonwealth Forestry Review*, 73: 113-120.
- PLIÚRA A., KUNDROTAS V. 2002. Genetic variation in adaptive traits and ecological sensitivity of black alder. *Baltic Forestry*, 8 (2): 8-22.
- PRÉGENT G., CAMIRÉ C. 1985. Biomass production by alders on four abandoned agricultural soils in Québec. *Plant and Soil*, 87: 185-193.
- ŠINDELÁŘ J. 1976. První výsledky provenienčního výzkumu olše lepkavé (*Alnus glutinosa* /L./ GAERTN.). *Lesnictví*, 22: 759-780.
- ŠINDELÁŘ J. 1991. Nástin opatření k záchraně a reprodukci genových zdrojů lesních dřevin listnatých v České republice. III. Ostatní vybrané druhy dřevin. *Zprávy lesnického výzkumu*, 36 (3): 1-7.
- ŠVESTKA J., KLÍMOVÁ E. (eds.) 1989. Školní atlas světa. Praha, Geodetický a kartografický podnik: 136 s.
- TOWNSEND A. M., DOUGLASS L. W. 1994. Variation among *Alnus* progenies grown in Ohio. *Journal of Arboriculture*, 20: 165-169.
- VINCENT G. 1980. Šlechtitelské metody lesních dřevin. Praha, Academia: 180 s.
- Vyhláška MZe ČR č. 139/2004 Sb., kterou se stanoví podrobnosti o přenosu semen a sazenic lesních dřevin, o evidenci o původu reprodukčního materiálu a podrobnosti o obnově lesních porostů a o zalesňování pozemků prohlášených za pozemky určené k plnění funkcí lesa. 2004. *Sbírka zákonů Česká republika*, 46: 1955-1963.
- Vyhláška MZe ČR č. 84/1996 Sb., o lesním hospodářském plánování. In: *Zákon o lesích a příslušné vyhlášky*. 2003. *Praktická příručka*, 48: 77-136.
- Zpráva. 2009. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2008. Praha, Ministerstvo zemědělství: 128 s.

EVALUATION OF PROVENANCE PLOT WITH BLACK ALDER (*ALNUS GLUTINOSA* /L./ GAERTN.) NO. 44 - LITOVEL, BŘEZINA AT THE AGE OF 41 YEARS

SUMMARY

The aim of this paper was to evaluate alder progeny (*Alnus glutinosa* /L./ GAERTN.) of the local populations (Fig. 2), at the provenance plot No. 44 – Litovel, Březina (Fig. 1, Tab. 1), and thus to extend the knowledge of ecological and phenotypic variability of the species. These findings are important in terms of selection the best quality and suitable ecotypes, their using in the forestry practice and updating of reproduction material transfer rules. Within field work, biometric measurement of tree height and diameter at breast height of the provenances tested, as well as evaluation of stem shape were carried out. The provenances were evaluated in relation to their geographical origin and altitude of their parent populations (natural forest areas /PLO/, former forest planting areas /LPO/, and forest vegetation zones /LVS/) (Tab. 4). The results have been compared to the first measurements and evaluations of this plot in previous years, and to the results obtained by evaluation of parallel plot No. 43 – Lužná, Senec, measured and evaluated in 2004 at the age of 36 years.

According to results of complete evaluation, including growth parameters measurement and also stem shape quality assessment (Tab. 2-3, Fig. 3-5), the progenies No. 14 – Žatec, Solopysky and No. 20 – Bystřice pod Hostýnem, Lukov, proved to be the most successful. The provenances No. 21 – Židlochovice, Lanžhot, No. 22 – Židlochovice, Pohansko and No. 26 – Bučovice, Horákov, were recorded as very well growing, but their stem quality was only slightly above the average.

It is possible to conclude that the age of 41 years has already a good relevance in terms of evaluated provenances' characteristics. When compared with data from the 1988 evaluation, it can be stated that changes in provenances sequence were no longer so radical when compared to data from the 1973 evaluation.

These results are very similar; in case of the best provenances even almost the same in comparison to the results at the plot No. 43 – Lužná, Senec at the age of 36 years (Fig. 6). It can be explained as genetic influence of provenance, while the site influence declined.

According to Public Notice No. 139/2004 Coll. (which establishes transfer details of forest-tree seeds and seedlings, origin registration of reproductive material and details of forest reproduction and reforestation of lots pronounced lands for performance of forest) it can be used only such a reproductive material of individual forest wood species, which came to rules of reproductive material transfer, with declared origin.

Recenzováno

ADRESA AUTORA/CORRESPONDING AUTHOR:

RNDr. Václav Buriánek, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i.
Strnady 136, 252 02 Jíloviště, Česká republika
tel.: 257 892 229; e-mail: burianek@vulhm.cz

ZMENY V DRUHOVOM ZLOŽENÍ DUBOVÝCH LESOV V OBLASTI POĽANY PO VIAC AKO 40 ROKOCH

CHANGES IN PLANT SPECIES COMPOSITION OF OAK FORESTS IN POĽANA MASSIF (CENTRAL SLOVAKIA) AFTER 40 YEARS

FRANTIŠEK MÁLIŠ

Národné lesnícke centrum, Lesnícky výskumný ústav Zvolen

ABSTRACT

The objective of this study is the vegetation dynamics of oak (*Quercus petraea* agg.) dominated forests in the Poľana volcanic massif. Changes in species composition were investigated using two sets of phytosociological relevés sampled on the same plots in two periods: 1963–1964 and 2005. However, overall canopy openness increased, mostly light-demanding species decreased. It was caused by occupation of lower tree layers by shade tolerant tree species with dense crown such as *Fagus sylvatica* and *Carpinus betulus*. Despite of these local shading effects many canopy gaps still remain with numerous occurrence of heliophytes. The overall diversity of oak forests declined, probably due to the elimination of human caused activities such grazing or raking of litter.

Kľúčové slová: dynamika vegetácie, zmeny diverzity, dubové lesy, *Quercus petraea* agg., Poľana, Slovensko

Key words: vegetation dynamics, changes in diversity, *Quercus petraea* agg., Slovakia, Western Carpathians

ÚVOD A PROBLEMATIKA

Dynamika vegetácie predstavuje zmeny rastlinných spoločenstiev v čase a v priestore (ODUM 1969). Z oblasti centrálnej Európy je mnoho štúdií zameraných na vývoj fytocenóz bukových a jedľovo-bukových lesov (STANDOVÁR, KENDERES 2003; UJHÁZY et al. 2005, ŠAMONIL 2007; KENDERES et al. 2008; VRŠKA et al. 2009 a pod.), kým v oblasti dynamiky dubových lesov je poznatkov menej. Masív stratovulkánu Poľana má zachovaný jasne rozpoznateľný, koncentrický reliéf. Jedinečná geomorfológia je formovaná centrálnou kalderou so šírkou 5 km obkolesenou lávovými prúdmi (DUBLAN et al. 1997). Vďaka jedinečnosti a stavu biotických aj abiotických zložiek prírody a krajiny získala Poľana štatút Biosférickej rezervácie v rámci programu UNESCO Man and Biosphere. Sledovanie zmien vegetácie v danej oblasti má preto význam nielen z hľadiska vedy, ale aj ochrany prírody. Doterajšie práce z oblasti Poľany boli zamerané najmä na štúdium dynamiky lesných spoločenstiev s dominantným zastúpením *Fagus sylvatica* (UJHÁZY et al. 2007; AMBROS et al. 1995, 2007). Vzhľadom ku stavu poznatkov v oblasti dynamiky vegetácie lesných ekosystémov je predmetom tejto práce štúdium zmien druhovej skladby v lesoch s dominanciou druhov rodu *Quercus*.

MATERIÁL A METÓDY

Základom pre hodnotenie zmien vo vegetácii sú vhodné empirické údaje. Na Slovensku boli v priebehu dvoch etáp typologického prieskumu (1951–1955, 1956–1977) zakladané tzv. typologické reprezentatívne plochy (TRP). Tieto plochy boli lokalizované tak, aby čo najvernejšie reprezentovali mapovanú vegetačnú jednotku. Zakladané boli na takých miestach, ktoré boli stanovištne, druhovou skladbou a štruktúrou porastu čo najviac homogénne. Na plochách sa urobil

fytocenologický zápis s výmerou 400 m² a morfológicko-strafigrafický opis profilu pôdnej sondy. Na niektorých plochách boli odobraté a analyzované pôdne vzorky, prípadne bola dendrometricky zmeraná drevinová zložka porastu. Údaje z týchto plôch predstavujú jedinečný empirický materiál s vysokou historickou hodnotou. Spolu ich bolo založených niekoľko desiatok tisíc a v rokoch 2005 až 2007 bolo obnovených približne 2 250 z nich (VLADOVIČ et al. 2008). V oblasti Poľany sa v roku 2005 obnovilo 80 plôch, ktoré boli založené v rokoch 1963 až 1964. S odstupom viac ako 40 rokov je teda možné na základe analýz získaných údajov hodnotiť zmeny v druhovej skladbe lesných ekosystémov. Doplňujúce údaje o plochách sú uvedené v tabuľke 1.

Pri obnove, resp. opakovanom zázname, bol na každej ploche zopakovaný fytocenologický zápis a opis pôdneho profilu. Údaje z typologických zápisníkov (historické aj aktuálne) boli editované a ďalej spracované. Predmetom analýz v tejto práci je súbor 26 plôch s opakovaným záznamom, spolu teda 52 fytocenologických zápisov. Vzhľadom ku vulkanickému pôvodu študovanej oblasti je väčšina plôch situovaných na minerálne bohatých pôdach. Materskou horninou je väčšinouandezit, avšak výskumné plochy sa nachádzajú aj na minerálne chudobnejších substrátoch, ojedinele na kremencoch. Z pohľadu živnosti pôd na stanovišti ide teda o rôznorodý súbor údajov. Rozsah nadmorských výšok je od 450 m do 660 m. V stromových vrstvách porastu má takmer výhradne dominantné postavenie *Quercus petraea* agg., ojedinele *Quercus cerris*. Ostatné dreviny majú podstatne nižšie plošné zastúpenie aj stálosť. Druhy stromového vzrastu, ktoré sa nachádzali vo viacerých vertikálnych vrstvách lesného porastu, neboli pred analýzami zlučované do jednej vrstvy. Vertikálna štruktúra je hodnotená podľa databázového programu Turboveg (HENNEKENS, SCHAMINÉE 2001). Nezlučenie drevín do jednej vrstvy ovplyvnilo výsledné hodnoty diverzitných indexov, kde je tým pádom počet druhov mierne nadhod-

Tab. 1.

 Doplnujúce údaje o plochách
 Additional information on plots

plocha	dátum (rok/mesiac/ deň)/date (year/ month/day)	nadmorská výška/ altitude	orientácia/aspect (°)	sklon/slope (°)	skupina lesných typov/group of forest type	vek porastu/ stand age	zápoj/canopy	pokryvnosť skele- tu/rocks cover	pokryvnosť tráv/ graminoids cover	pokryvnosť bylín/ herbs cover	pokryvnosť vrstvy bylín/herb layer cover
10H	19630607	500	247	15	Fq n	0	50	0	0	0	90
16D	19630713	560	315	10	FQ	0	77,5	0	88	8	98
20G	19640520	480	225	3	FQ	0	85	0	30	41	75
21G	19640519	580	270	25	FQ	0	75	0	46	23	60
24G	19640525	530	315	10	FQ	0	80	0	43	28	70
26G	19640525	620	225	2	QF	0	70	0	41	45	75
27Y	19630904	570	180	30	FQ	0	90	0	30	20	45
29D	19630717	570	225	15	FQ	0	80	0	0	0	80
31D	19630701	525	225	25	FQ	0	87,5	0	31	8	35
33D	19630719	575	135	7	FQ	0	90	0	58	13	65
34G	19640601	590	225	10	QF til	0	85	0	70	28	85
35G	19640601	590	157	20	FQ	0	75	0	62	33	80
36G	19640601	600	180	17	FQ	0	95	0	5	38	18
37G	19630928	450	270	20	FQ	0	85	0	35	35	78
3H	19630605	630	157	15	FQ	0	80	0	0	0	80
41G	19640602	530	135	5	FQ	0	65	0	52	34	73
42G	19640603	480	180	25	FQ	0	85	0	42	38	67
43G	19640603	500	135	25	FQ	0	85	0	44	35	65
4G	19630701	660	315	15	Fqa	0	90	0	0	0	70
5Y	19630715	560	225	2	FQ	0	70	0	30	30	60
62G	19640611	560	315	15	FQ	0	65	0	33	25	53
63G	19640611	550	135	17	FQ	0	85	0	46	33	67
64G	19640611	580	135	30	FQ	0	70	0	50	30	67
65G	19640611	660	180	15	FQ	0	85	0	50	30	70
66G	19640611	650	135	15	FQ	0	90	0	40	33	73
8D	19630711	650	202	32	FQ	0	70	0	60	25	85
10H	20050720	500	205	15	Fq v	120	50	0	10	80	90
16D	20050811	560	230	15	FQ	110	70	0,5	60	20	80
20G	20050916	480	338	4	FQ	100	80	0,5	30	23	50
21G	20050916	580	275	25	FQ	100	70	0	38	28	65
24G	20050923	530	230	10	FQ	100	70	0,5	43	25	65
26G	20050913	625	250	5	FQ	80	80	1	40	20	60
27Y	20050729	575	185	28	FQ	100	70	0	30	10	35
29D	20050812	570	205	15	FQ	110	60	1	10	10	20
31D	20050912	505	245	25	FQ	90	70	1	43	5	45
33D	20051013	540	115	7	FQ	100	50	0	0	0	0
34G	20050919	605	210	10	QF	110	85	0,5	28	15	45
35G	20050920	590	170	20	FQ	110	80	5	20	13	37
36G	20050627	610	170	18	FQ	125	90	5	2	10	15
37G	20050803	450	200	20	FQ	140	80	1	33	30	70
3H	20050719	630	155	15	Fq v	110	70	10	50	30	80
41G	20050701	525	130	5	FQ	110	60	5	1	69	75
42G	20051115	515	180	26	FQ	100	70	1	28	55	55
43G	20051012	560	150	25	FQ	110	75	1	35	25	60
4G	20050718	660	305	15	Fa	100	80	20	0	40	40
5Y	20050729	530	225	5	FQ	120	40	0	5	20	25
62G	20050713	560	310	15	FQ	90	60	5	1	30	30
63G	20050809	540	145	18	FQ	100	70	5	25	20	50
64G	20050718	580	120	28	FQ	80	70	5	45	30	73
65G	20050923	660	165	15	FQ	90	85	1	33	19	53
66G	20050713	650	130	15	FQ	100	70	10	35	29	75
8D	20050705	650	205	30	FQ	105	50	1	60	20	85

notený. Na druhej strane to má tú výhodu, že v prípade rozmanitej vertikálnej štruktúry, ktorá je tiež zložkou diverzity porastov, sú hodnoty diverzitných ukazovateľov vyššie ako pri porastoch s homogénnejšou vertikálnou štruktúrou. Diverzita je vyjadrená počtom druhov, Shannon-Wienerovým indexom a indexom vyrovnanosti (PIELOU 1975). Hodnoty početnosti aj diverzitných indexov boli vypočítané v programe Juice (TICHÝ 2002).

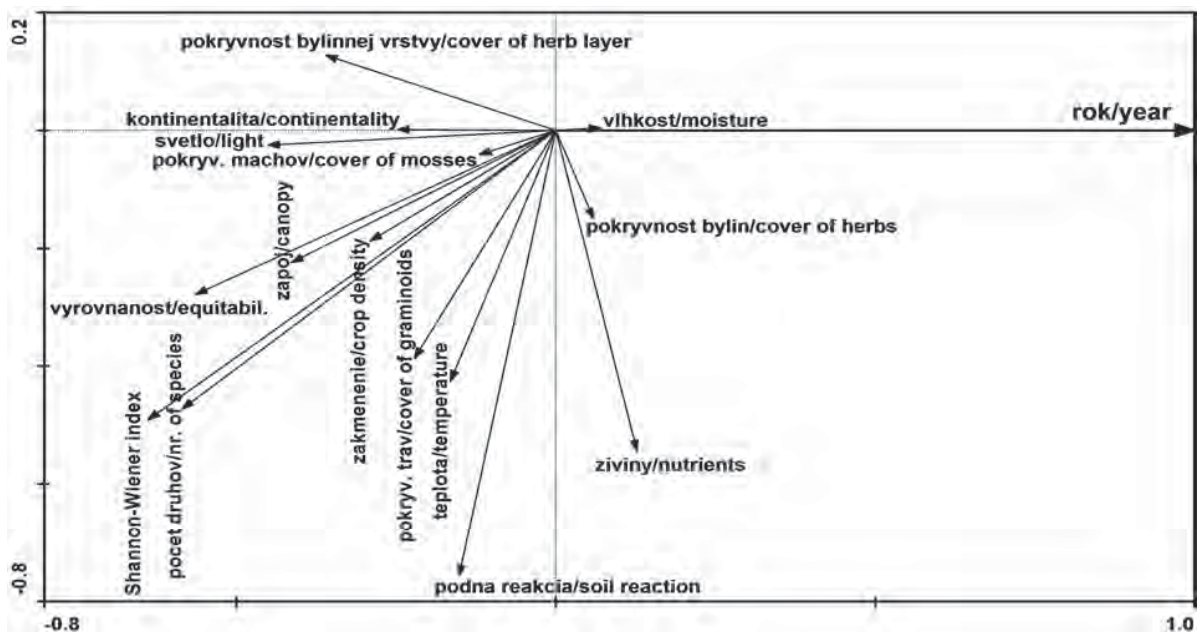
Zmeny v druhovom zložení boli hodnotené dvoma spôsobmi. Prvý vychádzal z konceptu rozdelenia zápisov do dvoch kategórií podľa obdobia vzniku fytoecologického zápisu. Tieto dve kategórie boli potom porovnané v synoptickej tabuľke. Prvá kategória združuje zápisy z obdobia zakladania plôch, nazvaná bola „staré“. Druhá kategória obsahuje zápisy z obdobia obnovy plôch, nazvaná „nové“. Synoptická tabuľka bola zostavená v programe Juice (TICHÝ 2002). Pre každý prítomný taxón bola vypočítaná hodnota Phi koeficientu, ako miery fidelity (vernosti) druhu danej kategórii. Hodnota koeficientu bola zároveň testovaná Fisherovým testom na hladine $p < 0,05$. Pokryvnosť druhov nebola pri výpočte zohľadnená. Tento prvý prístup je teda upriamený viac na prítomnosť, ako zastúpenie, resp. pokryvnosť druhov. Druhý spôsob analytického prístupu naopak pokryvnosť využíva, čím poukazuje aj na druhy, ktorých prítomnosť, resp. absencia na plochách ostala nemenná, ale výrazne sa zmenilo ich zastúpenie (pokryvnosť). Zároveň tento spôsob nevyužíva kategorizáciu zápisov na „staré“ a „nové“, ale hodnotí zmeny v druhovej skladbe ako kontinuálny jav v časovom gradiente. Táto analýza bola vykonaná v programe Canoco (TER BRAAK, ŠMILAUER 2002). Vzhľadom na vysokú variabilitu druhových dát bola použitá unimodálna metóda. Cieľom analýzy bolo zhodnotiť zmeny viacerých premenných charakterizujúcich porast, bylinnú synúziu a ekologické spektrum spoločenstiev voči zmene času. Z toho dôvodu bola použitá obmedzená ordinácia s jedinou vysvetľujúcou premennou (environmental variable), ktorá

predstavovala uplynuté obdobie. V grafických výstupoch je pomenovaná názvom „rok“. Pokryvnosti druhov boli transformované druhou odmocninou. Štatistická významnosť faktora „rok“ bola testovaná Monte-Carlo permutačným testom.

Ekologické spektrum spoločenstiev bolo zhodnotené na základe Ellenbergových indikačných hodnôt (ELLENBERG et al. 1992). Hodnoty jednotlivých ekologických faktorov boli vypočítané v programe Juice. Do výpočtu vstupovala priemerná pokryvnosť druhu v zápisoch, v ktorých bol druh prítomný. Hodnota ekologického faktora pre konkrétny druh teda nebola vážená pokryvnosťami druhu v jednotlivých zápisoch, ale priemernou pokryvnosťou druhu vo všetkých zápisoch, kde sa vyskytoval. Porovnanie ekologického spektra je prezentované krabicovými grafmi vytvorenými v programe Statistica 7.1 (STATSOFT 2005). Názvy taxónov sú uvádzané podľa práce MARHOLDA, HINDÁKA (1998), s výnimkou taxónu *Rubus fruticosus* agg. Stratégie druhov boli prebraté z databázy BioFlor (KÜHN et al. 2004).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Druhová diverzita dubových lesov v priebehu sledovaného obdobia klesla. Potvrdzujú to negatívne korelácie početnosti druhov, Shannon-Wienerovho indexu aj indexu vyrovnanosti s premennou „rok“ v priamej gradientovej analýze CCA (Canonical Correspondence Analysis) (obr. 1). Bližšie o zmenách v diverzite dubových aj bukových lesov Poľany pojednáva práca MÁLIŠA a VLADOVIČA (2010). Pokles diverzity môže byť spôsobený viacerými faktormi. Zmeny v druhovom zložení (obr. 2, tab. 4) sú charakteristické najmä ústupom druhov svetlých lesov, lesných lemův až lúčnych spoločenstiev ako *Clinopodium vulgare*, *Vicia sepium*, *Lotus corniculatus* či *Vicia cracca* alebo druhu *Juniperus communis*, typického indikátora pastvy v lesoch. Tieto zme-

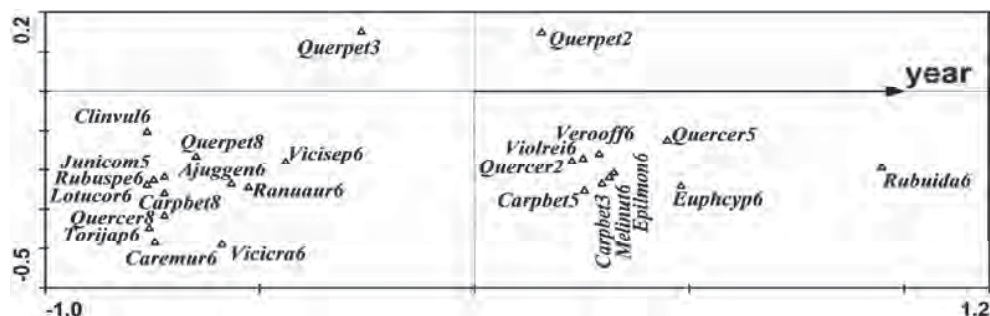


Obr. 1.

CCA analýza vyjadrujúca vzťah medzi uplynutým obdobím a vybranými charakteristikami porastu, bylinnej synúzie a Ellenbergovými indikačnými hodnotami (faktor „rok“ je použitý ako jediná vysvetľujúca premenná)

Fig. 1.

CCA analysis presenting the relation between the time and other characteristics of herb layer, forest stand and Ellenberg indicator values (variable „year“ is used as the only environmental explanatory variable)



Obr. 2.

Obmedzená ordinačná analýza CCA preukázala významný vplyv uplynutého obdobia na druhovú skladbu dubových lesov (faktor „rok“ vysvetľuje 2,9 % z celkovej variability druhovej skladby a je štatisticky významný, p value = 0,004)

Fig. 2.

Constrained ordination analysis CCA showed the significant influence of time on plant species composition of oak forests (variable „year“ explained 2,9 % of total variance, p value = 0.004)

Tab. 2.

Porovnanie podielov druhov s odlišnými životnými stratégiami v starom a novom súbore plôch

The comparison of ratio of species with different life strategy between old and new set of plots

počet druhov/ Number of species	staré/old 266		nové/new 190	
	absolútny podiel/ absolute ratio	% podiel/ % ratio	absolútny podiel/ absolute ratio	% podiel/ % ratio
stratégia/ strategy				
C	82	30.8	74	38.9
CR	8	3.0	6	3.2
CS	36	13.5	34	17.9
CSR	72	27.1	45	23.7
SR	1	0.4	0	0.0
S	3	1.1	2	1.1
R	2	0.8	0	0.0
-	62	23.3	29	15.3

Tab. 3.

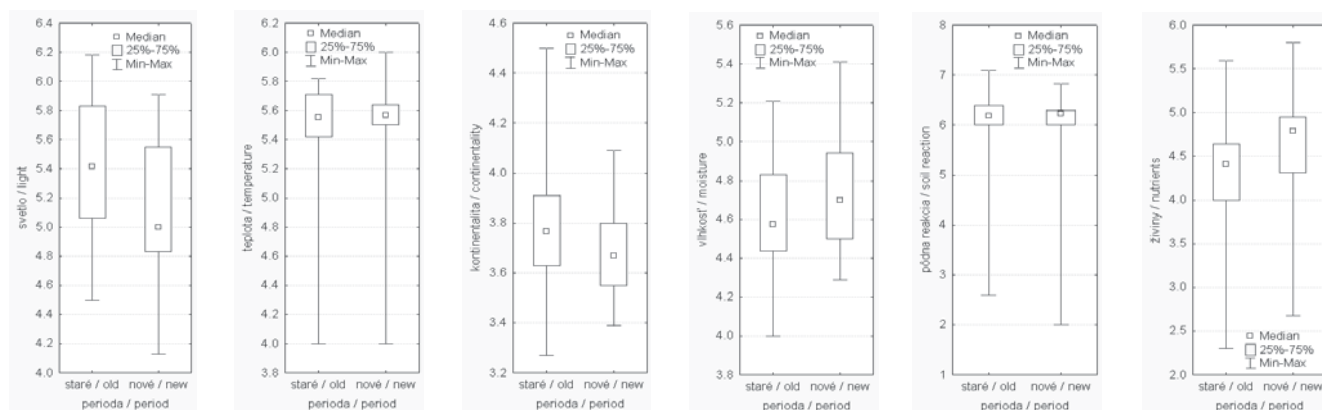
Korelácia pokryvnosti hlavných druhov drevín rastúcich v podúrovňovej vrstve porastu s počtom druhov bylinnej synúzie a Ellenbergovou indikačnou hodnotou pre svetlo (korelačný koeficient je v prípade štatistickej významnosti na hladine $p < 0.05$ označený *)

The correlation of cover values of main tree species present in lower tree layers with number of understorey species and Ellenberg indicator value for light (correlation coefficient marked with * if $p < 0.05$)

	<i>Quercus petraea</i> agg.	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Carpinus betulus</i>	<i>Quercus cerris</i>	počet druhov/ Number of species	svetlo/light
<i>Quercus petraea</i> agg.	1.00					
<i>Fagus sylvatica</i>	0.00	1.00				
<i>Carpinus betulus</i>	-0.14	-0.02	1.00			
<i>Quercus cerris</i>	-0.02	-0.27	-0.08	1.00		
počet druhov/ Number of species	0.09	-0.41*	-0.11	0.29*	1.00	
svetlo/light	0.19	-0.16	-0.71*	0.14	0.41*	1.00

ny poukazujú na to, že jednou z možných príčin poklesu diverzity je zníženie intenzity ľudskej, resp. človekom podmienenej činnosti v lesoch. Čiastočne to potvrdzuje porovnanie životných stratégií druhov v dvoch porovnávaných obdobiach (tab. 2). Zvýšil sa podiel najmä konkurenčných stratégií (C-stratégovia), ktoré majú nízku toleranciu ku stresu a narušovaniu. Svojou silnou konkurencieschopnosťou potláčajú iné druhy. Nárast ich podielu sa prejavil najmä poklesom zastúpenia druhov, ktorých životná stratégia nie je jednoznačne vyhranená (CSR-stratégovia a druhy bez určenej životnej stratégie). Sukcesný posun dubových lesov ku druhovo chudobnejším spoločenstvám zaznamenali aj HÉDL et al. (2010) a ako hlavnú príčinu tohto javu uvádzajú pokles aktívneho menežmentu lesov. Zníženie diverzity avšak nemusí byť len dôsledkom menej intenzívneho pôsobenia človeka, ale aj prirodzeným vývojom spoločenstiev ku záverečným sukcesným štádiám, ktoré sú charakteristické nižšou diverzitou oproti iníciačným fázam vývoja.

Vzájomný vzťah počtu druhov bylinnej synúzie a Ellenbergových indikačných hodnôt pre svetlo (tab. 3) poukazuje na skutočnosť, že spoločenstvá dubín sú druhovo bohaté vtedy, ak na úroveň prízemnej vegetácie preniká dostatok svetla. Ústup už spomenutých druhov, rovnako ako aj výsledky hodnotenia ekologického spektra spoločenstiev (obr. 3) naznačujú posun ku druhovej skladbe s nižším podielom svetlomilných druhov, hoci hodnoty zápoja a zakmenenia v priehľade uplynulého obdobia poklesli (obr. 1). Nižšie zastúpenie svetlomilných druhov teda nie je primárne spôsobené zvýšením celkového zápoja klenby korún, ale súvisí so zmenami zastúpenia drevín v podúrovni, najmä nárastom zastúpenia *Carpinus betulus* na úkor rodu *Quercus* (tab. 3 a 4). Kým *Carpinus betulus* expandoval na plochách najmä svojou pokryvnosťou (obr. 2) a spôsobil úbytok svetlomilných druhov, ďalšia tienotolerantná drevena s hustou korunou, *Fagus sylvatica*, najmä svojou prítomnosťou (tab. 4). Zvýšená prítomnosť *Fagus sylvatica* má negatívny vplyv predovšetkým na počet druhov (tab. 3). Kombinácia zvýšeného zastúpenia týchto dvoch drevín sa určite podieľala značnou mierou na znížení druhovej diverzity dubových lesov. Súčasne s nástupom týchto drevín ustúpili hlavné porastotvorné dreviny *Quercus petraea* agg. a *Quercus cerris* z podúrovne a prerástli do úrovne (obr. 2). *Fagus sylvatica* a *Carpinus betulus*, teda obsadili uvoľnený podkorunový priestor, čoho dôsledkom nemuselo byť zvýšenie celkového zápoja porastu, či zakmenenia, iba intenzívnejšie zatienenie podkorunového prízemného priestoru, pretože tieto dreviny majú omnoho hustejšie koruny ako druhy rodu *Quercus*. Takéto lokálne zatienenie zrejme spôsobilo fragmentáciu, zvýšenie mozaikovosti bylinnej synúzie. Trendy vo výskyte niektorých druhov indikujú zdanlivo protichodné ekologické súvislosti. Ustúpilo viacero svetlomilných



Obr. 3.

Zmeny v ekologickom spektre spoločenstiev vyjadrené Ellenbergovými indikačnými hodnotami

Fig. 3.

Changes in ecological spectrum of plant communities determined by Ellenberg indicator values

druhov, avšak na druhej strane bol zaznamenaný výrazný nástup typického humideštruktívneho druhu viazaného na lesné svetliny, *Rubus idaeus*. Zatienie, resp. vyššie zastúpenie *Fagus sylvatica* v stromových vrstvách, jasne indikuje druh typický pre bukové lesy, *Viola reichenbachiana*.

Uvedená fragmentácia synúzie sa teda prejavuje zrejme tak, že v zónach, kde pôdny povrch zatičili husté koruny *Fagus sylvatica* alebo *Carpinus betulus*, sa znížila pokryvnosť väčšiny druhov, avšak vyhovovalo to iným taxónom, napr. *Viola reichenbachiana*, *Asarum europaeum*. V zónach, kde tieto dreviny pôdny povrch nezatičili, ostalo množstvo svetla minimálne rovnaké, ale pravdepodobne vyššie. Indikuje to zvýšená účasť druhov lesných svetlín náročnejších na živiny *Alliaria petiolata*, *Campanula rapunculoides*, *Epilobium montanum*, *Rubus fruticosus* agg., *Rubus idaeus*. Vplyv svetelných pomerov na druhy prízemnej vegetácie zhodnotili v príbuzných podmienkach TĽNYA et al. (2009). Autori rozdeľujú taxóny, ktoré majú pozitívny vzťah ku svetlu, na dve úrovne. Prvú, hrubšiu úroveň predstavujú druhy, ktoré vyžadujú vyššie množstvo svetla na väčšej ploche, kým do druhej, jemnejšej úrovne patria tie taxóny, ktorým postačuje zvýšené množstvo svetla na menšej ploche. V porovnaní s touto štúdiou je veľmi zaujímavé konštatovať, že v prípade dubových lesov na Poľane ustúpili tie heliofyty, ktoré autori klasifikujú ako svetlomilné v rámci hrubšej úrovne (*Hieracium lachenalii*, *Melampyrum pratense*, *Brachypodium sylvaticum*), kým tie, ktoré klasifikujú ako svetlomilné na jemnej úrovni, v dubinách Poľany pribudli (*Veronica officinalis*, *Mycelis muralis*, *Rubus fruticosus* agg.). Toto porovnanie jednoznačne podporuje tvrdenie o fragmentácii prízemnej vegetácie vplyvom výrazných maloplošných rozdielov vo svetelných pomeroch. Prítomnosť svetlomilných taxónov hrubšej úrovne na plochách v minulosti poukazuje na relatívny nedostatok svetla v celom poraste v období zakladania plôch, kým ich ústup a nástup heliofytov jemnej úrovne potvrdzuje lokálne zatičenie striedajúce sa s malými svetlinami.

Výsledky preukazujú významný pokles zastúpenia semenáčikov (juvenilných jedincov do 1 roka) *Quercus petraea* agg., *Quercus cerris* a *Carpinus betulus* (tab 4). Táto skutočnosť nemusí súvisieť so zmenou svetelných pomerov, ale aj s množstvom reprodukčného materiálu, meniaceho sa v pravidelných viacročných cykloch, alebo s termínom obnovy plôch v rámci roka. Pokles zastúpenia zmladenia drevín sa prejavil v poklese hodnôt celkovej pokryvnosti bylinnej vrstvy (obr. 1), pri vizuálnom hodnotení ktorej sa zohľadňuje aj pokryvnosť juvenilných jedincov drevín. Poklesla tiež pokryvnosť trávovitých druhov,

kým pokryvnosť bylinných druhov vzrástla. Zaujímavým zistením je stále absencia rýchlo sa šíriaceho invázneho druhu *Impatiens parviflora*, ktorého veľmi výrazný nástup od prvého, dubového vegetačného stupňa až po šiesty, smrekovo-bukovo-jedľový v rámci súboru plôch (TRP) z celého Slovenska bol zaznamenaný pri celkovom spracovaní výsledkov z projektu obnovy typologických reprezentatívnych plôch (VLADOVIČ et al. 2008).

V porovnaní so zmenami v bukových lesoch na Poľane (UJHÁZY et al. 2007; AMBROS et al. 1995, 2007) možno konštatovať podobné hlavné príčiny zmien v bylinnej synúzii. V bučinách bol taktiež zaznamenaný pokles zápoja a zakmenenia, predovšetkým ako dôsledok prirodzeného vývoja porastov, prechodom do štádia rozpadu. Uvoľnenie klenby korún a nástup humideštruktívnych druhov bol v bukových lesoch omnoho výraznejší. Dynamika vegetácie dubových lesov je vzhľadom na rýchlosť rastu a dlhovekosť dubov (*Quercus* sp.) zrejme menej intenzívna. V dubinách uvoľnený podkorunový priestor rýchlo obsadili tieňotolerantné dreviny, kým v bukových lesoch je nástup podúrovňových jedincov zrejme pomalší. Rýchle obsadenie podkorunového priestoru v dubových lesoch zároveň významne vplyva na zmeny v druhovom zložení prízemnej vegetácie.

ZÁVER

Vyhodnotenie údajov z obnovy typologických reprezentatívnych plôch v bukových a dubových lesoch na Poľane prináša zaujímavé a hodnotné výsledky. V prípade obidvoch spoločenstiev, bučín aj dubín, boli preukázané zmeny v bylinnej synúzii úzko súvisiace so zmenami v stromových vrstvách. Kým v bukových lesoch išlo o pomerne intenzívne a prirodzené zmeny dendrozložky spojené s prechodom do štádia rozpadu, ktorých prejavom bol presvetlenie porastov a intenzívny nástup humideštruktívnych druhov, naopak v dubinách nedošlo k tak jednoznačnému zvýšeniu množstva svetla v úrovni prízemnej vegetácie, hoci zápoj korún hlavných stromových vrstiev sa tiež znížil. V dubinách uvoľnený podkorunový priestor rýchlo obsadili tieňotolerantné dreviny *Fagus sylvatica* a *Carpinus betulus* a v úrovni bylinnej synúzie vytvorili zóny viac vyhovujúce tieňomilným druhom. Naopak druhy lesných svetlín sa výraznejšie presadili v ostatných častiach lesného porastu a došlo tak k istej fragmentácii a zvýšeniu priestorovej variability bylinnej synúzie. V priebehu uplynulých 40 rokov sa diverzita dubových lesov znížila. Zaznamenaný bol pokles druhovej

Tab. 4.

Synoptická tabuľka zápisov rozdelených na dve kategórie. Prvou kategóriou sú zápisy z obdobia zakladania plôch (staré) a druhou z obdobia obnovy (nové). Skratky: absol. freq. – absolútna frekvencia druhu vo všetkých zápisoch, % frekv. – percentuálna frekvencia (stálosť) v súbore starých alebo nových zápisov, fidel. – hodnota fidelity vyjadrená Phi koeficientom (zobrazené sú len štatisticky významné hodnoty fidelity), rozdiel freq. – rozdiel v percentuálnej frekvencii.

Synoptic table of relevés divided into two categories. The first represents the relevés from the period plots establishment (old), the second represents the period of plots resampling (new). Abbreviations: absol. freq. – absolute frequency, % freq. – percentage frequency of relevés in the new or old set of relevés, fidel. – fidelity value, only significant values are shown, diff. freq. – difference in percentual frequency

taxón / species	vrstva/layer	staré/old			nové/new		rozdiel/diff.
		absol. freq.	% freq.	fidel.	% freq.	fidel.	freq.
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	6	20	65	55.3	12	---	-53
<i>Quercus petraea</i> agg.	8	12	42	45.6	4	---	-38
<i>Vicia sepium</i>	6	15	46	38.2	12	---	-34
<i>Quercus cerris</i>	3	24	62	30.9	31	---	-31
<i>Quercus petraea</i> agg.	3	43	96	35.6	69	---	-27
<i>Clinopodium vulgare</i>	6	7	27	39.4	0	---	-27
<i>Symphytum tuberosum</i> agg.	6	29	69	27.1	42	---	-27
<i>Quercus cerris</i>	8	7	27	39.4	0	---	-27
<i>Carpinus betulus</i>	8	7	27	39.4	0	---	-27
<i>Lotus corniculatus</i>	6	6	23	36.1	0	---	-23
<i>Ajuga genevensis</i>	6	8	27	32	4	---	-23
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	6	14	38	---	15	---	-23
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	6	25	58	---	38	---	-20
<i>Juniperus communis</i>	5	5	19	32.6	0	---	-19
<i>Rubus species</i>	6	5	19	32.6	0	---	-19
<i>Vicia cracca</i>	6	7	23	28.2	4	---	-19
<i>Hypericum montanum</i>	6	9	27	---	8	---	-19
<i>Scrophularia nodosa</i>	6	9	27	---	8	---	-19
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	6	14	35	---	19	---	-16
<i>Trifolium alpestre</i>	6	14	35	---	19	---	-16
<i>Carpinus betulus</i>	3	37	62	---	81	---	19
<i>Fagus sylvatica</i>	5	21	31	---	50	---	19
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	6	9	8	---	27	---	19
<i>Epilobium montanum</i>	6	20	27	---	50	---	23
<i>Fagus sylvatica</i>	3	17	19	---	46	28.7	27
<i>Euphorbia cyparissias</i>	6	15	15	---	42	29.7	27
<i>Viola reichenbachiana</i>	6	38	58	---	88	34.7	30
<i>Quercus cerris</i>	5	25	31	---	65	34.6	34
druhy s rozdielom frekvencie menším ako 16/species with the difference in frequency lower than 16							
<i>Abies alba</i>	5	6	19	---	4	---	-15
<i>Atrichum undulatum</i>	9	4	15	---	0	---	-15
<i>Carex muricata</i>	6	4	15	---	0	---	-15
<i>Campanula persicifolia</i>	6	18	42	---	27	---	-15
<i>Corylus avellana</i>	8	4	15	---	0	---	-15
<i>Cruciata glabra</i>	6	42	88	---	73	---	-15
<i>Cytisus nigricans</i>	6	8	23	---	8	---	-15
<i>Hieracium sabaudum</i>	6	8	23	---	8	---	-15
<i>Hypericum maculatum</i>	6	4	15	---	0	---	-15
<i>Torilis japonica</i>	6	4	15	---	0	---	-15
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	6	10	27	---	12	---	-15
<i>Corylus avellana</i>	3	15	35	---	23	---	-12
<i>Crataegus monogyna</i>	8	3	12	---	0	---	-12
<i>Galium glaucum</i>	6	3	12	---	0	---	-12
<i>Hieracium lachenalii</i>	6	3	12	---	0	---	-12
<i>Moehringia trinervia</i>	6	3	12	---	0	---	-12
<i>Lysimachia species</i>	6	3	12	---	0	---	-12
<i>Potentilla alba</i>	6	3	12	---	0	---	-12
<i>Primula elatior</i>	6	13	31	---	19	---	-12
<i>Rosa canina</i> agg.	8	3	12	---	0	---	-12
<i>Teucrium chamaedrys</i>	6	3	12	---	0	---	-12
<i>Trifolium species</i>	6	3	12	---	0	---	-12

<i>Tilia cordata</i>	8	3	12	---	0	---	-12
<i>Acer campestre</i>	8	5	15	---	4	---	-11
<i>Betonica officinalis</i>	6	5	15	---	4	---	-11
<i>Cornus mas</i>	5	5	15	---	4	---	-11
<i>Heracleum sphondylium</i>	6	5	15	---	4	---	-11
<i>Hypericum hirsutum</i>	6	5	15	---	4	---	-11
<i>Allium senescens ssp. montanum</i>	6	2	8	---	0	---	-8
<i>Anthericum ramosum</i>	6	4	12	---	4	---	-8
<i>Ajuga reptans</i>	6	22	46	---	38	---	-8
<i>Cardaminopsis arenosa</i>	6	2	8	---	0	---	-8
<i>Buxbaumia aphylla</i>	9	2	8	---	0	---	-8
<i>Agrostis species</i>	6	2	8	---	0	---	-8
<i>Coronilla vaginalis</i>	6	2	8	---	0	---	-8
<i>Dicranum scoparium</i>	9	2	8	---	0	---	-8
<i>Digitalis grandiflora</i>	6	4	12	---	4	---	-8
<i>Epilobium species</i>	6	2	8	---	0	---	-8
<i>Fagus sylvatica</i>	8	4	12	---	4	---	-8
<i>Fallopia dumetorum</i>	6	2	8	---	0	---	-8
<i>Festuca rubra</i>	6	4	12	---	4	---	-8
<i>Fragaria moschata</i>	6	2	8	---	0	---	-8
<i>Genista germanica</i>	6	4	12	---	4	---	-8
<i>Geum urbanum</i>	6	2	8	---	0	---	-8
<i>Hieracium murorum</i>	6	36	73	---	65	---	-8
<i>Hieracium alpinum</i>	6	2	8	---	0	---	-8
<i>Lathyrus species</i>	6	2	8	---	0	---	-8
<i>Lychnis viscaria</i>	6	2	8	---	0	---	-8
<i>Lathyrus niger</i>	6	40	81	---	73	---	-8
<i>Lapsana communis</i>	6	2	8	---	0	---	-8
<i>Inula salicina</i>	6	2	8	---	0	---	-8
<i>Melica uniflora</i>	6	12	27	---	19	---	-8
<i>Primula vulgaris</i>	6	2	8	---	0	---	-8
<i>Maianthemum bifolium</i>	6	4	12	---	4	---	-8
<i>Melampyrum pratense</i>	6	2	8	---	0	---	-8
<i>Poa remota</i>	6	2	8	---	0	---	-8
<i>Lonicera xylosteum</i>	5	4	12	---	4	---	-8
<i>Luzula pilosa</i>	6	2	8	---	0	---	-8
<i>Poa nemoralis</i>	6	42	85	---	77	---	-8
<i>Prunus spinosa</i>	5	4	12	---	4	---	-8
<i>Silene nutans s.lat.</i>	6	4	12	---	4	---	-8
<i>Taraxacum species</i>	6	2	8	---	0	---	-8
<i>Trifolium montanum</i>	6	4	12	---	4	---	-8
<i>Veronica chamaedrys</i>	6	42	85	---	77	---	-8
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	6	6	15	---	8	---	-7
<i>Fagus sylvatica</i>	2	8	19	---	12	---	-7
<i>Dryopteris filix-mas</i>	6	8	12	---	19	---	7
<i>Hypericum perforatum</i>	6	8	12	---	19	---	7
<i>Rosa canina agg.</i>	5	20	35	---	42	---	7
<i>Verbascum nigrum</i>	6	8	12	---	19	---	7
<i>Acer campestre</i>	3	2	0	---	8	---	8
<i>Asarum europaeum</i>	6	2	0	---	8	---	8
<i>Bromus benekenii</i>	6	4	4	---	12	---	8
<i>Clematis recta</i>	6	2	0	---	8	---	8
<i>Calamintha menthifolia</i>	6	2	0	---	8	---	8
<i>Corylus avellana</i>	5	22	38	---	46	---	8
<i>Fraxinus excelsior</i>	5	2	0	---	8	---	8
<i>Ligustrum vulgare</i>	5	2	0	---	8	---	8
<i>Mentha aquatica</i>	6	2	0	---	8	---	8
<i>Tilia cordata</i>	5	2	0	---	8	---	8
<i>Polystichum lonchitis</i>	6	2	0	---	8	---	8
<i>Carex montana</i>	6	30	54	---	62	---	8
<i>Securigera varia</i>	6	10	15	---	23	---	8
<i>Rubus fruticosus agg.</i>	6	2	0	---	8	---	8

<i>Athyrium filix-femina</i>	6	5	4	---	15	---	11
<i>Campanula trachelium</i>	6	35	62	---	73	---	11
<i>Melica nutans</i>	6	21	35	---	46	---	11
<i>Picea abies</i>	3	7	8	---	19	---	11
<i>Polygonatum verticillatum</i>	6	5	4	---	15	---	11
<i>Picea abies</i>	5	7	8	---	19	---	11
<i>Quercus petraea</i> agg.	5	47	85	---	96	---	11
<i>Alliaria petiolata</i>	6	3	0	---	12	---	12
<i>Campanula rapunculoides</i>	6	15	23	---	35	---	12
<i>Carpinus betulus</i>	5	37	65	---	77	---	12
<i>Mycelis muralis</i>	6	23	38	---	50	---	12
<i>Prunus avium</i>	5	10	12	---	27	---	15
<i>Rubus idaeus</i>	6	4	0	---	15	---	15
<i>Veronica officinalis</i>	6	22	35	---	50	---	15

druhy bez signifikantnej hodnoty fidelity, zoradené vzostupne podľa rozdielu v hodnotách percentuálnej frekvencie, s rozdielom vo frekvencii nižším ako 5 (druhy bez výrazných zmien); tvar – názov druhu vrstva; absol. frek.; % frek. staré; % frek. nové; rozdiel % frek./

species without significant values of fidelity, sorting in ascending order by difference in percentual frequency, with difference in frequency lower than 5 (species without intensive changes); shape – species name layer; absol. freq.; % freq. old; % freq. new; diff. freq.

<i>Acer campestre</i> 5; 11; 23; 19; -4; <i>Betula pendula</i> 5; 1; 4; 0; -4; <i>Betula pendula</i> 2; 1; 4; 0; -4; <i>Ajuga species</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Allium victorialis</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Abies alba</i> 2; 1; 4; 0; -4; <i>Abies alba</i> 8; 1; 4; 0; -4; <i>Arabis species</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Allium vineale</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Galium mollugo</i> agg. 6; 11; 23; 19; -4; <i>Asplenium viride</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Bromus species</i> 6; 3; 8; 4; -4; <i>Anthoxanthum odoratum</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Brachypodium species</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Clematis species</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Carex pallescens</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Cardaminopsis species</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Carex pilulifera</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Campanula carpatica</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Carum carvi</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Cephalanthera rubra</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Adoxa moschatellina</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Cornus sanguinea</i> 5; 3; 8; 4; -4; <i>Coronilla coronata</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Carex sylvatica</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Carpinus betulus</i> 2; 3; 8; 4; -4; <i>Crataegus laevigata</i> 5; 9; 19; 15; -4; <i>Crataegus monogyna</i> 3; 9; 19; 15; -4; <i>Cystopteris fragilis</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Daphne mezereum</i> 5; 1; 4; 0; -4; <i>Daucus carota</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Dentaria bulbifera</i> 6; 25; 50; 46; -4; <i>Dianthus carthusianorum</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Epilobium angustifolium</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Festuca heterophylla</i> 6; 5; 12; 8; -4; <i>Festuca rupicola</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Hieracium baubini</i> 6; 5; 12; 8; -4; <i>Frangula alnus</i> 5; 1; 4; 0; -4; <i>Galanthus nivalis</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Galeobdolon luteum</i> agg. 6; 1; 4; 0; -4; <i>Galeopsis pubescens</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Galeopsis species</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Galium sylvaticum</i> agg. 6; 21; 42; 38; -4; <i>Geranium robertianum</i> 6; 11; 23; 19; -4; <i>Glechoma hederacea</i> 6; 5; 12; 8; -4; <i>Hieracium pilosella</i> 6; 9; 19; 15; -4; <i>Geum species</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Hieracium racemosum</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Hypnum cupressiforme</i> 9; 1; 4; 0; -4; <i>Leontodon species</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Leucanthemum vulgare</i> agg. 6; 1; 4; 0; -4; <i>Myosotis species</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Myosotis ramosissima</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Juniperus communis</i> 8; 1; 4; 0; -4; <i>Melittis melissophyllum</i> 6; 27; 54; 50; -4; <i>Orchis species</i> 6; 8; 1; 4; 0; -4; <i>Origanum vulgare</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Lysimachia nummularia</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Pinus sylvestris</i> 3; 1; 4; 0; -4; <i>Polygonatum odoratum</i> 6; 5; 12; 8; -4; <i>Potentilla aurea</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Polypodium vulgare</i> 6; 5; 12; 8; -4; <i>Phegopteris connectilis</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Peltigera species</i> 9; 1; 4; 0; -4; <i>Pimpinella major</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Poa annua</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Pleurozium schreberi</i> 9; 3; 8; 4; -4; <i>Prenanthes purpurea</i> 6; 3; 8; 4; -4; <i>Peltigera canina</i> 9; 1; 4; 0; -4; <i>Potentilla species</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Lilium martagon</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Serratula tinctoria</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Prunus spinosa</i> 4; 1; 4; 0; -4; <i>Silene nemoralis</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Silene vulgaris</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Solidago virgaurea</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Sedum species</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Senecio ovatus</i> 6; 3; 8; 4; -4; <i>Pulmonaria officinalis</i> agg. 6; 15; 31; 27; -4; <i>Ficaria bulbifera</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Pteridium aquilinum</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Pulmonaria mollis</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Inula ensifolia</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Carex flacca</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Carex michelii</i> 6; 3; 8; 4; -4; <i>Carex canescens</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Sedum acre</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Ribes uva-crispa</i> 5; 1; 4; 0; -4; <i>Thelypteris palustris</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Thalictrum aquilegifolium</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Vicia cassubica</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Trifolium medium</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Tanacetum corymbosum</i> agg. 6; 21; 42; 38; -4; <i>Sorbus aucuparia</i> 8; 1; 4; 0; -4; <i>Veronica austriaca</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Vicia tetrasperma</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Viburnum opulus</i> 5; 1; 4; 0; -4; <i>Viola hirta</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Trifolium strictum</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Verbascum chaixii</i> ssp. <i>austriacum</i> 6; 1; 4; 0; -4; <i>Fragaria vesca</i> 6; 45; 88; 85; -3; <i>Achillea millefolium</i> agg. 6; 2; 4; 0; -4; <i>Abies alba</i> 3; 2; 4; 4; 0; <i>Brachypodium pinnatum</i> 6; 4; 8; 8; 0; <i>Avenella flexuosa</i> 6; 4; 8; 8; 0; <i>Campanula rotundifolia</i> 6; 2; 4; 4; 0; <i>Cladonia pyxidata</i> 9; 4; 8; 8; 0; <i>Cephalanthera damasonium</i> 6; 2; 4; 4; 0; <i>Achillea pannonica</i> 6; 2; 4; 4; 0; <i>Cornus mas</i> 3; 2; 4; 4; 0; <i>Coronilla species</i> 6; 4; 8; 8; 0; <i>Cladonia fimbriata</i> 9; 4; 8; 8; 0; <i>Dactylis polygama</i> 6; 12; 23; 23; 0; <i>Deschampsia cespitosa</i> 6; 2; 4; 4; 0; <i>Epipactis helleborine</i> 6; 2; 4; 4; 0; <i>Crataegus monogyna</i> 5; 20; 38; 38; 0; <i>Genista species</i> 6; 2; 4; 4; 0; <i>Genista pilosa</i> 6; 4; 8; 8; 0; <i>Galeopsis tetrahit</i> 6; 2; 4; 4; 0; <i>Hieracium species</i> 6; 2; 4; 4; 0; <i>Hylotelephium maximum</i> agg. 6; 16; 31; 31; 0; <i>Lathyrus vernus</i> 6; 28; 54; 54; 0; <i>Mercurialis perennis</i> 6; 4; 8; 8; 0; <i>Myosotis sylvatica</i> 6; 2; 4; 4; 0; <i>Medicago lupulina</i> 6; 2; 4; 4; 0; <i>Picea abies</i> 2; 2; 4; 4; 0; <i>Pinus sylvestris</i> 2; 4; 8; 8; 0; <i>Platanthera bifolia</i> 6; 4; 8; 8; 0; <i>Pinus sylvestris</i> 5; 2; 4; 4; 0; <i>Luzula luzuloides</i> 6; 40; 77; 77; 0; <i>Polytrichum juniperinum</i> 9; 2; 4; 4; 0; <i>Poa pratensis</i> agg. 6; 24; 46; 46; 0; <i>Polygonatum multiflorum</i> 6; 10; 19; 19; 0; <i>Carex pilosa</i> 6; 2; 4; 4; 0; <i>Silene viridiflora</i> 6; 2; 4; 4; 0; <i>Thymus species</i> 6; 2; 4; 4; 0; <i>Verbascum species</i> 6; 2; 4; 4; 0; <i>Quercus petraea</i> agg. 2; 50; 96; 96; 0; <i>Acer platanoides</i> 5; 1; 0; 4; 4; <i>Abies grandis</i> 8; 1; 0; 4; 4; <i>Aster amellus</i> 6; 1; 0; 4; 4; <i>Convallaria majalis</i> 6; 5; 8; 12; 4; <i>Cirsium vulgare</i> 6; 1; 0; 4; 4; <i>Chaerophyllum species</i> 6; 1; 0; 4; 4; <i>Aegopodium podagraria</i> 6; 1; 0; 4; 4; <i>Crataegus laevigata</i> 4; 1; 0; 4; 4; <i>Festuca gigantea</i> 6; 1; 0; 4; 4; <i>Festuca ovina</i> 6; 17; 31; 35; 4; <i>Filipendula vulgaris</i> 6; 1; 0; 4; 4; <i>Galeopsis bifida</i> 6; 1; 0; 4; 4; <i>Galium odoratum</i> 6; 23; 42; 46; 4; <i>Galium aparine</i> 6; 9; 15; 19; 4; <i>Geranium sanguineum</i> 6; 1; 0; 4; 4; <i>Lysimachia nemorum</i> 6; 1; 0; 4; 4; <i>Lamium maculatum</i> 6; 1; 0; 4; 4; <i>Neottia nidus-avis</i> 6; 5; 8; 12; 4; <i>Mentha species</i> 6; 23; 42; 46; 4; <i>Lysimachia vulgaris</i> 6; 1; 0; 4; 4; <i>Phyteuma spicatum</i> 6; 1; 0; 4; 4; <i>Poa chaixii</i> 6; 1; 0; 4; 4; <i>Lonicera nigra</i> 5; 1; 0; 4; 4; <i>Polytrichum formosum</i> 9; 13; 23; 27; 4; <i>Primula veris</i> 6; 3; 4; 8; 4; <i>Prunus fruticosa</i> 5; 1; 0; 4; 4; <i>Prunus avium</i> 3; 1; 0; 4; 4; <i>Prunus avium</i> 2; 1; 0; 4; 4; <i>Sambucus nigra</i> 3; 1; 0; 4; 4; <i>Sanicula europaea</i> 6; 5; 8; 12; 4; <i>Carex digitata</i> 6; 3; 4; 8; 4; <i>Rumex acetosa</i> 6; 1; 0; 4; 4; <i>Sorbus torminalis</i> 5; 1; 0; 4; 4; <i>Vicia sylvatica</i> 6; 1; 0; 4; 4; <i>Viburnum lantana</i> 5; 1; 0; 4; 4; <i>Trifolium pratense</i> 6; 1; 0; 4; 4; <i>Trifolium aureum</i> 6; 1; 0; 4; 4; <i>Sorbus torminalis</i> 3; 1; 0; 4; 4; <i>Sorbus aria</i> 5; 1; 0; 4; 4; <i>Pyrus communis</i> agg. 5; 3; 4; 8; 4; <i>Ranunculus flammula</i> 6; 1; 0; 4; 4; <i>Quercus cerris</i> 2; 37; 69; 73; 4; <i>Urtica dioica</i> 6; 3; 4; 8; 4; <i>Vaccinium myrtillus</i> 6; 5; 8; 12; 4
--

bohatosti aj vyrovnanosti. Ustúpili najmä viaceré druhy, ktoré zrejme indikujú pokles intenzity človekom podmienených aktivít v lesoch, ako napr. pastva. Na výskumných plochách pretrvávajú absencia *Impatiens parviflora*.

Podakovanie:

Táto práca bola podporovaná Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV-0632-07 a zmluvy č. APVT-27-009304.

LITERATÚRA

- AMBROS Z., GRÉK J., MÍCHAL I. 1995. Analýza zmien vegetácie v biosférické rezervácii Poľana. *Lesnictví-Forestry*, 41: 379-388.
- AMBROS Z., UJHÁZY K., UJHÁZYOVÁ M., NIČ J. 2007. Zmeny vegetácie horských smiešaných lesov v CHKO-BR Poľana za posledných 45 let. *Acta Facultatis Forestalis Zvolen*, 49 (2): 7-29.
- DUBLAN L. et al. 1997. Vysvetlivky ku geologickej mape Poľany. Geologická služba Slovenskej Republiky. Bratislava, Vydavateľstvo Diónýza Štúra: 238 s.
- ELLENBERG H. et al. 1992. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Göttingen, Goltze: 258 s.
- HÉDL R., KOPECKÝ M., KOMÁREK J. 2010. Half a century of succession in a temperate oakwood : from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions*, 16: 267-276.
- HENNEKENS S. M., SCHAMINÉE J. H. J. 2001. TURBOVEG, a comparison data base management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science*, 12: 589-591.
- KENDERES K., MIHOK B., STANDOVÁR T. 2008. Thirty years of gap dynamics in a central European beech forest reserve. *Forestry*, 81 (1): 111-123.
- KÜHN I., DURKA W., KLOTZ S. 2004. BiolFlor - a new plant-trait database as a tool for plant invasion ecology. *Diversity and Distributions*, 10: 363-365.
- MÁLIŠ F., VLADOVIČ J. 2010. Diverzita vegetácie a jej zmeny po viac ako 40 rokoch na výskumných plochách v Biosférickej rezervácii Poľana. In: Zborník z konferencie „Ochrana biodiverzity v biosférických rezerváciách“. Zvolen, 19. – 20. 10. 2010. In press.
- MARHOLD K., HINDÁK F. 1998. Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska. Bratislava, Veda: 687 s.
- MORAVČÍK M. et al. 2007. Zásady a postupy hospodárskej úpravy a obhospodarovania horských lesov smrekového vegetačného stupňa. *Lesnícke štúdie*, 58: 119 s.
- ODUM E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*, 164: 262-270.
- PIELOU E. C. 1975. *Ecological diversity*. New York, John Wiley: 165 s.
- STANDOVÁR T., KENDERES K. 2003: A review on natural stand dynamics in beechwoods of east central Europe. *Applied Ecology and Environmental Research*, 1: 19-46.
- STATSOFT INC. 2005. *Statistica 7.1*. Tulsa, StatSoft Inc.
- ŠAMONIL P., VRŠKA T. 2007. Trends and cyclical changes in natural fir-beech forests at the North-western edge of the Carpathians. *Folia Geobotanica*, 42: 337-361.
- TER BRAAK C. J. F., ŠMILAUER P. 2002. *CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Ithaca, Microcomputer Power: 500 s.
- TICHÝ L. 2002. JUICE, software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science*, 13: 451-453.
- TINYA F., MÁRIALIGETI S., KIRÁLY I., NÉMETH B., ÓDOR P. 2009. The effect of light conditions on herbs, bryophytes and seedlings of temperate mixed forests in Őrség, Western Hungary. *Plant Ecology*, 204 (1): 69-81.
- UJHÁZY K., KRÍŽOVÁ E., VANČO M., FREŇÁKOVÁ E., ONDRUŠ M. 2005. Herb layer dynamics of primeval fir-beech forests in central Slovakia. In: Commarmot B. et al. (eds.): *Natural forests in the temperate zone of Europe - values and utilisation*. Conference proceedings. Birmensdorf, Swiss Federal Research Institute WSL: 193-202.
- UJHÁZY K., KRÍŽOVÁ E., UJHÁZYOVÁ M. 2007. Zmeny bylinnej synúzie spoločenstiev bukových lesov Poľany. In: Krížová E., Ujházy K. (eds.): *Dynamika, stabilita a diverzita lesných ekosystémov*. Zvolen, TU: 105-113.
- VLADOVIČ J., MERGANIČ J., MÁLIŠ F., KRÍŽOVÁ E., UJHÁZY K. (eds.) 2008. *Reakcia diverzity lesných fytoocenóz na zmenu edaficko-klimatických podmienok Slovenska. Záverečná správa projektu APVV-27-009304*. Zvolen, Národné lesnícke centrum: 300 s. Dostupné tiež on-line: http://strumodekos.nlcsk.sk/images/stories/pdf/10_Zaverecna_sprava.pdf
- VRŠKA T., ADAM D., HORT L., KOLAR T., JANIK D. 2009. European beech (*Fagus sylvatica* L.) and silver fir (*Abies alba* MILL.) rotation in the Carpathians - a developmental cycle or a linear trend induced by man? *Forest Ecology and Management*, 258: 347-356.

CHANGES IN PLANT SPECIES COMPOSITION OF OAK FORESTS IN POĽANA MASSIF (CENTRAL SLOVAKIA) AFTER 40 YEARS**SUMMARY**

The aim of this paper was to investigate the changes in plant species composition of forest communities dominated by *Quercus petraea* agg. in broader area of volcanic massif Poľana (Central Slovakia), including changes in vegetation diversity. The basic approach of the study was to compare two datasets of phytosociological relevés from plots, which were sampled twice in the more than 40 years time-lapse (1963 – 1964 and 2005). The comparison was carried out by calculation of fidelity for each species in synoptic columns representing „old“ and „new“ relevés. As the measure of fidelity the phi coefficient was used and the values was tested by Fisher`s exact test. Another way of data evaluation was based on the concept of species occurrence changing on the gradient of time. According to this concept the responses of species composition and several community characteristics to the time change were investigated using the year of sampling as the only one explanatory variable in restricted ordination analysis CCA (Canonical Correspondence Analysis). In order to support the detection of the main drivers of changes the Ellenberg`s indicator values were calculated and compared with other results. However, overall canopy openness increased, mostly light-demanding species decreased. It was caused by fragmental occupation of lower tree layers by shade-tolerant and shade-creating tree species with dense crown such a *Fagus sylvatica* and *Carpinus betulus*. On the other hand, it seems that out of these shaded areas the amount of sunlight is higher than 40 years ago, because typical nutrient-demanding heliophytes of canopy gaps such as *Rubus idaeus* or *Rubus fruticosus* agg. increased in cover and presence. The fragmentation of ground floor vegetation was confirmed also by comparison of species occurrence changes with species demands on light excerpted from literature review. The overall diversity of oak forests declined. However already mentioned changes of tree layers strongly affected ground vegetation, the decrease of diversity is probably caused mostly due to the elimination of human activities such as raking of litter or a grazing which is indicated also by absolute decline of *Juniperus communis*.

Recenzováno

ADRESA AUTORA/CORRESPONDING AUTHOR:

Ing. František Máliš, Ph.D., Národné lesnícke centrum, Lesnícky výskumný ústav Zvolen
T. G. Masaryka 22, 960 92 Zvolen, Slovenská republika
tel. +421 455 314 136; e-mail: malis@nlcsk.org

VÝŽIVA SMRKOVÝCH POROSTŮ NA VÁPŇNÝCH PLOCHÁCH S RŮZNOU INTENZITOU PROBÍR- KOVÉHO ZÁSAHU V MORAVSKOSLEZSKÝCH BESKYDECH

MINERAL NUTRITION OF LIMED PLOTS WITH DIFFERENCE INTENSITY OF THINNING IN MORAVIAN-SILESIAN
BESKIDS MTS.

SABINA TRUPAROVÁ - JIŘÍ KULHAVÝ

Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Brno

ABSTRACT

The condition of mineral nutrition of spruce stands was evaluated on limed plots of the Moravian-Silesian Beskids 23 years after the last application of limestone and at the various intensity of tending measures. The age of the stands is 30 years. The contents of N, P, Mg, K, Ca, Mn, Cu and Zn were monitored in the first and second needle year-classes. Simultaneously, K/Ca, K/Mg, N/Mg, N/Ca and P/Zn ratios were calculated. Positive effects of liming on the content of magnesium and phosphorus were found. On the contrary, effects of liming on the content of nitrogen, potassium, calcium, microelements and K/Ca, K/Mg, N/Mg and P/Zn ratios were not proved. Unfavourable effects of liming became evident in the N/Ca ratio on limed plots. On the control plot, this ratio was balanced.

Klíčová slova: minerální výživa, vápnění, Moravskoslezské Beskydy

Key words: mineral nutrition, liming, Moravian-Silesian Beskids Mts.

ÚVOD

Česká republika patří i v současnosti k územím s nejvyšší úrovní atmosférické depozice dusíku v Evropě (LORENZ, GRANKE 2009; BOHÁČKOVÁ et al. 2010). I přes značný pokles koncentrace těchto sloučenin v ovzduší překračují zejména vstupy dusíku na mnoha místech hodnoty, které mohou negativně působit změny v minerální výživě lesních dřevin a v dalším zakyselování půdy (NIHLGÅRD 1985; ROELOFS et al. 1985; SCHULTZE 1989; THELIN et al. 2002; LOMSKÝ 2006). Zdravotní stav jehličnatých porostů v České republice je z 90 % ovlivněn spolupůsobením znečištění ovzduší, velikostí atmosférické depozice v průběhu vegetačního období a průměrné roční teploty vzduchu (HADAŠ 2004). V minulosti byla snaha pomoci takto poškozeným porostům hnojením nebo vápněním. Tato meliorační opatření zanechávají viditelnou stopu i po mnoha letech od jejich uskutečnění. Bylo prokázáno, že vápnění a hnojení na živinami chudých půdách smrkových porostů snížilo rizika acidifikace lesních půd a zlepšilo minerální výživu lesních porostů na mnoha lokalitách v České republice (ŠRÁMEK et al. 2006; LOMSKÝ 2006; KULHAVÝ et al. 2009), Švédsku (ROSENGRENBRINCK 1994; SVENSON et al. 1995) a Německu (HÜTTL, ZÖTTL 1993; INGERSLEV 1999).

Výživa lesních dřevin je spjata nejen s přírodními podmínkami (klima, obsah živin v půdě), ale také antropogenní činností jako jsou kyselá srážka, těžba dřeva, změny druhové skladby, hnojení, vápnění a další (KULHAVÝ et al. 2009). Růst lesních dřevin často závisí na obsahu živin v asimilačních orgánech (LYR et al. 1967; BERGMANN 1993; LARCHER 1988; MATERNA 1986; ŠRÁMEK et al. 2009). Koncentrace živin ve vegetačních orgánech silně ovlivňuje jejich biochemickou kapacitu pro fotosyntézu, růst a odráží jejich anatomii (JOJELA et

al. 1998). Minerální živiny dále nepřímo ovlivňují četnost průduchů, vodivost a tím změny v transpiračním proudu, což ovlivňuje výživu listů (BONAN, CLEVE 1992; DITMAROVÁ et al. 2007). Aplikace vápence na mladé smrkové porosty mohou vyvolat zlepšení stavu minerální výživy. Především dochází ke zvýšení obsahu hořčíku v asimilačních orgánech (DREYER et al. 1994).

Předkládaný příspěvek se zabývá zhodnocením minerální výživy porostů smrku ztepilého (*Picea abies* [L.] Karst.) na vápněných plochách s odstupem 23 let od poslední aplikace vápence a při různé intenzitě výchovného zásahu. V této studii byl hodnocen obsah živin v prvních a druhých ročních jehličích: dusík, fosfor, draslík, vápník, hořčík, mangan, měď, zinek a železo. Naměřené hodnoty byly porovnávány s hodnotami, které jsou dle BERGMANA (1993) dostatečné pro optimální výživu smrku ztepilého. Současně byla sledována vyváženost výživy na základě kritérií dle CAPE et al. (1990) a KAZDY (1990). V prvních ročních jehličích byly rovněž sledovány sezónní koncentrace dusíku.

METODIKA

Charakteristika lokality

Lokalita Bílý Kříž se nachází v PLO 40 Moravskoslezské Beskydy. Geologické podloží tvoří flyšové vrstvy s převahou godulských pískovců. Charakteristika výzkumných ploch je uvedena v tabulce 1. V tabulce 2 je uveden obsah přístupných živin v půdním profilu a půdní acidi-

ta. Povrchový humus mor-moderového typu, vzniklý pod původním smrkovým porostem byl po těžbě v roce 1980 postupně překryt drnem trav a bylin (KLIMO a VAVŘÍČEK 1991). Průměrná roční teplota vzduchu je 4,9 °C, průměrná relativní vlhkost vzduchu je 80 % a průměrný roční úhrn srážek 1100 mm (KRATOCHVÍLOVÁ et al. 1989). Průměrná velikost atmosférické depozice dusíku v letech 2006 – 2009 je na volné ploše 11,2 kg.ha⁻¹.rok⁻¹, pod porostem 15,0 kg.ha⁻¹.rok⁻¹. Lesní porosty jsou tvořeny monokulturou smrku, stáří porostu je 34 let.

Na lokalitě Bílý Kříž se nacházejí jednak výzkumné plochy, které byly v minulosti vápněny (FD a FS) a kontrolní výzkumná plocha (FK), která vápněna nebyla. K vápnění byl použit dolomitický vápenc v množství 3 tuny na hektar ve třech opakováních v letech 1983, 1985 a 1987. Podle provedených měření byla skutečná dávka dolomitického vápence v důsledku konkrétních povětrnostních podmínek a použití velmi jemné frakce (70 % vápence mělo zrno menší než 0,2 mm) při letecké aplikaci o 25 % nižší (KLIMO a VAVŘÍČEK 1991). Plochy FD (vyšší hustota zápoje) a FS (nižší hustota zápoje) se liší intenzitou provedeného výchovného zásahu, který byl postupně upravován jak úmyslným pěstebním zásahem, tak v důsledku působení sněhu, námrazy a bořivého větru.

Použité metody

Vzorky pro stanovení minerální výživy byly odebírány v únoru v letech 2006 – 2009 a sezónní zásoby dusíku pak měsíčně v průběhu výše uvedených let vždy z 8 vybraných jedinců na každé ploše (FD, FS a FK). Vzorky byly odebírány dle metodiky ICP Forest (2004).

Jehlice z odběrů uskutečněných v únoru 2006 – 2009 byly sušeny hodinu při 105 °C, dále pak dosušeny při 80 °C do konstantní hmotnosti. Poté byly rozemlety a opět usušeny při teplotě 105 °C. Z takto připravených vzorků byl stanoven obsah dusíku, fosforu, vápníku, draslíku, hořčíku, železa, manganu, zinku a mědi. Obsahy dusíku byly měřeny v 1. a 2. ročníku jehličí ve všech sledovaných letech (2006 – 2009), obsahy fosforu, vápníku, draslíku, hořčíku, železa, manganu, zinku a mědi byly v 1. ročníku měřeny v letech 2006 – 2009, v druhém ročníku v letech 2006, 2008, 2009. Analýza pro stanovení dusíku byla prováděna vysokoteplotní oxidací na suché cestě, při teplotě 1 000 °C, za použití přístroje LECO CNS-2000. Vzorky pro stanovení obsahu železa, manganu, zinku, mědi a hliníku byly mineralizovány směsí kyseliny sírové a peroxidu vodíku (ZBÍRAL 1995) a dále byla použita metoda FAAS (ZBÍRAL 1996). Fosfor, vápník, draslík a hořčík byly mineralizovány suchou cestou (ZBÍRAL 1995). Fosfor byl měřen spektrofotometricky (ZBÍRAL 1996), vápník a hořčík za pomoci metody FAAS (ZBÍRAL 1996), a draslík metodou AES (ZBÍRAL 1996). Analýzy pro stanovení dusíku byly uskutečněny v laboratoři Ústavu Ekologie lesa, Mendelovy univerzity v Brně, analýzy zbývajících prvků byly provedeny v externí laboratoři Ekola Bruzovice. Obsah dusíku je vyjadřován v %, fosforu, vápníku, draslíku, hořčíku v gmech na kilogram sušiny a mikroelementy v miligramech na kilogram sušiny (ZBÍRAL 2004). Úroveň minerální výživy byla hodnocena podle kritérií BERGMANA (1993) a vyváženost výživy na základě kritérií dle CAPE et al. (1990) a KAZDÝ (1990) (tab. 3).

Výsledky experimentu byly hodnoceny s použitím ANOVA a Tukeyova HSD testu.

Tab. 1.

Charakteristika výzkumných ploch
Characteristics of research plots

Plocha/Plot	FD	FS	FK
Druhové složení (%)/ Species composition (%)	smrk 100%/spruce 100%	smrk 100%/spruce 100%	smrk 100%/spruce 100%
Věk/Age	30	30	30
Lesní typ/Forest type	5S1	5S1	5S1
Půdní typ/Soil type	Humusoželezitý podzol/ Humoferric Podzol	Humusoželezitý podzol/ Humoferric Podzol	Podzol/Typical Podzol
Humusová forma/Humus form	Mor-Moder/Mor-Moder	Mor-Moder/Mor-Moder	Mor-Moder/Mor-Moder

Tab. 2.

Obsah přístupných živin a pH půdy
Available nutrient of soil, pH of soil

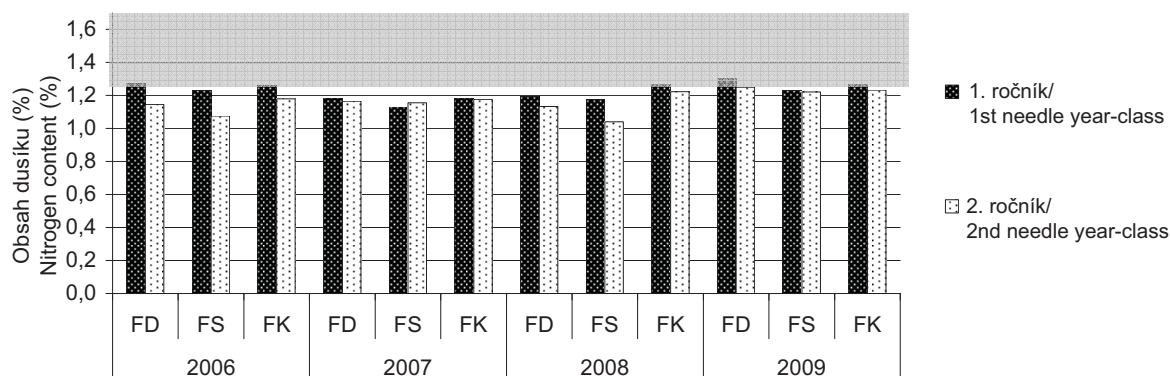
Plocha/ Plot	Hloubka/ Depth (cm)	Horizont/ Horizont of soil	pH		C	N	P	Mg	K	Ca	Fe	Mn	Zn	Cu
			pH(H ₂ O)	pH(KCl)	C N P			(mg.kg ⁻¹)						
FD a FS	0 - 0,5	Ol	5,453	5,113	51,5	1,74	184,00	742,00	845,00	7461	4,87	89,60	23,90	<0,2
	0,5 - 1	Of	4,936	4,588	39,3	1,53	219,00	672,00	580,00	6616	19,50	166,00	32,10	<0,2
	1,5 - 4	Oh	5,298	4,27	27	1,21	35,00	702,00	141,00	2222	20,20	19,10	10,60	<0,2
	10 - 25	Ep	4,139	3,168	2,5	0,11	3,00	218,00	19,00	515	801,00	1,21	1,51	<0,2
	25 - 60	Bhs	4,547	4,096	2,9	0,11	5,00	79,00	18,00	357	74,60	1,97	1,03	<0,2
	80	Cd	4,795	4,187	0,4	0,02	7,00	73,00	27,00	438	36,20	3,27	1,33	<0,2
FK	0 - 1	Ol	4,521	3,709	51,6	1,54	90,00	364,00	634,00	3916	9,87	89,70	11,00	<0,2
	1 - 4	Of	4,701	3,804	50,1	1,82	109,00	352,00	675,00	3937	12,50	119,00	14,80	0,21
	4 - 6	Oh1	4,422	3,078	40,8	2,08	107,00	253,00	399,00	1667	25,10	36,50	11,00	0,21
	6 - 9	Oh2	4,637	3,588	21,9	1,02	37,00	93,00	146,00	510	42,90	4,61	8,10	0,22
	9 - 14	Ah	3,932	3,021	4,1	0,22	6,00	68,00	62,00	379	162,00	2,65	3,61	0,24
	40 - 50	Bv1	4,407	4,074	0,9	0,05	3,00	48,00	23,00	273	38,90	2,74	2,31	<0,2
70	Bv2	4,507	4,122	0,9	0,03	4,00	45,00	20,00	261	39,50	4,92	1,28	<0,2	

Tab. 3.

Poměr prvků pro zajištění vyvážené výživy dle CAPE et al. (1990) a KAZDY (1990)
Elements ratio for reservation nutritional balanced (CAPE et al. 1990; KAZDA 1990)

Poměr/Ratio	Hodnota/Limit Value
N/Ca	2 – 20
N/Mg	8 – 30
P/Zn	30 – 150
K/Ca	< 2*
K/Mg	2 – 15

* kritická hodnota

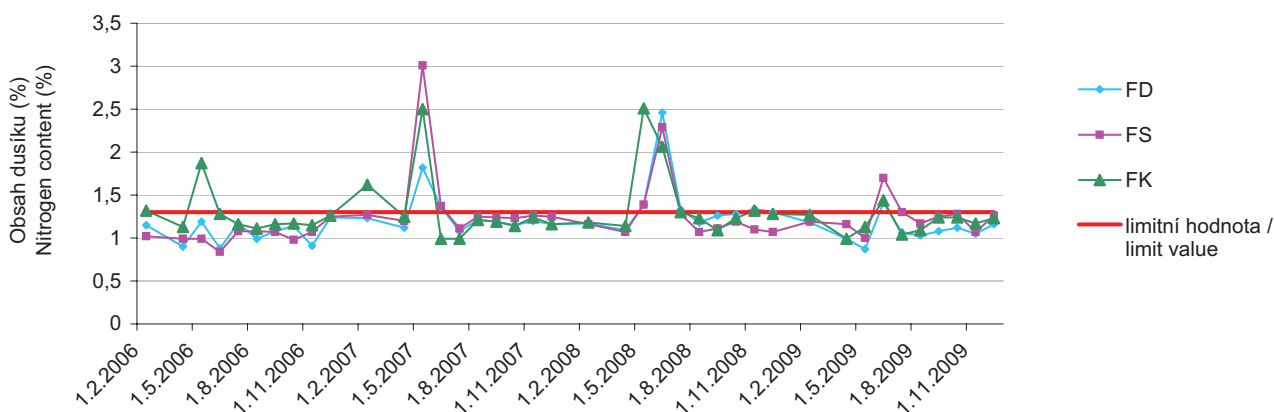


Obr. 1.

Obsah dusíku v 1. a 2. ročníku jehličí v období vegetačního klidu na vápněných plochách (FD a FS) a kontrolní ploše FK. Obsah dusíku byl měřen v 1. ročníku v letech 2006 – 2009, 2. ročníku v letech 2006 – 2009. (Šedě vyznačené pásmo vymezuje hranici kritického obsahu dusíku v jehličí, I-interval konfidence, n = 8)

Fig. 1.

The content of nitrogen in the 1st and 2nd needle year-class in the period of dormancy on limed plots (FD and FS) and on the control plot FK. The content of nitrogen was measured in the 1st needle year-class in 2006 – 2009, the 2nd needle year-class in 2006 – 2009. (Grey letters specify the limit of the critical content of nitrogen in needles, I-confidence interval, n = 8)

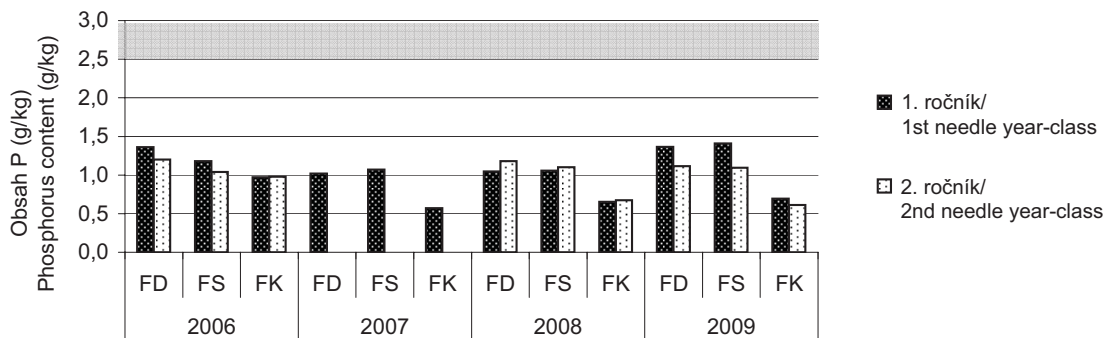


Obr. 2.

Obsah dusíku v 1. ročníku jehličí v průběhu roku na vápněných plochách (FD a FS) a kontrolní ploše FK. Údaje za období let 2006 – 2009. (Šedě vyznačené pásmo vymezuje hranici kritického obsahu dusíku v jehličí, I-interval konfidence, n = 8)

Fig. 2.

The content of nitrogen in the 1st needle year-class in the course of a year on limed plots (FD and FS) and on the control plot FK. Data for the period 2006 – 2009. (Grey letters specify the limit of the critical content of nitrogen in needles, I - confidence interval, n = 8)

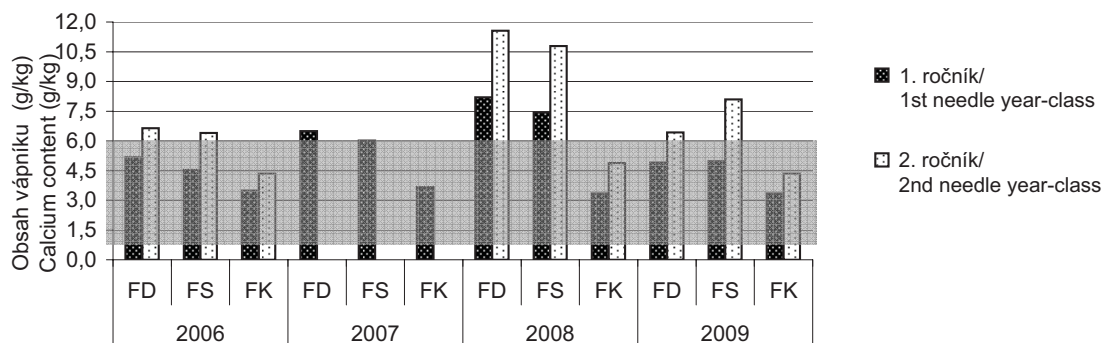


Obr. 3.

Obsah fosforu v 1. a 2. ročníku jehličí v období vegetačního klidu na vápněných plochách (FD a FS) a kontrolní ploše FK. Obsah fosforu byl měřen v 1. ročníku v letech 2006 – 2009, 2. ročníku v letech 2006, 2008 a 2009. (Šedě vyznačené pásmo vymezuje hranici kritického obsahu fosforu v jehličí, I-interval konfidence, n = 8)

Fig. 3.

The content of phosphorus in the 1st and 2nd needle year-class in the period of dormancy on limed plots (FD and FS) and on the control plot FK. The content of phosphorus was measured in the 1st needle-year-class in 2006 – 2009, the 2nd needle-year-class in 2006, 2008 and 2009. (Grey letters specify the limit of the critical content of phosphorus in needles, I – confidence interval, n = 8)

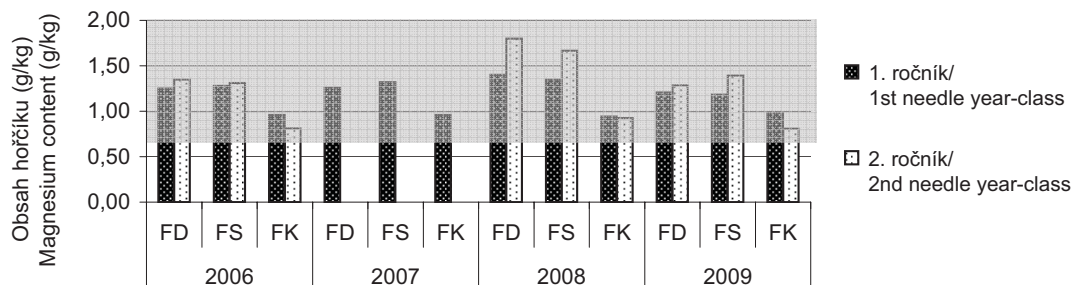


Obr. 4.

Obsah vápníku v 1. a 2. ročníku jehličí v průběhu roku na vápněných plochách (FD a FS) a kontrolní ploše FK. Obsah vápníku byl měřen v 1. ročníku v letech 2006 – 2009, 2. ročníku v letech 2006, 2008 a 2009. Údaje za období let 2006 – 2009. (Šedě vyznačené pásmo vymezuje hranici kritického obsahu vápníku v jehličí, I-interval konfidence, n = 8)

Fig. 4.

The content of calcium in the 1st and 2nd needle year-class in the period of dormancy on limed plots (FD and FS) and on the control plot FK. The content of calcium was measured in the 1st needle year-class in 2006 – 2009, the 2nd needle year-class in 2006, 2008 and 2009. (Grey letters specify the limit of the critical content of calcium in needles, I – confidence interval, n = 8)



Obr. 5.

Obsah hořčíku v 1. a 2. ročníku jehličí v období vegetačního klidu na vápněných plochách (FD a FS) a kontrolní ploše FK. Obsah hořčíku byl měřen v 1. ročníku v letech 2006 – 2009, 2. ročníku v letech 2006, 2008 a 2009. (Šedě vyznačené pásmo vymezuje hranici kritického obsahu hořčíku v jehličí, I-interval konfidence, n = 8)

Fig. 5.

The content of magnesium in the 1st and 2nd needle year-class in the period of dormancy on limed plots (FD and FS) and on the control plot FK. The content of magnesium was measured in the 1st needle year-class in 2006–2009, the 2nd needle year-class in 2006, 2008 and 2009. (Grey letters specify the limit of the critical content of magnesium in needles, I – confidence interval, n = 8)

VÝSLEDKY A DISKUSE

Dusík

Obsah dusíku v asimilačních orgánech se ve sledovaném období pohyboval v rozmezí průměrných ročních hodnot 1,13 – 1,30 % na vápněných plochách FD, FS a 1,18 – 1,27 % na nevápněné ploše FK (obr. 1). Statistické porovnání neprokázalo statisticky významný rozdíl mezi vápněnými plochami FD, FS a nevápněnou plochou FK. Současně nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly mezi plochami s různou intenzitou výchovného zásahu. Výsledky chemických analýz asimilačních orgánů ukázaly nedostatečnost minerální výživy dusíkem na všech sledovaných plochách. Nedostatek dusíku v minerální výživě bez ohledu na aplikaci vápence byl v zájmové oblasti zaznamenán již v předchozích letech (HRDLIČKA 1996). Je to poněkud překvapivé zjištění s ohledem na relativně vysoké vstupy dusíku do lesních porostů srážkami (DRÁPELOVÁ, KULHAVÝ 2008). S odstupem 23 let od poslední aplikace vápence se neprojevily změny v celkovém obsahu dusíku v jehličí, ani při změnách obsahu nitratového a amonného dusíku v půdě v důsledku vápnění s odstupem 20 let od poslední aplikace vápence (KULHAVÝ et al. 2000).

Obsah dusíku v jehličí v průběhu roku (obr. 2) vykazuje stejný každoroční průběh. Před vyrašením nového ročníku dochází k poklesu obsahu dusíku v 1. ročníku jehličí, vždy pod hranici nedostatku (1,3 %). Nově rašící ročník jehličí vykazuje velmi vysoké obsahy dusíku (2 %), v letech 2007 a 2008 tuto hodnotu výrazně přesáhly. Během letních měsíců (červenec, srpen) se obsah dusíku postupně stabilizují k podobným hodnotám jako v mimovegetačním období. S vyzráním asimilačních orgánů došlo také k poklesu obsahu dusíku v letorostech a jeho hodnoty se ustálily pod hranici dostatečné výživy. K obdobným výsledkům došli také KULHAVÝ et al. (2009) a ŠRÁMEK et al. (2009).

Fosfor

Obsah fosforu v asimilačních orgánech se ve sledovaných letech pohyboval v rozmezí průměrných ročních hodnot 0,97 – 1,40 g.kg⁻¹ na vápněných plochách FD, FS a 0,61 – 0,98 g.kg⁻¹ na kontrolní ploše FK (obr. 3). Obsah fosforu v jehličí na sledovaných vápněných plochách FD, FS se pohybuje na hranici dostatečné výživy. Na kontrolní ploše FK je výživa fosforem nedostatečná, průměrně jsou tyto hodnoty o 50 % nižší než na vápněných plochách. Tato skutečnost může být spojena s výrazně nižší zásobou přístupného fosforu na této ploše. Také výrazná půdní acidita může snižovat dostupnost fosforu pro rostliny. Mezi vápněnými plochami s různou intenzitou výchovného zásahu nebyly v obsahu fosforu zaznamenány výraznější rozdíly. Obsah fosforu mírně klesá se stářím jehlic, což odpovídá mobilnosti tohoto prvku do mladších ročníků. Tuto skutečnost uvádí i další autoři (HRDLIČKA 1996; LOMSKÝ 2006; MENGEL, KIRBY 1978). Při statistickém hodnocení byly zjištěny velmi významné rozdíly mezi vápněnými plochami a kontrolou v obou sledovaných ročnících. Ke stejnému zjištění došel také KULHAVÝ et al. (2009).

Vápník

Obsah vápníku v asimilačních orgánech se ve sledovaných letech pohyboval v rozmezí průměrných ročních hodnot 4,54 – 11,57 g.kg⁻¹ na vápněných plochách FD, FS a 3,35 – 4,88 g.kg⁻¹ na nevápněné ploše FK (obr. 4). Srovnání obsahu vápníku s hodnotami vymezujícími různou úroveň výživy uváděnými BERGMANNEM (1993) ukazuje, že na všech plochách je zajištěna optimální výživa. Mezi vápněnými plochami nebyly v obsahu vápníku zjištěny výraznější rozdíly. Vápněné plochy vykazovaly o 50 % vyšší obsahy přístupného vápníku v půdě a o 40 % v jehličí. V oblasti Jizerských hor zjistil LOMSKÝ

(2006) zvýšení obsahu vápníku v porostech, které byly meliorovány vápněním. Na všech sledovaných plochách byl obsah vápníku v 2. ročníku jehličí vyšší než v 1. ročníku. Tyto výsledky odpovídají ukládání vápníku ve starších ročnících jehlic (CAPE et al. 1990). LARCHER (1988) uvádí, že vápník se velmi špatně transportuje v rostlině. V roce 2008 byl na vápněných plochách zjištěn výrazný vzestup obsahu vápníku, který může být způsoben suchým a méně vlhkým počasím v roce 2008.

Hořčík

Obsah hořčíku v asimilačních orgánech se ve sledovaných letech pohyboval v rozmezí průměrných ročních hodnot 1,21 – 1,80 g.kg⁻¹ na vápněných plochách FD, FS a 0,81 – 0,96 g.kg⁻¹ na nevápněné ploše FK (obr. 5). Podle dosažených výsledků je výživa lesních porostů hořčíkem na nevápněné ploše FK dostatečná, na vápněných plochách FD, FS optimální. Mezi vápněnými plochami FD a FS nebyl v obsahu hořčíku zjištěn vliv intenzity výchovného zásahu. Na vápněných plochách byl tedy obsah vyšší než na nevápněných plochách a byl zde zjištěn statisticky významný rozdíl. S ohledem na daleko vyšší obsahy přístupného hořčíku v půdním profilu na vápněných plochách se tyto výsledky daly očekávat. Na plochách s různou hustotou zápoje statisticky významné rozdíly zjištěny nebyly. Obsah hořčíku je na nevápněné ploše FK nižší než na vápněných plochách FD, FS. Jak uvádí HÜTTL a SCHAFF (1997), nejvyšší obsah hořčíku byl zaznamenán v asimilačních orgánech a je dobře transportován v rámci rostliny. Také BAUER et al. (1999), DUCHESNE et al. (2001), LYR et al. (1967), MIEGROET et al. (1993), SCHULTZE (1989) a ŠRÁMEK et al. (2009) zaznamenali obsahy hořčíku v rozmezí 1,0 – 2,5 g.kg⁻¹. V roce 2008 jsou zaznamenány výrazně vyšší obsahy hořčíku v 2. ročnících, kdy vlivem teplého počasí v průběhu roku mohlo dojít k vyššímu ukládání tohoto prvku v rostlinách.

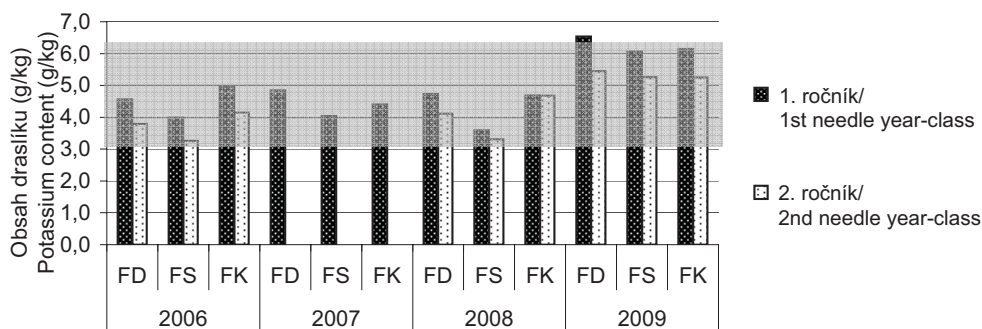
Draslík

Obsah draslíku v asimilačních orgánech se ve sledovaných letech pohyboval v rozmezí průměrných ročních hodnot 3,26 – 6,54 g.kg⁻¹ na vápněných plochách FD, FS a 4,15 – 6,14 g.kg⁻¹ na kontrolní ploše FK (obr. 6). Obsah draslíku prokázal nedostatečný obsah u většiny měřených vzorků, avšak v lesních porostech vizuální symptomy nedostatku draslíku zaznamenány nebyly. V obsahu draslíku nebyl mezi sledovanými plochami prokázán vliv probírky a vápnění. Pouze v posledním sledovaném roce (2009) byly zjištěny hodnoty odpovídající optimální výživě. Taktéž HUBER et al. (2004) nepozorovali výrazné změny v obsahu draslíku na vápněných a kontrolních plochách. Zvýšené depozice dusíku a síry do lesních porostů mohou být důvodem k nedostatečné výživě draslíkem. Na tuto skutečnost upozorňuje také THELIN et al. (1998).

U tohoto prvku nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly mezi sledovanými plochami. Draslík je mobilní prvek a jeho obsah obecně se stářím jehlic klesá (ALBERT 1989; CAPE et al. 1990; HRDLIČKA 1996), čemuž odpovídají i námi naměřené hodnoty. Draslík se stává málokdy limitujícím prvkem minerální výživy (LARCHER 1988).

Mikroelementy (Fe, Mn, Zn, Cu)

Obsah mikroelementů (Fe, Mn, Zn, Cu) značně kolísá jak na vápněných plochách FD, FS, tak na kontrolní ploše FK. Obsah železa (obr. 7) byl na všech plochách dostatečný a značně kolísá. Pohyboval se v rozmezí průměrných ročních hodnot 55 – 136 mg.kg⁻¹ na vápněných plochách FD, FS a 50 – 103 mg.kg⁻¹ na nevápněné ploše FK. Mezi vápněnými plochami (FD, FS) s různou intenzitou výchovného zásahu a kontrolní plochou (FK) nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly

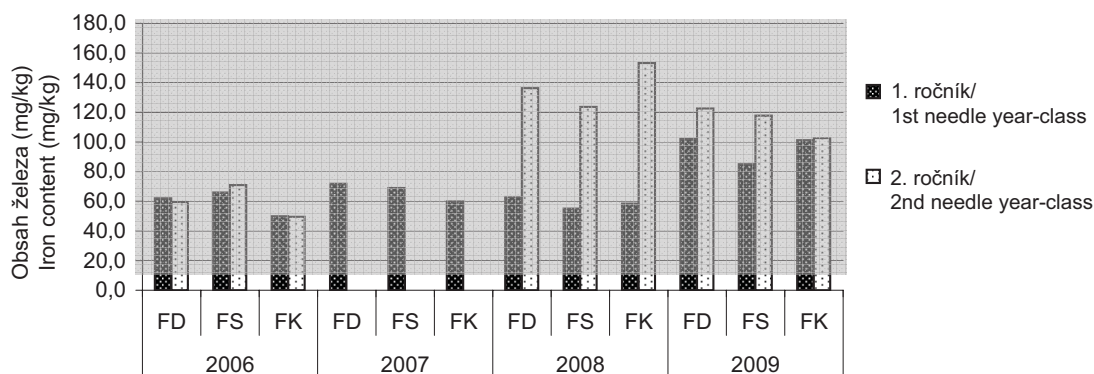


Obr. 6.

Obsah draslíku v 1. a 2. ročníku jehličí v období vegetačního klidu na vápněných plochách (FD a FS) a kontrolní ploše FK. Obsah draslíku byl měřen v 1. ročníku v letech 2006 – 2009, 2. ročníku v letech 2006, 2008 a 2009. (Šedě vyznačené pásmo vymezuje hranici kritického obsahu draslíku v jehličí, I-interval konfidence, n = 8)

Fig. 6.

The content of potassium in the 1st and 2nd needle year-class in the period of dormancy on limed plots (FD and FS) and on the control plot FK. The content of potassium was measured in the 1st needle year-class in 2006 – 2009, the 2nd needle year-class in 2006, 2008 and 2009. (Grey letters specify the limit of the critical content of potassium in needles, I – confidence interval, n = 8)

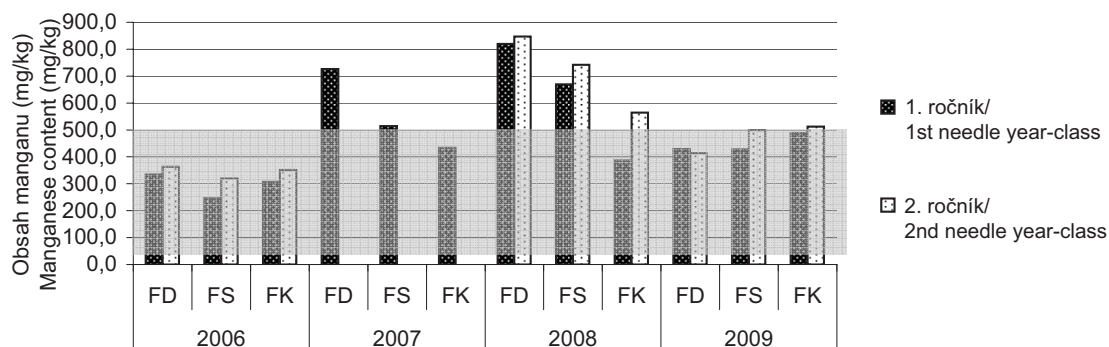


Obr. 7.

Obsah železa v 1. a 2. ročníku jehličí v období vegetačního klidu na vápněných plochách (FD a FS) a kontrolní ploše FK. Obsah železa byl měřen v 1. ročníku v letech 2006 – 2009, 2. ročníku v letech 2006, 2008 a 2009. (Šedě vyznačené pásmo vymezuje hranici kritického obsahu železa v jehličí, I-interval konfidence, n = 8)

Fig. 7.

The content of iron in the 1st and 2nd needle year-class in the period of dormancy on limed plots (FD and FS) and on the control plot FK. The content of iron was measured in the 1st needle year-class in 2006 – 2009, the 2nd needle year-class in 2006, 2008 and 2009. (Grey letters specify the limit of the critical content of iron in needles, I – confidence interval, n = 8)

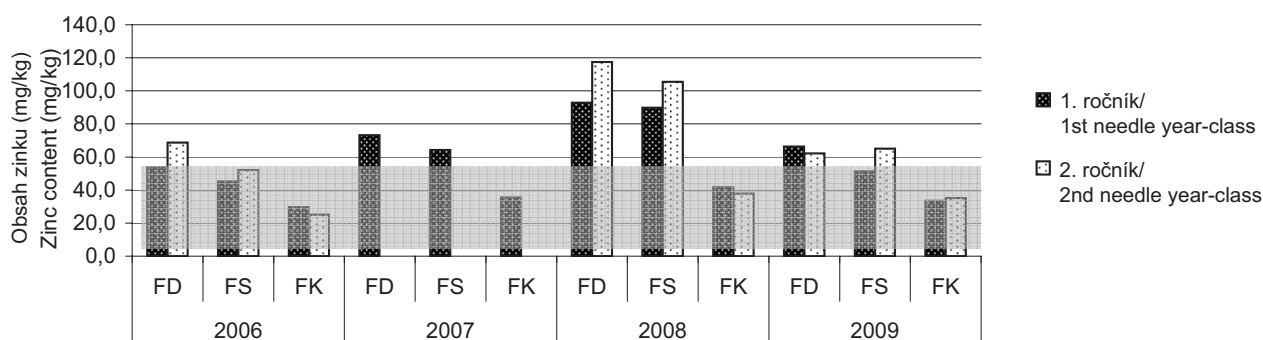


Obr. 8.

Obsah manganu v 1. a 2. ročníku jehličí v období vegetačního klidu na vápněných plochách (FD a FS) a kontrolní ploše FK. Obsah manganu byl měřen v 1. ročníku v letech 2006 – 2009, 2. ročníku v letech 2006, 2008 a 2009. (Šedě vyznačené pásmo vymezuje hranici kritického obsahu manganu v jehličí, I-interval konfidence, n = 8)

Fig. 8.

The content of manganese in the 1st and 2nd needle year-class in the period of dormancy on limed plots (FD and FS) and on the control plot FK. The content of manganese was measured in the 1st needle year-class in 2006 – 2009, the 2nd needle year-class in 2006, 2008 and 2009. (Grey letters specify the limit of the critical content of manganese in needles, I – confidence interval, n = 8)

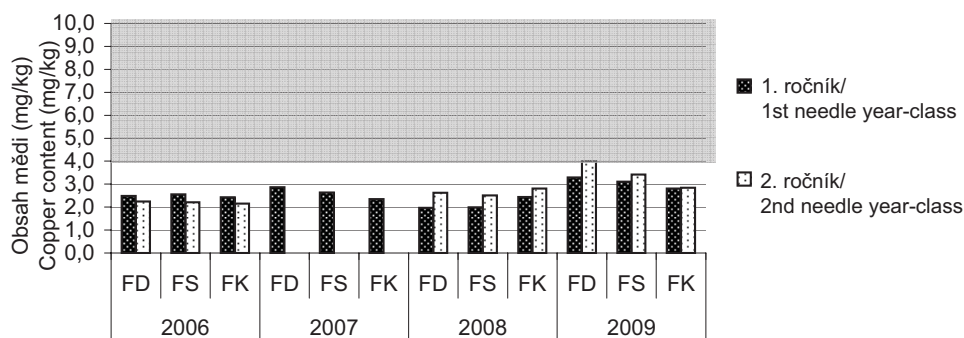


Obr. 9.

Obsah zinku v 1. a 2. ročníku jehličí v období vegetačního klidu na vápněných plochách (FD a FS) a kontrolní ploše FK. Obsah zinku byl měřen v 1. ročníku v letech 2006 – 2009, 2. ročníku v letech 2006, 2008 a 2009. (Šedě vyznačené pásmo vymezuje hranici kritického obsahu zinku v jehličí, I-interval konfidence, n = 8)

Fig. 9.

The content of zinc in the 1st and 2nd needle year-class in the period of dormancy on limed plots (FD and FS) and on the control plot FK. The content of zinc was measured in the 1st needle year-class in 2006 – 2009, the 2nd needle year-class in 2006, 2008 and 2009. (Grey letters specify the limit of the critical content of zinc in needles, I – confidence interval, n = 8)



Obr. 10.

Obsah mědi v 1. a 2. ročníku jehličí v období vegetačního klidu na vápněných plochách (FD a FS) a kontrolní ploše FK. Obsah mědi byl měřen v 1. ročníku v letech 2006 – 2009, 2. ročníku v letech 2006, 2008 a 2009. (Šedě vyznačené pásmo vymezuje hranici kritického obsahu mědi v jehličí, I-interval konfidence, n = 8)

Fig. 10.

The content of copper in the 1st and 2nd needle year-class in the period of dormancy on limed plots (FD and FS) and on the control plot FK. The content of copper was measured in the 1st needle year-class in 2006 – 2009, the 2nd needle year-class in 2006, 2008 and 2009. (Grey letters specify the limit of the critical content of copper in needles, I – confidence interval, n = 8)

v obsahu železa. V roce 2008 byl zaznamenán výrazný nárůst obsahu železa v 2. ročnících jehličí. Tyto změny mohly být způsobeny teplem a na srážky méně vydatným rokem (o 200 mm méně v průběhu vegetační sezóny). To mohlo vést k zvýšenému příjmu a následnému uložení železa do starších ročníků. Také LARCHER (1988) poukazuje na zvyšování železa ve starších ročnících. Obsah manganu v asimilačních orgánech se ve sledovaných letech pohyboval v rozmezí průměrných ročních hodnot 246 – 847 mg.kg⁻¹ na vápněné ploše FD, FS a 307 – 512 mg.kg⁻¹ na kontrolní ploše FK (obr. 8). Podle rozdělení hodnot obsahu manganu v jehličí je u všech vzorků hladina manganu na optimální úrovni. Obsah manganu na všech sledovaných plochách stoupá se stářím jehlic. V obsahu manganu nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly mezi vápněnými plochami s různou intenzitou výchovného zásahu. Taktéž nebyl prokázán vliv vápnění. Obsah manganu byl v roce 2008 výrazně vyšší než v ostatních sledovaných letech. Tuto skutečnost stejně jako v případě železa přisuzujeme teplému a poměrně suchému roku 2008. Zjištěný obsah zinku v asimilačních orgánech (obr. 9) se sledovaných letech na vápněné ploše

FD a FS pohybuje v rozmezí průměrných ročních hodnot je 45,16 – 117,54 mg.kg⁻¹, na kontrolní ploše 25,13 – 41,70,1 mg.kg⁻¹. V obou ročnících jehlic je obsah zinku vyrovnaný, avšak na nevápěné ploše FK byly zaznamenány hodnoty, které jsou průměrně o 53 % nižší než na vápněných plochách. V obsahu zinku byly mezi plochou vápěnou FK a plochami FD, FS zjištěny staticky významné rozdíly. Mezi vápěnými plochami s různou intenzitou výchovného zásahu nebyly v obsahu zinku zjištěny statisticky významné rozdíly. V roce 2008 byl zjištěn vyšší obsah zinku v 1. i 2. ročníku jehličí, tento výrazný rozdíl může být způsoben vyšší teplotou a na srážky méně bohatým rokem. Obsah mědi (obr. 10) v asimilačních orgánech ve sledovaných letech je u většiny vzorků optimální a pohybuje se v rozmezí průměrných ročních hodnot 1,97 – 4,01 mg.kg⁻¹ na vápěné ploše FD, FS a 2,15 – 2,85 mg.kg⁻¹ na kontrolní ploše FK. U obou ročníků jehličí jsou poměrně srovnatelné hodnoty. V obsahu mědi nebyl prokázán vliv intenzity výchovného zásahu ani vliv vápnění. Obsah mědi zaznamenal v letech 2008 pokles a v roce 2009 následný nárůst. Tyto výrazné výkyvy mohou být způsobeny charakterem počasí ve sledovaných letech.

Vyváženost minerální výživy

Poměry mezi živinami jsou v řadě případů citlivějším indikátorem poruchy zásobení než obsah samostatného prvku (CAPE et al. 1990; NILSSON, WIKLUND 1995; HRDLIČKA 1996). Indexy se mění podle obsahu jednotlivých prvků.

Index N/Ca, P/Zn, K/Ca, N/Mg indikují narušení harmonické výživy smrku ve sledované oblasti (tab. 4). Také MORAVČÍK et al. (1996) uvádí nevyváženou výživu u poměru K/Ca v porostech Moravskoslezských Beskyd (okolí přehrady Šance). Pouze na nevápňené ploše FK byly hodnoty poměru N/Ca v rozmezí odpovídajícím vyvážené výživě. Především poměry P/Ca, K/Ca a N/Mg byly naměřeny pod hranicí kritické hodnoty. Poměr K/Ca byl na vápněných plochách o 42 % nižší než na nevápňené ploše. Výrazný rozdíl v poměru těchto prvků je způsoben nedostatečným obsahem draslíku, a naopak zvýšeným obsahem vápníku ve vápněných porostech. Také poměr N/Mg dosahuje až o 29 % nižších hodnot na vápněných plochách FD a FS než na kontrolní ploše FK. Index K/Mg se na všech plochách pohyboval v rozmezí 2,5 – 6,9 (tab. 3), které odpovídá hodnotám pro zajištění dostatečné výživy. I přesto byly na nevápňené ploše zaznamenány průměrně o 40 % vyšší hodnoty. Tato nerovnováha je způsobena nedostatečnou zásobou draslíku v jehličí. Mezi sledovanými plochami (FD, FS a FK) byly zaznamenány statisticky významné rozdíly ve sledovaných poměrech N/Ca, K/Ca, N/Mg a K/Mg v 1. i 2. ročníku jehličí. V poměru P/Zn statisticky významné rozdíly mezi sledovanými plochami zjištěny nebyly.

Tab. 4.

Vzájemné poměry obsahu prvků (N/Ca, N/Mg, P/Zn, K/Ca, K/Mg)
N/Ca, N/Mg, P/Zn, K/Ca and K/Mg ratios

Rok/ Year	Plocha/ Plot	Ročník/ Needle year-class	n	N/Ca	s.o.	N/Mg	s.o.	P/Zn	s.o.	K/Ca	s.o.	K/Mg	s.o.
2006	FD	I.	8	2,62	±0,74	10,15	±1,28	26,15	±6,44	0,94	±0,30	3,66	±0,73
	FS		8	2,73	±0,52	9,66	±1,73	26,68	±4,37	0,90	±0,25	3,19	±0,88
	FK		8	4,92	±1,53	16,98	±2,42	33,48	±5,88	1,47	±0,26	5,24	±0,82
	FD	II.	8	1,78	±0,43	8,60	±1,71	18,93	±6,19	0,59	±0,15	2,83	±0,60
	FS		8	1,68	±0,26	8,20	±0,74	21,93	±7,52	0,52	±0,12	2,53	±0,56
	FK		8	3,55	±1,05	18,43	±3,84	43,04	±12,86	1,03	±0,34	5,38	±1,61
2007	FD	I.	8	1,93	±0,53	9,52	±1,33	16,16	±6,23	0,80	±0,27	3,92	±0,89
	FS		8	2,01	±0,52	8,63	±0,84	17,31	±5,95	0,73	±0,27	3,13	±0,92
	FK		8	3,27	±0,44	12,79	±2,61	17,42	±4,82	1,22	±0,32	4,78	±1,44
2008	FD	I.	8	1,61	±0,57	8,65	±1,52	12,79	±4,49	0,67	±0,34	3,52	±1,34
	FS		8	1,80	±0,74	8,88	±1,67	13,11	±5,83	0,60	±0,45	2,79	±1,37
	FK		8	3,87	±0,56	13,93	±2,86	17,44	±5,54	1,43	±0,32	5,14	±1,27
	FD	II.	8	1,05	±0,24	6,44	±1,32	10,98	±2,97	0,38	±0,09	2,35	±0,57
	FS		8	1,05	±0,36	6,40	±1,23	11,68	±5,64	0,36	±0,23	2,11	±1,02
	FK		8	2,58	±0,36	13,80	±2,89	21,18	±8,53	1,01	±0,30	5,39	±1,71
2009	FD	I.	8	2,76	±0,54	10,99	±1,60	22,81	±6,34	1,37	±0,28	5,49	±0,97
	FS		8	2,50	±0,24	10,43	±0,71	27,80	±4,90	1,23	±0,17	5,13	±0,44
	FK		8	4,03	±1,02	13,80	±3,44	23,56	±7,43	1,92	±0,36	6,70	±1,78
	FD	II.	8	2,01	±0,39	10,11	±2,11	18,46	±4,09	0,86	±0,14	4,41	±1,08
	FS		8	1,53	±0,24	8,94	±1,47	17,50	±3,62	0,65	±0,08	3,83	±0,59
	FK		8	2,93	±0,65	16,49	±5,17	21,81	±9,58	1,25	±0,33	6,95	±2,11

ZÁVĚR

Výživa smrkových porostů byla sledována na vápněných plochách s různou intenzitou výchovného zásahu a kontrolní ploše na lokalitě Bílý Kříž v Moravskoslezských Beskydech v letech 2006 – 2009. Vápňení smrkových porostů bylo uskutečněno v letech 1983, 1985 a 1987. Výsledky hodnocení stavu minerální výživy po 23 letech od poslední aplikace vápence prokázaly pozitivní účinek vápňení v případě vápníku a hořčíku, taktéž u sledovaných poměrů N/Ca, K/Ca, N/Mg a K/Mg. Naopak u obsahu draslíku, dusíku a fosforu účinek vápňení nebyl prokázán. Mezi plochami s různou intenzitou výchovného zásahu nebyly zjištěny rozdíly ve výživě smrkových porostů u žádného prvku. Současně nebyl prokázán vliv vápňení a intenzity provedeného výchovného zásahu v obsahu mikroelementů sledovaného poměru P/Zn. Na sledovaných vápněných plochách s různou intenzitou výchovného zásahu byl zjištěn nevyvážený poměr N/Ca. Tento nevyvážený poměr N/Ca může být způsoben zvýšením obsahu vápníku po vápňení. Na kontrolní ploše byl poměr N/Ca vyvážený.

Poděkování:

Tento příspěvek vznikl za podpory Výzkumného záměru MSM 6215648902 „Les a dřevo – podpora funkčně integrovaného lesního hospodářství a využívání dřeva jako obnovitelné suroviny.“ Dále děkujeme RNDr. Drápelové a jejímu kolektivu z laboratoře Ústavu Ekologie lesa za stanovení obsahu dusíku.

LITERATURA

- ALBERT R. 1989. Mineralstoff- und Ionenhaushalt von Fichten entlang eines Höhenprofil im Zillertal (Österreich), *Phyton*: 111-131.
- BAUER G., SCHULTZE E. D., MUND M. 1997. Nutrient contents and concentrations in relation to growth of *Picea abies* and *Fagus sylvatica* along a European transect. *Tree Physiology*, 17: 777-786.
- BERGMANN W. 1993. Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Jena, Gustav Fischer: 835 s.
- BOHÁČKOVÁ L., LOMSKÝ B., ŠRÁMEK V. 2010. Monitoring zdravotního stavu lesa v České republice. Ročenka programu ICP Forest/Fut-Mon, data 2008 – 2009. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti: 159 s.
- BONAN G. B., CLEVE K. VAN 1992. Soil temperature, nitrogen mineralization, and carbon source-sink relationship in boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 22:629-639.
- CAPE J. N., FREER-SMITH P. H., PATERSON I. S., PARKINSON J. A., WOLFENDEN J. 1990. The nutritional status of *Picea abies* [L.] Karst. across Europe and implications for forest decline. *Trees*, 4: 211-224.
- DITMAROVÁ L., KMEŤ J., JEŽÍK M., VÁLKA J. 2007. Mineral nutrition in relation to the Norway spruce forest decline in the region Horný Spiš (Northern Slovakia). *Journal of Forest Science*, 52: 93-100.
- DUCHESNE L., OIMET R., CAMIRE C., HOULE D. 2001. Seasonal nutrient transfers by folia resorption, leaching, and litter fall in a northern hardwood forest at Lake Clair Watershed, Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 31: 333-344.
- DRÁPELOVÁ I., KULHAVÝ J. 2008. Deposition flows and chemical composition of seepage waters in stands with spruce monoculture managed in different ways – results in 2007. *Beskydy*, 1: 117-124.
- DREYER E., FICHTER J., BONNEAU M. 1994. Nutrient content and photosynthesis of young yellowing Norway spruce trees (*Picea abies* [L.] Karst.) following calcium and magnesium fertilisation. *Plant and Soil*, 160: 67-78.
- GEBAUER G., SCHULTZE E. D. 1988. Forest decline of spruce as a result of nutrient imbalance and nutrient stress. *Aspect of Applied Biology*, 17: 123-130.
- HADAŠ P. 2004. Příčinná souvislost mezi klimatem, depozicí S, N a H⁺ a zdravotním stavem lesních porostů na území ČR. *Beskydy*, 17: 9-16.
- HUBER C., KREUTZER K., RÖHLE H., ROTHE A. et al. 2004. Response of artificial acid irrigation, liming, and N-fertilisation on elemental concentrations in needles, litter fluxes, volume increment, and crown transparency of an N saturated Norway spruce stand. *Forest Ecology and Management*, 200: 3-21.
- HÜTTL R. F., ZÖTTL H. W. 1993. Liming as a mitigation tool in Germany's declining forest – reviewing results from former and recent trials. *Forest Ecology and Management*, 61: 325- 338.
- HÜTTL R. F., SCHAAF W. 1997. Magnesium deficiency in forest ecosystems. Dordrecht, Kluwer Academic Publisher: 362 s.
- HRDLIČKA P. 1996. Změny obsahu makroprvků v jehličí smrku. In: *Zpravodaj Beskydy*. Sv. 8. Vliv imisí na lesy a lesní hospodářství Beskyd. Brno, MZLU: 49-56.
- INGERSLEV M. 1999. Above ground biomass and nutrient distribution in a limed and fertilized Norway spruce (*Picea abies*) plantation, Part I. Nutrient concentrations. *Forest Ecology and Management*, 119: 13-20.
- ICP Forest. 2004. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effect of air pollution on forest. Part IV. Samplings on analysis of needles and leaves.
- JOKELA A., SARJALA T., HUTTUNEN S. 1988. The structure and hardening status of Scots pine needles at different potassium availability levels. *Trees*, 12: 490-498.
- KAZDA M. 1990. Indications of unbalanced nitrogen nutrition of Norway spruce stands. *Plant and Soil*, 128: 97-101.
- KLIMO E., VAVŘÍČEK D. 1991. Acidifikace a vápnění lesních půd v Beskydech. *Lesnictví*, 37: 61-68.
- KULHAVÝ J., FORMÁNEK P., BETUŠOVÁ M. 2000. Ekologické aspekty pěstování smrkových monokultur ve 2. generaci na stanovištích vyšších poloh Moravskoslezských Beskyd. *Ekológia*, 19: 130-150.
- KULHAVÝ J., MARKOVÁ I., DRÁPELOVÁ I., TRUPAROVÁ S., POKORNÝ R. 2009. Depoziční toky, minerální výživa a zásoba uhlíku a dusíku ve smrkových porostech na lokalitě Bílý Kříž (Moravskoslezské Beskydy) v letech 1999-2006. *Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce*: 76 s.
- KRATOCHVÍLOVÁ I., JANOUŠ D., MAREK M., BARTÁK M., ŘÍHA L. 1989. Production activity of mountain cultivated Norway spruce stands under the impact of air pollution. I. General description of problems. *Ekológia (ČSSR)*, 8: 407-419.
- LARCHER W. 1988. *Fyziologická ekologie rostlin*. Praha, Academia: 361 s.
- LOMSKÝ B. 2006. Minerální výživa smrku ztepilého (*Picea abies* [L.] Karst.) v imisních oblastech. *Habilitační práce*. Brno, Mendelova univerzita v Brně: 274 s.
- LORENZ M., GRANKE O. 2009. Deposition measurements and critical loads calculations: monitoring data, results and perspective. *iForest*, 2: 11-14.
- LYR H., POSTLER H., FIEDLER H. J. 1967. *Gehölzphysiologie*. Jena, G. Fischer: 444 s.
- MATERNA J. 1986. Vliv imisí na minerální výživu dřevin. *Lesnictví*, 32: 569-580.
- MENGEL E., KIRBY E. A. 1978. *Principles of plant nutrition*. Bern, International Potash Institute: 593 s.
- MIEGROET H. VAN, JOHNSON D. W., TODD D. E. 1993. Foliar response of red spruce samplings to fertilization with Ca and Mg in the Great Smoky Mountains National Park. *Canadian Journal of Forest Research*, 23: 89-95.
- MORAVČÍK P., HRDLIČKA P., HOLÁ Š. 1996. Obsah prvků v jehličí smrku a stav jeho výživy. In: *Zpravodaj Beskydy*. Sv. 8. Vliv imisí na lesy a lesní hospodářství Beskyd. Brno, MZLU: 41-48.
- NIHLGÅRD B. 1985. The ammonium hypothesis. An additional explanation to the forest dieback in Europe. *Ambio*, 14: 2-8.
- NILSSON L. O., WIKLUND K. 1995. Nutrient balance and P, K, Ca, Mg and B accumulation in a Norway spruce stand following ammonium sulphate application, fertigation, irrigation, drought and N-free-fertilization. *Plant and Soil*, 168-169: 437-446.
- ROELOFS J.G.M., KEMPERS A. J., HOUDIJK A.L.F.M., JANSEN J. 1985. The effect of air-borne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in the Netherlands. *Plant and Soil*, 84: 45-56.
- ROSENGREN-BRINCK U. 1994. The influence of nitrogen on the nutrient status in Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.). Ph.D. thesis. Lund, Department of Ecology, Plant Ecology, Lund University: 139 s.

- SCHULTZE E. D. 1989. Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest. *Science*, 1989, 244: 776-783.
- SMOLANDER A., KITUNEN V., PRIHA O., MALKONEN E. 1995. Nitrogen transformations in limed and nitrogen-fertilized soil in Norway spruce stands. *Plant and Soil*, 172: 107-115.
- SVENSON T., DICKSON W., HELLBERG J., MOBERG G., MUNTHE N. 1995. The Swedish liming programme. *Water, Air and Soil Pollution*, 85: 1003-1008.
- ŠRÁMEK V., MATERNA J., NOVOTNÝ R., FADRHOŇSOVÁ V. 2006. Effect of forest liming in the Western Krušné hory Mts. *Journal of Forest Science*, 52: 45-51.
- ŠRÁMEK V., NOVOTNÝ R., LOMSKÝ B., MAXA M., NEUMAN L., FADRHOŇSOVÁ V. 2009. Změny obsahu prvků v porostech smrku, buku, jeřábu a břízy v průběhu roku. Hradec Králové, Lesy České republiky: 109 s.
- THELIN G., ROSENGREN-BRINCK U., CALLESEN I., INGERSLEV M. 2002. The nutrient status of Norway spruce in pure and in mixed-species stands. *Forest Ecology and Management*, 160: 115-125.
- ZBÍRAL J. 1995. Analýza půd I. Jednotné pracovní postupy. Brno, Státní kontrolní a zkušební ústav zemědělský.
- ZBÍRAL J. 1996. Analýza půd II. Jednotné pracovní postupy. Brno, Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský.
- ZBÍRAL J. 2004. Analýza půd. Jednotné pracovní postupy. Brno, Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský: 199 s.

MINERAL NUTRITION OF LIMED PLOTS WITH DIFFERENCE INTENSITY OF THINNING IN MORAVIAN-SILESIA BESKIDS MTS.**SUMMARY**

The presented paper evaluates the condition of mineral nutrition of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) stands on limed plots 23 years after the last application of limestone and at various intensities of tending measures. The nutrition of spruce stands was monitored on limed plots of the various intensity of tending measures and on a control plot at the Bílý Kříž locality in the Moravian-Silesian Beskids in 2006 – 2009. The liming of spruce stands was carried out in 1983, 1985 and 1987. In this study, the content of nutrients was evaluated in the first and second needle-year-class: nitrogen, phosphorus, potassium, calcium, magnesium, manganese, copper, zinc and iron. Measured values were compared with values, which are according to BERGMAN (1993), sufficient for the optimum nutrition of Norway spruce. At the same time, the balance of nutrition was monitored on the basis of criteria according to CAPE et al. (1990) and KAZDA (1990).

In the first needle-year-class, seasonal concentrations of nitrogen were also monitored. Results of the evaluation of mineral nutrition after 23 years from the last application of limestone demonstrated positive effects of liming in case of calcium and magnesium and some monitored ratios of K/Ca, K/Mg, N/Mg. On the contrary, as for the content of potassium, nitrogen and phosphorus, effects of liming were not proved. Among plots with the various intensity of tending measures, differences in the nutrition of spruce stands were not found at any element. At the same time, effects of liming and intensity of tending measures were not proved in the content of microelements and monitored ratio of P/Zn. On monitored limed plots with the various intensity of tending measures, an unfavourable N/Ca ratio was found. On the control plot, the N/Ca ratio was balanced. This unbalanced N/Ca ratio can be caused by the higher content of calcium after liming.

Recenzováno

ADRESA AUTORA/CORRESPONDING AUTHOR:

Ing. Sabina Truparová, Ph.D.
Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav ekologie lesa
Zemědělská 3, 613 00, Brno, Česká republika
tel.: 545 134 189; e-mail: truparova@mendelu.cz

VARIABILITA PARAMETRŮ FLUORESCENCE CHLOROFYLU V RÁMCI MLADÝCH STÍNĚNÝCH A NESTÍNĚNÝCH SAZENIC JEDLE BĚLOROKÉ (*ABIES ALBA* MILL.) MĚŘENÁ DVĚMA ODLIŠNÝMI PŘÍSTUPY

CHLOROPHYLL FLUORESCENCE VARIABILITY OF YOUNG SHADED AND NON-SHADED SILVER FIR (*ABIES ALBA* MILL.) TREES MEASURED BY TWO DIFFERENT TECHNIQUES

ONDŘEJ ŠPULÁK - JARMILA MARTINCOVÁ

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., VS Opočno

ABSTRACT

One of the most important factors influencing development of plants is light. Common adaptation of leaves to different light environment is to form sun and shade leaves which differ in morphological features and physiological characteristics. Chlorophyll fluorescence provides information on physiological condition of plant in detail. Maximum quantum yield of PS II photochemistry (F_v/F_m) is strongly affected by quality and quantity of excitation energy, wavelength range and sensors' sensitivity. Therefore, absolute values of different instruments can differ. This study assesses chlorophyll fluorescence variability of the young fir plants' needles related to growing environment (light), age of needles and position within the crown. Two independent instruments representing two different approaches of chlorophyll fluorescence measurement were used.

Klíčová slova: fluorescence chlorofylu, jedle, světlo, stín, stáří jehlic, Plant Efficiency Analyser PEA, Imaging-PAM

Key words: chlorophyll fluorescence, silver fir, sun, shade, needle age, Plant Efficiency Analyser PEA, Imaging-PAM

ÚVOD

Vývoj rostlin je ovlivněn celou řadou faktorů, které mají svoji odezvu ve fyziologické kondici a schopnosti přizpůsobení na měnící se parametry prostředí. Asimilační aparát fotosyntetizujících organismů se formuje v závislosti na fyziologickém stavu, stavu výživy a působení dalších faktorů prostředí. Významný vliv na vývoj listů (jehličí) má přístup a charakter slunečního záření. Jednotlivé druhy dřevin mají často specifické požadavky a toleranci k záření, které se s věkem mohou měnit (OTTO 1994). Všeobecně (bez ohledu na vývojovou příslušnost rostlin) rozšířenou adaptací na rozdílné světelné poměry je tvorba slunných a stinných pletiv (DEMMIG-ADAMS 1998; MAREK et al. 1999; ROBAKOWSKI, ANTCZAK 2008; SARIJEVA et al. 2007) vyznačujících se specifickými vlastnostmi a morfologickými parametry (MÉSZÁROS et al. 1998; ŠPULÁK 2008), a to i ve vztahu k měnícímu se obsahu CO_2 v ovzduší (MAREK et al. 2001; KALINA et al. 2001). Také výšková poloha v koruně, projevující se variabilitou v sezónní vyzrállosti listů i v nástupu fáze senescence (ADAMS et al. 1990; KOIKE et al. 1992), bude mít významnou souvislost s přístupem světla.

S růstem nových výhonů u jehličnatých dřevin dochází k postupné změně postavení starších ročníků. Z vylučného fotosyntetizujícího aparátu adaptovaného na maximálně dostupné sluneční záření se dostávají do stinnějších poloh interiéru koruny. Fotosyntetická aktivita jednolétých a víceletých výhonů se tak bude lišit a v rámci koruny i u relativně mladé sazenice lze očekávat rozdíly. Výsledky pokusů s douglaskou potvrzují hypotézu, že fotosyntetický aparát dospělých (starších) jehlic může sloužit jako zdroj živin pro vyvíjející se jehlice, dokonce i na úkor fotosyntetické funkce jehlic dospělých (CAMM 1993).

Analýza fluorescence chlorofylu, jako jedna z moderních metod hodnocení fyziologického stavu rostlin, umožňuje podat detailní informaci o tom, co se děje uvnitř fotosyntetizujícího organismu (SCHREIBER 2004). Vedle metod založených na sledování respirace, rychlosti fotosyntézy, obsahu chlorofylů apod. představuje další nástroj nabízející parciální náhled do průběhu fotosyntézy. Fluorescence chlorofylu je v inverzním vztahu k fotosyntéze, s výjimkou situace, kdy v mechanismu fotosyntéza - produkce tepla - emise fluorescence chlorofylu převažuje nefotochemické zhášení (quenching), to znamená vyzařování nadbytečné energie ve formě tepla (MOHAMMED et al. 1995). Metoda měření fluorescence chlorofylu a nalézá své uplatnění v mnoha lesnických oborech, často v kombinaci s dalšími postupy hodnocení fyziologického stavu. Dobře se uplatní především tam, kde jsou požadována opakovaná nedestruktivní hodnocení stejného rostlinného materiálu (MOHAMMED et al. 1995). Teoretické základy uvedených procesů na biochemické úrovni a metody měření fluorescence chlorofylu je možno nalézt v řadě základních fyziologických prací (SCHREIBER et al. 1986, 1995; MAXWELL, JOHNSON 2000; ROHÁČEK 2002; ROSENQVIST, VAN KOOTEN 2003; LICHTENTHALER et al. 2005). Nejčastěji hodnocenými charakteristikami jsou F_0 - minimální (bazální) fluorescence vzorku adaptovaného na tmu a F_m - maximální fluorescence po ozáření tohoto vzorku silným zábleskem světla. Z nich je potom zjišťován maximální kvantový výtěžek fotochemie fotosystému II (F_v/F_m), který je počítán podle vzorce:

$$F_v/F_m = (F_m - F_0)/F_m$$

Přístupy k měření fluorescence chlorofylu se liší. Pro měření základních (temnostních) parametrů fluorescence chlorofylu jsou přístroje

uzpůsobeny dokonalému stínění rostlinného materiálu adaptovaného na tmu (např. HANSATECH 1999). Dalším přístupem je měření dvojdimenzionální heterogenity fotosyntetické aktivity listů (např. WALZ 2004), při kterém je pro zachování předpokladů měření temnostní fáze nutná vnější stabilizace podmínek.

Vzhledem k tomu, že výtěžek fluorescence chlorofylu silně závisí na kvalitě a kvantitě excitační radiace, na rozmezí vlnových délek a na citlivosti senzorů fluorescence, absolutní hodnoty jednotlivých parametrů fluorescence chlorofylu měřené různými přístroji se mohou poněkud lišit (LICHTENTHALER et al. 2005). Rozdíly relativních hodnot (např. poměru F_v/F_m) a reakce na působení různých vlivů by však při měření různými přístroji měly být obdobné.

Cílem studie je 1) porovnání dvou nezávislých přístrojů reprezentujících výše zmiňované přístupy a 2) posouzení variability fluorescenční reakce chlorofylu jehličí u sazenic jedle a) podle způsobu pěstování, b) podle stáří jehličí a c) podle polohy v rámci koruny.

METODIKA

Materiál

Měření fluorescence chlorofylu probíhala na sazenicích jedle bělokoré (*Abies alba* MILL.) vysazených na jaře 2009 jednak na volnou nestíněnou plochu, jednak do stínu porostu propouštějícího podle ambulantního měření během 3 slunečných dnů 35 % slunečního záření. Na každou z těchto ploch bylo vysazeno po 25 kusech 5letých sazenic pěstovaných poslední rok před výsadbou na zastíněných nebo nezastíněných záhonech (tab. 1).

Tab. 1.

Označení experimentálních variant jedle bělokoré
Treatment description of experiment with silver fir

Varianta/ Name of treatment	Světelné podmínky/Light conditions	
	záhon 2008/ nursery bed 2008	po výsadbě 2009/ after planting 2009
s-s	slunce/sun	slunce/sun
s-t	slunce/sun	stín/shade
t-s	stín/shade	slunce/sun
t-t	stín/shade	stín/shade

Pro pokus byly vybrány sazenice s minimálně 4 přesleny, viditelně prosperující, vykazující přírůsty na všech přeslenech. Dne 21. 7. 2010 bylo náhodně vybráno 6 jedinců z každé varianty a z každého jedince byly odebrány a analyzovány vzorky jednoletého jehličí, a to z 1. (nejvyššího) až 4. (nejnižšího) přeslenu. Následující den byly u stejných jedinců adekvátním způsobem odebrány a analyzovány vzorky 2. ročníku jehličí, a to z 2. až 4. přeslenu. V letech 2007 až 2010 byla na konci každého vegetačního období hodnocena tloušťka kořenového krčku, výška sazenic, výškový přírůst terminálního výhonu a délka nejdelší větve v nejvyšším přeslenu.

Metody

Měření fluorescence chlorofylu bylo prováděno dvěma přístroji zastupujícími dva základní přístupy k měření: Plant Efficiency Analyser (verze PEA.MK.2) od firmy Hansatech (dále označován PEA) a Imaging-PAM od firmy Walz. Přístroj PEA umožňuje dokonalou adaptaci analyzovaného materiálu na tmu a měření průměrných hodnot skutečných temnostních parametrů fluorescence chlorofylu kruhové oblasti o pevné velikosti (průměru) 4 mm (HANSATECH 1999). Přístroj Imaging-PAM je konstruován pro sledování dvojdimenzionální variability fotosyntetické aktivity listů. Zajištění a udržení dokonalé adaptace vzorků na tmu je obtížnější, měření je však významně flexibilní (WALZ 2004; LICHTENTHALER et al. 2005).

• Měření přístrojem PEA

Z každého analyzovaného vzorníku byl náhodně vybrán dostatečný počet jehlic (většinou se jednalo o 3 – 4 jehlice), ty byly lícem vzhůru nalepeny na černou podkladní destičku s mírným překryvem okrajů tak, aby vytvořily souvislou plochu o minimální šířce 6 mm, vzorek byl zaividován. Každá varianta byla zastoupena ve 2 (1. ročník jehličí) nebo 3 (2. ročník) opakováních. Vzorky byly před měřením minimálně 30 minut adaptovány na tmu, měření probíhalo přibližně na středu plochy z jehličí. Při měření byla nastavena intenzita aktinického světla o maximální vlnové délce 650 nm na 50 % a délka osvětlení 5 sekund. Zde hodnoceným parametrem je maximální kvantový výtěžek fotochemie PS II (F_v/F_m).

• Měření přístrojem Imaging-PAM

Pro měření přístrojem Imaging-PAM bylo vybráno po 4 jehlicích z jednoho jedince z každé varianty, které byly společně nalepeny na černou podkladní destičku. Uprostřed každé jehlice byla vyznačena samostatná měřená oblast (AOI). Celkem bylo v jednom vzorku hodnoceno zároveň 16 jehlic. Analyzované přesleny u každého jedince byly měřeny ve 2 opakováních u 1. ročníku jehličí (celkem 8 jehlic ze sazenice) a ve 3 opakováních u 2. ročníku jehličí (celkem 12 jehlic z každé sazenice). U jehlic adaptovaných na tmu byly v zatemnělé místnosti měřeny základní parametry fluorescence: minimální fluorescence F_0 a maximální fluorescence F_m a z nich dopočítána hodnota maximálního výtěžku fotochemie F_v/F_m . Pro měření bylo aplikováno měřící světlo intenzity $3 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ a saturační impuls intenzity $2400 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ v trvání 800 ms.

Další hodnocenou charakteristikou byla absorptivita (ABS), která je měřítkem poměru červeného světla (R) a blízko-infračerveného záření (NIR) absorbovaného pletivem:

$$ABS = 1 - R/NIR.$$

Tento parametr velice těsně vyjadřuje absorptivitu fotosynteticky účinného světla (WALZ 2004).

Statistické hodnocení

Získaná data byla podle potřeby za účelem zlepšení parametru normality a charakteru rozptylu transformována Box-Coxovou transformací, na základě metody modifikovaných vnitřních hradeb byla vypuštěna výrazně odlehlá měření (podle parametru F_v/F_m) a data byla statisticky vyhodnocena ve statistickém programu Unistat 5.6. Vzhledem k heteroskedasticitě dat byl použit test shodnosti středních hodnot u dvou výběrů při nehomogenitě rozptylů (MELOUN, MILITKÝ 2004). Pro vzájemné porovnání výsledků obou použitých metod měření byla aplikována lineární regrese s výpočtem korelačních koeficientů. Variabilita dat je v grafech znázorněna pomocí horního a dolního kvartilu (dolní kvartil odpovídá 25%, horní pak 75% percentilu).

VÝSLEDKY A DISKUSE

Porovnání různých metod měření

Při testování dvou metod měření fluorescence chlorofylu – přístrojem PEA a přístrojem Imaging-PAM – byla pozornost zaměřena na hodnocení maximálního kvantového výtěžku fotochemie fotosystému II (F_v/F_m), který je měřitelný oběma přístroji. Porovnání parametrů F_v/F_m zjištěných oběma uvedenými přístroji ukázalo velmi blízké hodnoty a stejné relace mezi středními hodnotami hodnocených souborů jedle bělokoré pěstovaných v různých světelných podmínkách (obr. 1, obr. 3). Průměrné hodnoty naměřené pro jednotlivé sazenice a přesleny v případě 1. ročníku jehličí dosahovaly Pearsonova korelačního

koeficientu 0,628; korelace hodnot u 2. ročníku jehličí byla 0,529. Přes relativně nízké koeficienty je tato korelace v obou případech vysoce průkazná. Protože pro každý přístroj byly použity jiné jehlice, nízký koeficient korelace může být ovlivněn také variabilitou jehličí v rámci stromku.

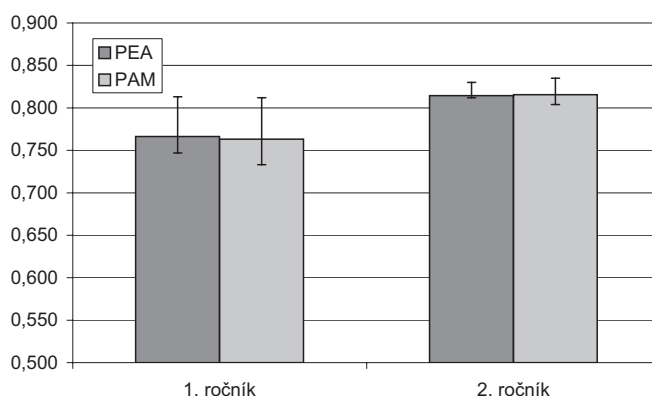
Výsledky vzájemného porovnání středních hodnot F_v/F_m pozorovaných při použití testovaných přístrojů ukázaly, že měření oběma přístroji je použitelné pro hodnocení stavu fotosyntetického aparátu sazenic jedle bělokoré rostoucích v různých světelných podmínkách. Bylo tak potvrzeno, že v případě dokonalého stínění laboratoře a dodržení výše popsaného postupu může přístroj Imaging-PAM podávat spolehlivé výsledky i co se temnostních parametrů fluorescence týče.

Obr. 1.

Porovnání průměrných hodnot maximálního kvantového výtěžku F_v/F_m u prvních a druhých ročníků jehličí jedle bělokoré. Úsečky vyjadřují hranice horního a dolního kvartilu

Fig. 1.

Mean maximum quantum yield of PS II (F_v/F_m) of the first (1. ročník) and second (2. ročník) needle year-class of silver fir. Bars represent upper and lower quartile

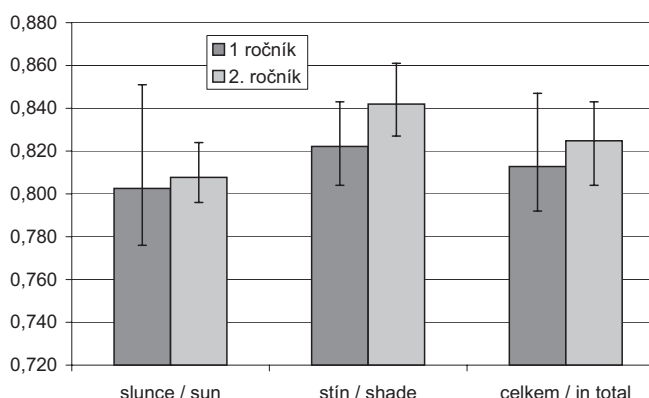


Obr. 2.

Hodnoty absorptivity (ABS) prvního a druhého ročníku jehličí jedle bělokoré měřené přístrojem Imaging-PAM v červenci 2010. Úsečky vyjadřují hranice horního a dolního kvartilu

Fig. 2.

Absorptivity (ABS) of the first (1. ročník) and second (2. ročník) needle year-class of silver fir measured by Imaging-PAM in July 2010. Bars represent upper and lower quartile

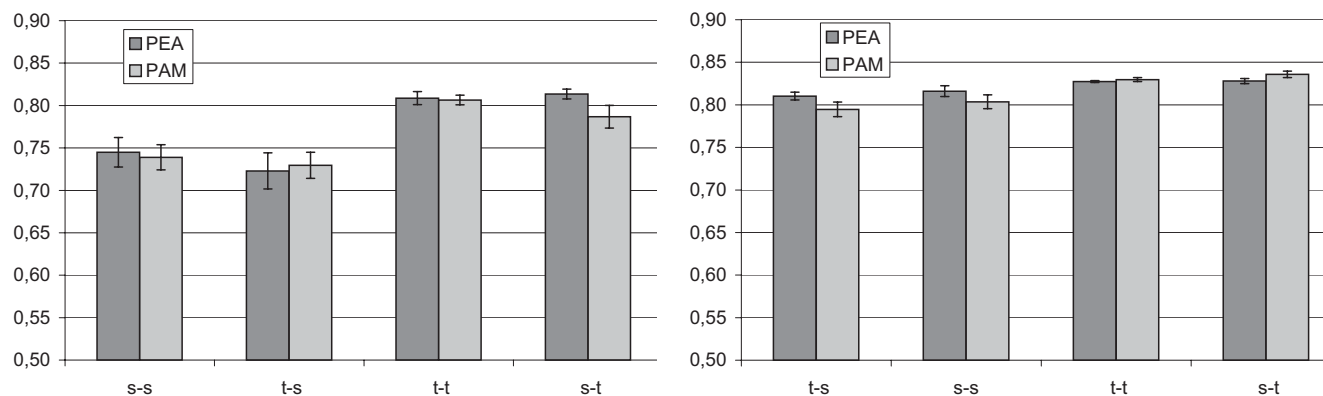


Obr. 3.

Maximální kvantový výtěžek fotosystému II F_v/F_m 1. (vlevo) a 2. (vpravo) ročníku jedle měřeny přístroji PEA a Imaging-PAM. Popis variant viz tab. 1. Úsečky vyjadřují hranice horního a dolního kvartilu

Fig. 3.

Maximum quantum yield of PS II photochemistry (F_v/F_m) of the first (left) and second (right) needle year-class measured by PEA and Imaging-PAM. For description of treatments see Table 1. Bars represent upper and lower quartile



Vliv pozice v koruně (přeslenu) na fluorescence chlorofylu

Podrobné výsledky hodnocení fluorescence chlorofylu jehlic jedle bělokoré z různých přeslenů jsou uvedeny v tabulkách 2 a 3. Ukázalo se, že u malých sazenic jedle bělokoré (výška nadzemních částí max. 45 cm) nejsou výraznější rozdíly ve sledovaných parametrech fluorescence chlorofylu mezi jehlicemi odebíranými z 1. až 4. přeslenu (počítáno od vrcholu sazenic), a to jak v případě 1. ročníku (tab. 2), tak 2. ročníku jehličí (tab. 3).

Jedinou výjimkou je varianta t-t (sazenice pěstované stále ve stínu), kde byly přístrojem Imaging-PAM zjištěny průkazně nižší hodnoty F_v/F_m a ABS u jehličí z nižších přeslenů (tab. 2).

Nepřítomnost signifikantních rozdílů mezi přesleny je zřejmě způsobena malými rozměry sledovaných stromků. Z literatury vyplývá (např. PRIWITZER et al. 1998), že u vyšších stromků, u kterých se vzhledem k postupnému zastínění částí koruny vytvoří podmínky pro formování slunného i stinného jehličí, lze vztah mezi polohou v koruně a fotosyntetickou aktivitou asimilačních orgánů detekovatelnou měřením fluorescence chlorofylu pozorovat.

Vliv stáří jehlic (1. a 2. ročník) na fluorescence chlorofylu

Vzhledem k tomu, že mezi jehlicemi stejného ročníku odebranými z různých přeslenů byly zjištěny pouze minimální rozdíly v hodnotách maximálního kvantového výtěžku fotosystému II (F_v/F_m), byly pro porovnání fluorescence chlorofylu mezi jehlicemi různého stáří sumarizovány hodnoty jehlic ze všech přeslenů (obr. 1). Výsledky ukázaly vysoce průkazné rozdíly parametrů F_v/F_m mezi jehlicemi prvního a druhého ročníku. Měření oběma přístroji dospělo k obdobným výsledkům.

Z výsledků vyplývá, že jehlice jedle z letorostů běžného roku ještě ani v červenci (měření 21. 7. 2010) nedosahují úrovně hodnot maximálního kvantového výtěžku F_v/F_m pozorovaných u jehlic z předcházejícího roku. Obdobnou relaci mezi jehlicemi 1. a 2. ročníku jehličí popisují LA PORTA et al. (2006) u cypřiše. Ti se domnívají, že nižší hodnoty F_v/F_m u nového jehličí nejsou způsobeny fotoinhibicí, ale nízkou fotochemickou kapacitou, jak naznačují poměry chlorofylu a/b. Naproti tomu GIELEN et al. (2000) popisují u sazenic borovice od zahájení měření v červenci vyšší hodnoty F_v/F_m u letorostů oproti jehličí z předchozího roku s tím, že rozdíly byly průkazné pouze v měsících září a říjnu. Rozdílné chování jehličí jedle v naší studii a zmiňované

Tab. 2.

Základní parametry fluorescence chlorofylu 1. ročníku jehličí jedle naměřené přístroji PEA Hansatech a Imaging-PAM
Basic chlorophyll fluorescence parameters of the first needle year-class of silver fir measured by PEA Hansatech a Imaging-PAM

Varianta/ treatment	přeslen/ whorl	PEA		Imaging-PAM				ABS			
		F_v/F_m	Sx	F_0	F_m	F_v/F_m	Sx	průměr/ mean	Sx		
s-s	1	0,729	0,069	0,101	0,020	0,407	0,121	0,736	0,073	0,818	0,042
	2	0,755	0,066	0,113	0,029	0,450	0,101	0,744	0,053	0,805	0,048
	3	0,750	0,054	0,095	0,030	0,364	0,116	0,735	0,047	0,816	0,044
	4	0,746	0,041	0,099	0,017	0,390	0,087	0,741	0,035	0,811	0,039
Celkem z s-s/ In total s-s		0,745 b	0,059	0,102 c	0,026	0,403 b	0,112	0,739 c	0,053	0,812 abc	0,044
t-s	1	0,709	0,062	0,119	0,027	0,458	0,092	0,737	0,046	0,812	0,055
	2	0,733	0,059	0,121	0,038	0,433	0,127	0,717	0,054	0,797	0,070
	3	0,725	0,099	0,107	0,026	0,401	0,103	0,727	0,043	0,809	0,049
	4	0,726	0,054	0,100	0,027	0,399	0,126	0,736	0,063	0,747	0,122
Celkem z t-s/ In total t-s		0,723 b	0,072	0,112 bc	0,031	0,423 b	0,116	0,729 c	0,053	0,791 b	0,083
s-t	1	0,819	0,010	0,117	0,014	0,617 b	0,035	0,811	0,021	0,824	0,027
	2	0,808	0,027	0,116	0,015	0,612 ab	0,053	0,812	0,017	0,819	0,019
	3	0,809	0,015	0,125	0,010	0,629 ab	0,042	0,800	0,020	0,820	0,024
	4	0,820	0,011	0,128	0,016	0,645 a	0,022	0,802	0,022	0,834	0,033
Celkem z s-t/ In total s-t		0,814 a	0,019	0,121 b	0,015	0,626 a	0,042	0,806 a	0,021	0,824 ac	0,027
t-t	1	0,803	0,034	0,118 c	0,012	0,624 b	0,057	0,811 a	0,019	0,836 a	0,033
	2	0,807	0,031	0,122 c	0,019	0,627 b	0,060	0,805 a	0,029	0,828 a	0,030
	3	0,811	0,015	0,131 b	0,018	0,621 b	0,068	0,786 ab	0,042	0,824 ab	0,033
	4	0,813	0,016	0,170 a	0,047	0,680 a	0,064	0,751 b	0,061	0,799 b	0,038
Celkem z t-t/ In total t-t		0,809 a	0,025	0,136 a	0,035	0,639 a	0,067	0,787 b	0,048	0,821 a	0,036

borovice může být podmíněno odlišnými světelnými nároky dřevin. Přebírání hlavní fotosyntetické aktivity u nového jedličí u jedle jako stinné dřeviny může nastávat pomaleji.

Jednou z příčin nižších hodnot parametru F_v/F_m u letorostů jedle v naší studii by mohlo být i větší riziko ztráty vody během manipulace a při měření u jemnějších jehlic z letorostů v porovnání se staršími jehlicemi. Podle dostupných údajů je však možné větvičky jehličnanů bez ošetření proti ztrátám vody uchovávat po 24 hodin (MOHAMMED, NOLAND 1997) nebo až po 3 dny (RICHARDSON, BERLYN 2002) bez ovlivnění hodnot F_v/F_m . Tomu odpovídají i dosud nepublikované výsledky našich předchozích pokusů.

Hodnoty absorptivity jehličí měřené přístrojem Imaging-PAM ukazují, že v porovnání s druhým ročníkem mladé jehlice letorostů absorbovaly méně dopadajícího záření (obr. 2). Rozdíl byl průkazný u stíněných variant pokusu. Podobně CAMM (1993) popisuje nižší schopnost absorpce u mladých jehlic douglasky. Uvádí, že i když vyvíjející se jehlice neabsorbovaly tolik světla jako jednoleté stinné jehlice, fotony, které byly absorbovány fotosyntetickým aparátem, byly využívány účinněji.

Vliv způsobu pěstování (světelných podmínek) na fluorescenci chlorofylu

Hodnocení fluorescence chlorofylu jehličí sazenic jedle bělokoré vysazených na jaře 2009 na nezastíněnou plochu nebo do stínu porostu propouštějícího ca 35 % slunečního záření ukázalo statisticky průkazné rozdíly mezi zastíněnými a nezastíněnými rostlinami. Hodnoty maximálního kvantového výtěžku fotochemie F_v/F_m byly výrazně vyšší u sazenic rostoucích ve stínu (obr. 3).

Rozdíly mezi maximálním výtěžkem fotosystému II F_v/F_m u sazenic rostoucích ve stínu a na slunci byly výraznější u nejmladších (prvního) ročníků jehličí v porovnání s jehlicemi z předcházejícího roku (2. ročník). Všechna měření ukázala statisticky průkazně vyšší střední hodnoty F_v/F_m u zastíněných sazenic (tab. 2). Měření F_v/F_m přístrojem Imaging-PAM navíc ukázalo i statisticky významný rozdíl mezi oběma stíněnými variantami lišícími se světelnými podmínkami před výsadbou (varianty s-t a t-t), a to u 1. i 2. ročníků jehličí (tab. 2 a 3). ROBAKOWSKI (2005) pozoroval vyšší hodnoty F_v/F_m u smrku ztepilého rostoucího ve stínu oproti jedincům na slunci i během zimního období. Obecně platí, že hodnoty parametru F_v/F_m nižší než 0,8 poukazují na přítomnost fotoinhibice (ROBAKOWSKI et al. 2003). Podle tohoto kritéria se fotoinhibice projevila pouze u 1. ročníku jehličí. Pokles hodnot F_v/F_m signalizující fotoinhibici při výrazném zvýšení radiace byl pozorován u řady dřevin (MITAMURA et al. 2009; KHAN et al. 2000; NAIDU, DELUCIA 1997; TOGNETTI et al. 1997). EINHORN et al. (2004) konstatuje, že fotoinhibice pozorovaná u nezastíněných sazenic měla zpravidla adaptivní charakter a nepoškozovala asimilační aparát, na celkové akumulaci biomasy se neprojevovala. Fotoinhibiční procesy fotosystému II u semenáčků jedle *Abies veitchii* rostoucích na volnu byly pozorovány i na konci vegetační doby (MITAMURA et al. 2009), což napovídá, že semenáčky na volné ploše trpěly fotoinhibicí fotosystému II po dlouhou dobu.

Délka fotoinhibice je podle GRASSI et al. (2001) spojena se zásobou živin. V jeho pokusu semenáčky smrku ztepilého ze stínu, které měly nízkou zásobu živin, po přenesení na silné světlo vykazovaly prodlouženou fotoinhibici. Naproti tomu semenáčky s vysokou zásobou živin byly po přenesení na silné světlo schopné vyhnout se fotoinhibici a zvýšit svou fotosyntetickou kapacitu vzhledem k ploše jehlic. Výživa sazenic jedlí v našem pokusu byla zajišťována jednotně u všech variant

Tab. 3.

Základní parametry fluorescence chlorofylu 2. ročníku jehličí jedle naměřené přístroji PEA Hansatech a Imaging-PAM
Basic chlorophyll fluorescence parameters of the second needle year-class of silver fir measured by PEA Hansatech a Imaging-PAM

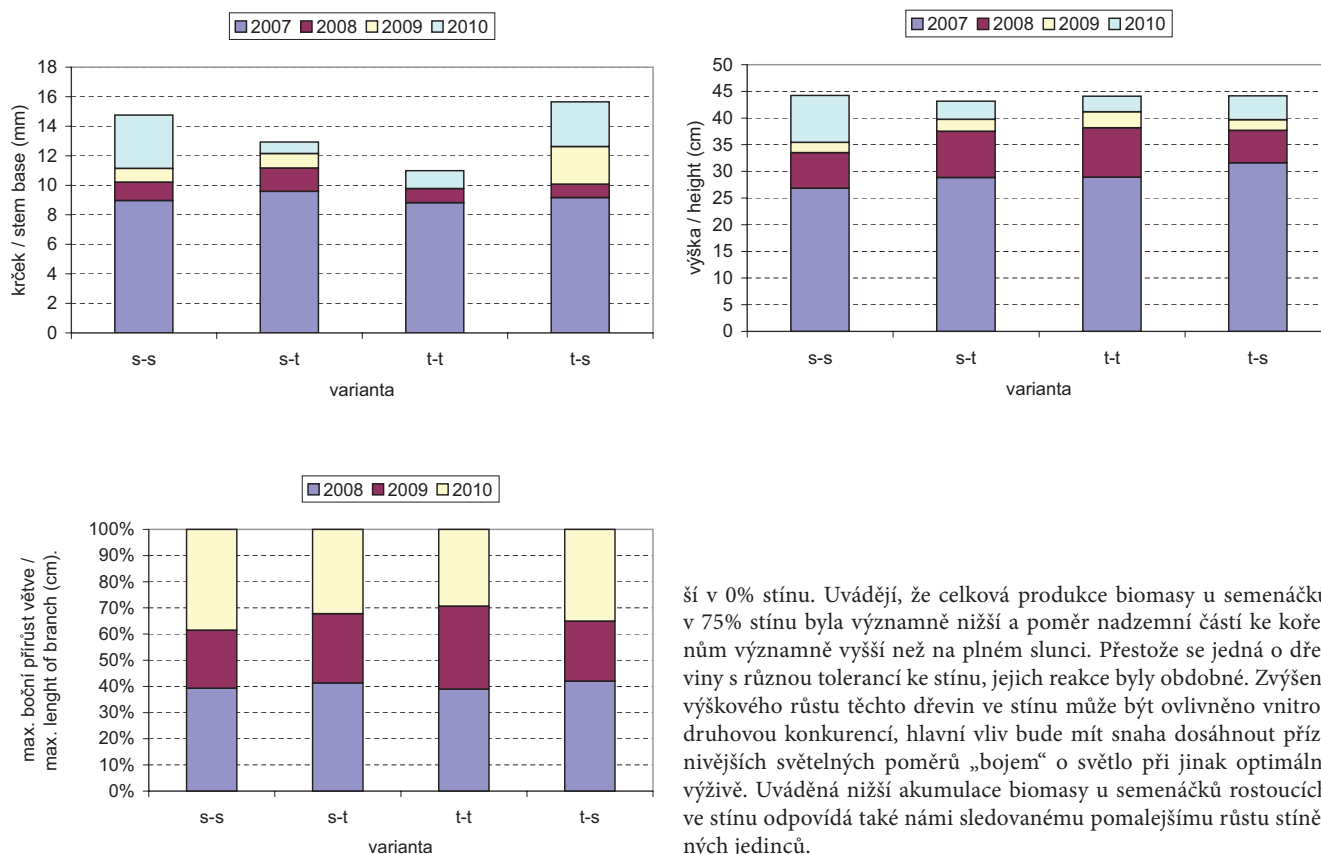
Varianta/ treatment	přeslen/ whorl	PEA		Imaging-PAM		F_m průměr/ mean	Sx	F_v/F_m průměr/ mean	Sx	ABS průměr/ mean	Sx
		F_v/F_m průměr/ mean	Sx	F_0 průměr/ mean	Sx						
s-s	2	0,822	0,012	0,093	0,014	0,493	0,048	0,810	0,027	0,810	0,019
	3	0,809	0,029	0,094	0,014	0,471	0,052	0,798	0,028	0,821	0,021
	4	0,817	0,020	0,098	0,018	0,503	0,075	0,803	0,032	0,815	0,019
Celkem z s-s/ In total s-s		0,816 b	0,023	0,095 a	0,016	0,489 b	0,061	0,804 c	0,030	0,815 b	0,020
t-s	2	0,811	0,017	0,091	0,015	0,460	0,051	0,801	0,024	0,806	0,022
	3	0,810	0,016	0,092	0,022	0,433	0,059	0,788	0,038	0,800	0,022
	4	0,809	0,014	0,091	0,013	0,446	0,040	0,796	0,028	0,796	0,022
Celkem z t-s/ In total t-s		0,810 b	0,016	0,091 a	0,017	0,446 c	0,052	0,795 c	0,031	0,800 c	0,022
t-t	2	0,828	0,004	0,091	0,011	0,541	0,038	0,832	0,009	0,835	0,028
	3	0,828	0,004	0,095	0,013	0,555	0,061	0,829	0,008	0,847	0,018
	4	0,826	0,004	0,092	0,008	0,537	0,031	0,828	0,006	0,851	0,015
Celkem z t-t/ In total t-t		0,827 a	0,004	0,093 a	0,011	0,544 a	0,046	0,830 b	0,008	0,845 a	0,022
s-t	2	0,828	0,009	0,090	0,012	0,546	0,040	0,835	0,013	0,845	0,031
	3	0,832	0,009	0,089	0,011	0,558	0,044	0,840	0,012	0,843	0,028
	4	0,825	0,012	0,099	0,018	0,574	0,046	0,828	0,024	0,830	0,028
Celkem z s-t/ In total s-t		0,828 a	0,011	0,093 a	0,015	0,559 a	0,045	0,834 a	0,018	0,839 a	0,030

Obr. 4.

Tloušťkový a výškový růst a délka nejdelší větve v nejvyšším přeslenu sazenic jedle bělokoré rostoucích na slunci nebo ve stínu. Popis variant viz tab. 1.

Fig. 4.

Growth of root collar diameter, height growth and length of the branch in the highest whorl of the fir treatments. For description of treatments see Tab. 1.



stínění, proto je malý předpoklad zásobou živin podmíněných rozdílů v akumulaci živin u prosperujících jedinců.

Růst sazenic

Výsledky hodnocení výškového a tloušťkového růstu ukázaly, že sazenice vysazené na otevřenou plochu, před i po přesazení, rostly intenzivněji v porovnání s rostlinami vysazenými do stínu porostu (obr. 4). Patrné je to zejména ve druhém roce po výsadbě. Nepotvrdil se předpoklad, že sazenice vysazené do stínu mohou mít slabší šok z přesazení. Délka nejdelšího bočního výhonu mezi lety výrazně kolísala: zatímco v roce 2008 průkazně nejvyšší délku vykazovala varianta s-s a nejnižší varianta t-s, v roce 2010 bylo relativní pořadí obrácené.

V kontrastu s našim měřením popisují ROBAKOWSKI et al. (2003) na základě hodnocení růstových reakcí jedle na různé světelné podmínky nejintenzivnější přírůst terminálního výhonu a bočních větví při omezeném ozáření 18 %. Množství akumulované biomasy bylo však pozitivně korelováno se zvyšující se dostupností záření. Také KHAN et al. (2000) při sledování růstové reakce a akumulace biomasy v různých světelných podmínkách některých severoamerických jehličnanů (*Pinus ponderosa*, *Pseudotsuga menziesii*, *Thuja plicata* a *Tsuga heterophylla*) popisují nejvyšší výškový růst v 75% stínu a nejmen-

ší v 0% stínu. Uvádějí, že celková produkce biomasy u semenáčků v 75% stínu byla významně nižší a poměr nadzemní části ke kořenům významně vyšší než na plném slunci. Přestože se jedná o dřeviny s různou tolerancí ke stínu, jejich reakce byly obdobné. Zvýšení výškového růstu těchto dřevin ve stínu může být ovlivněno vnitrodruhovou konkurencí, hlavní vliv bude mít snaha dosáhnout příznivějších světelných poměrů „bojem“ o světlo při jinak optimální výživě. Uváděná nižší akumulace biomasy u semenáčků rostoucích ve stínu odpovídá také námi sledovanému pomalejšímu růstu stíněných jedinců.

Jedle je řazena mezi polostinné dřeviny v mládí tolerující velmi silné zastínění (ÚRADNÍČEK et al. 2009). Přesto přírůst jedinců v našem pokusu vysazených nebo později přesazených do stinné polohy byl pomalejší. Z charakteru naměřených primárních faktorů fluorescence chlorofylu vyplývá, že sazenice vysazené na přímé slunce mají větší sklon k fotoinhibici u pomaleji dozrávajících nových výhonů. V literatuře se také uvádí, že zastíněné jehlice mají vyšší obsah chlorofylu (KRPEŠ 2002; KHAN et al. 2000). Dalo by se tedy předpokládat, že tyto skutečnosti povedou k redukci přírůstové reakce stromků na přímém slunci. Na přírůst však má kromě fotosyntetické reakce jednotlivých jehlic vliv také listová plocha, dostupnost záření o optimální intenzitě a spektrálním složení, konkurence v korunovém prostoru (v našem pokusu zanedbatelná) apod. Lze předpokládat, že i přes redukci fotosyntézy v případě vysokých radičních period bude celková metabolická efektivita jedlí rostoucích na přímém slunci vyšší a vede tak ke schopnosti vyšší akumulace biomasy.

Světelné podmínky se projevují i na rozvoji kořenových systémů (v našem pokusu to nebylo sledováno). Pokud sazenice rostoucí ve stínu vytvářejí slabší kořenové systémy, jak pozorovali například BURSHEL a HUSS (1964) u semenáčků buku, může se to projevit i na slabším růstu nadzemních částí. Podobně REYNOLDS a FROCHOT (2003) uvádějí, že aklimatizace na vyšší intenzitu světla je postupný proces, ke kterému dochází během následných vegetačních období a může být v přímém vztahu k budoucímu vývoji větší biomasy kořenů u uvolněných semenáčků.

ZÁVĚR

Ze studie zaměřené na porovnání dvou přístrojů na měření fluorescence chlorofylu odlišných přístupů, přístrojů PEA (HANSATECH) a Imaging-PAM (WALZ 2004) a posouzení variability základních parametrů fluorescence chlorofylu sazenic jedle bělokore pěstovaných v různých světelných podmínkách vyplývá, že:

- Měření oběma přístroji různých metodických přístupů je využitelné pro posouzení fotosyntetické aktivity jedlí rostoucích v odlišných světelných poměrech. Vzorky jehličí pro měření přístrojem PEA vyžadují časově náročnější a preciznější přípravu, měření přístrojem Imaging-PAM na druhou stranu předpokládá vyšší nároky na přípravu laboratoře - zajištění odpovídajícího zastínění. I při zachování adekvátních postupů však nelze počítat se vzájemnou kombinací měření oběma přístroji.
- Pozice 1. a 2. ročníku jehličí v rámci koruny malých sazenic jedle (1. až 4. přeslen) není průkazně určujícím faktorem ovlivňujícím fluorescenci chlorofylu, potažmo fotosyntetickou aktivitu.
- Maximální výtěžek fluorescence chlorofylu jehličí jednoletého výhonu jedle je i v druhé polovině léta průkazně nižší než u jehličí 2. ročníku, mladé jehlice jsou schopny absorbovat méně dopadajícího záření.
- Světelné poměry pěstování sazenic jedle výrazně určují charakter fluorescenční reakce chlorofylu, maximální kvantový výtěžek fluorescence jedlí rostoucích při plném oslunění je nižší, což naznačuje určitou ochrannou fotoinhibici. Tento rozdíl je výraznější u jednoletého jehličí.
- Opakované měření fluorescence chlorofylu ukázalo, že asimilační aparát jedle je schopen zahájit velice rychle adaptaci fluorescenční reakce na změnu světelných podmínek pěstování.
- Přes sklon sazenic jedlí pěstovaných na plném slunci k fotoinhibici je jejich přírůst kořenového krčku i výškový růst dynamičtější, což poukazuje na vliv řady dalších faktorů na růst (celková intenzita a rozložení využitelného fotosynteticky aktivního záření, listová plocha, vliv konkurence atd.).

Měření fluorescence chlorofylu lze tedy považovat za dobrou a perspektivní metodu pro posuzování fyziologické kvality dřevin v juvenilním stadiu jejich růstu. Pro posouzení celkového růstového potenciálu testovaných dřevin je ovšem třeba mimo parametrů zjištěných výše uvedenou metodou posuzovat řadu dalších vlivů, které působí na jejich prosperitu.

Poděkování:

Příspěvek vznikl za podpory výzkumného záměru Ministerstva zemědělství České republiky MZE0002070203.

LITERATURA

- ADAMS W. W., WINTER K., SCHREIBER U., SCHRAMMEL P. 1990. Photosynthesis and chlorophyll fluorescence characteristics in relationship to changes in pigment and element composition of leaves of *Platanus occidentalis* L. during autumnal leaf senescence. *Plant Physiology*, 9: 1184-1190.
- BURSCHEL P., HUSS J.: 1964. Die Reaktion von Buchensamlingen auf Beschattung. *Forstarchiv*, 35: 225-233.
- CAMM E. 1993. Photosynthetic responses in developing and year-old Douglas-fir needles during new shoot development. *Trees: Structure and Function*, 8: 61-66.
- DEMMIG-ADAMS B. 1998. Survey of thermal energy dissipation and pigment composition in sun and shade leaves. *Plant and Cell Physiology*, 39: 474-482.
- EINHORN K. S., ROSENQVIST E., LEVERENZ J. W. 2004. Photoinhibition in seedlings of *Fraxinus* and *Fagus* under natural light conditions: implications for forest regeneration? *Oecologia*, 140: 241-251.
- GIELEN B., JACH M. E., CEULEMANS R. 2000. Effects of season, needle age, and elevated atmospheric CO₂ on chlorophyll fluorescence parameters and needle nitrogen concentration in Scots pine (*Pinus sylvestris*). *Photosynthetica*, 38: 13-21.
- GRASSI G., COLOM M. R., MINOTTA G. 2001. Effects of nutrient supply on photosynthetic acclimation and photoinhibition of one-year-old foliage of *Picea abies*. *Physiologia Plantarum*, 111: 245-254.
- HANSATECH 1999. Operating Instructions for Plant Efficiency Analyser Advanced Fluorescence Analysis. Hansatech Instruments Ltd, Revision date: 24/08/99: 93 s.
- KALINA J., URBAN O., ČAKÁNEK M., KURASOVÁ I., ŠPUNDA V., MAREK M. V. 2001. Different responses of Norway spruce needles from shaded and exposed crown layers to the prolonged exposure to elevated CO₂ studied by various chlorophyll a fluorescence techniques. *Photosynthetica*, 39: 369-376.
- KHAN S. R., ROSE R., HAASE D. L., SABIN T. E. 2000. Effects of shade on morphology, chlorophyll concentration, and chlorophyll fluorescence of four Pacific Northwest conifer species. *New Forests*, 19: 171-186.
- KOIKE T., SANADA M., LEI T., KITAO M., LECHOWICZ M. J. 1992. Senescence and the photosynthetic performance of individual leaves of deciduous broadleaved trees as related to forest dynamics. In: Murata N. (ed.): *Research in Photosynthesis. Proceedings of the IXth international congress on photosynthesis*. Nagoya, Japan, August 30 - September 4, 1992. Vol. IV. Dordrecht, Kluwer: 703-706.
- KRPEŠ V. 2002. Research on Norway spruce growth (*Picea abies*) under difficult circumstances on the Beskydy Mts. climate. *Spisy prací Přírodovědecké fakulty Ostravské univerzity č. 143/2002*. Ostrava, Ostravská univerzita: 119 s.
- LA PORTA N., BERTAMINI M., NEDUNCHEZHIAN N., MUTHUCHELIAN K. 2006. Photosynthetic changes that occur during aging of cypress (*Cupressus sempervirens* L.) needles. *Photosynthetica*, 44: 555-560.
- LICHTENTHALER H. K., BUSCHMANN C., KNAPP M. 2005. How to correctly determine the different chlorophyll fluorescence parameters and the chlorophyll fluorescence decrease ratio RFd of leaves with the PAM fluorometer. *Photosynthetica*, 43: 379-393.
- MAREK M. V., ŠPRTOVÁ M., URBAN O., ŠPUNDA V., KALINA J., GRILL D., HAVRANEK W. M., HUTTUNEN S., GUTTENBERGER H. 1999. Response of sun versus shade foliage photosynthesis to radiation in Norway spruce. *Phyton (Horn)*, 39: 131-137.

- MAREK M. V., ŠPRTOVÁ M., URBAN O., ŠPUNDA V. 2001. Chlorophyll *a* fluorescence response of Norway spruce needles to the long-term effect of elevated CO₂ in relation to their position within the canopy. *Photosynthetica*, 39: 437-445.
- MAXWELL K., JOHNSON G. J. 2000. Chlorophyll fluorescence - a practical guide. *Journal of Experimental Botany*, 51: 659-668.
- MELOUN M., MILITKÝ J. 2004. *Statistická analýza experimentálních dat*. Praha, Academia: 953 s.
- MÉSZÁROS I., TÓTH R. V., VERES S. 1998. Photosynthetic responses to spatial and diurnal variations of light conditions in seedlings of three deciduous tree species. In: Garab G. (ed.): *Photosynthesis: mechanisms and effects*. Proceedings of the XIth international congress on photosynthesis. Budapest, Hungary, 17-22 August, 1998. Vol. V. Dordrecht, Kluwer: 4081-4084.
- MITAMURA M., YAMAMURA Y., NAKANO T. 2009. Large-scale canopy opening causes decreased photosynthesis in the saplings of shade-tolerant conifer, *Abies veitchii*. *Tree Physiology*, 29: 137-145.
- MOHAMMED G. H., BINDER W. D., GILLIES S. L. 1995. Chlorophyll fluorescence: a review of its practical forestry applications and instrumentation. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 10: 383-410.
- MOHAMMED G. H., NOLAND T. L. 1997. Influence of time of day and sampling methodology on chlorophyll fluorescence. *Forest Research Report - Ontario Forest Research Institute*, 142: 14 s.
- NAIDU S. L., DELUCIA E. H. 1997. Acclimation of shade-developed leaves on saplings exposed to late-season canopy gaps. *Tree Physiology*, 17: 367-376.
- OTTO H.-J. 1994. *Waldökologie*. Stuttgart, Ulmer: 383 s.
- PRIWITZER T., URBAN O., ŠPRTOVÁ M., MAREK M. V. 1998. Chloroplastic carbon dioxide concentration in Norway spruce (*Picea abies* (L.) KARST.) needles relates to the position within the crown. *Photosynthetica*, 35: 561-571.
- REYNOLDS P. E., FROCHOT H. 2003. Photosynthetic acclimation of beech seedlings to full sunlight following a major windstorm event in France. *Annals of Forest Science*, 60: 701-709.
- RICHARDSON A. D., BERLYN G. P. 2002. Changes in foliar spectral reflectance and chlorophyll fluorescence of four temperate species following branch cutting. *Tree Physiology*, 22: 499-506.
- ROBAKOWSKI P., MONTPIED P., DREYER E. 2003. Plasticity of morphological and physiological traits in response to different levels of irradiance in seedlings of silver fir (*Abies alba* MILL.). *Trees: Structure and Function*, 17: 431-441.
- ROBAKOWSKI P. 2005. Species-specific acclimation to strong shade modifies susceptibility of conifers to photoinhibition. *Acta Physiologiae Plantarum*, 27: 255-263.
- ROBAKOWSKI P., ANT CZAK P. 2008. Ability of Silver fir and European beech saplings to acclimate photochemical processes to the light environment under different canopies of trees. *Polish Journal of Ecology*, 56: 3-16.
- ROHÁČEK K. 2002. Chlorophyll fluorescence parameters: the definitions, photosynthetic meaning, and mutual relationships. *Photosynthetica*, 40: 13-29.
- ROSENQVIST E., VAN KOOTEN O. 2003. Chlorophyll fluorescence: A general description and nomenclature. In: Dell J. R., Toivonen P. M. A. (eds.): *Practical applications of chlorophyll fluorescence in plant biology*. Boston, Kluwer: 31-77.
- SARIJEVA G., KNAPP M., LICHTENTHALER H. K. 2007. Differences in photosynthetic activity, chlorophyll and carotenoid levels, and in chlorophyll fluorescence parameters in green sun and shade leaves of *Ginkgo* and *Fagus*. *Journal of Plant Physiology*, 164: 950-955.
- SCHREIBER U., SCHLIWA U., BILGER W. 1986. Continuous recording of photochemical and non-photochemical chlorophyll fluorescence quenching with a new type of modulation fluorometer. *Photosynthesis Research*, 10: 51-62.
- SCHREIBER U., BILGER W., NEUBAUER C. 1995. Chlorophyll fluorescence as a noninvasive indicator for rapid assessment of in vivo photosynthesis. In: Schultze, E.-D., Caldwell M. M. (eds): *Ecophysiology of photosynthesis*. Berlin, Springer: 49-70.
- SCHREIBER U. 2004. Pulse-Amplitude-Modulation (PAM) fluorometry and saturation pulse method: An overview. In: Papageorgiou G. C. (ed.): *Chlorophyll and fluorescence: a signature of photosynthesis*. Dordrecht, Kluwer Academic: 279-319.
- TOGNETTI R., JOHNSON J. D., MICHELOZZI M. 1997. Ecophysiological responses of *Fagus sylvatica* seedlings to changing light conditions. I. Interactions between photosynthetic acclimation and photoinhibition during simulated canopy gap formation. *Physiologia Plantarum*, 101: 115-123.
- ÚRADNÍČEK L., MADĚRA P. et al. 2009. *Dřeviny České republiky. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce*: 367 s.
- WALZ H. 2004. *Imaging - PAM Chlorophyll Fluorometer. Instrument Description and Information for Users*. 2.143 / 02.2003, 4. Edition: February 2004: 134 s.

CHLOROPHYLL FLUORESCENCE VARIABILITY OF YOUNG SHADED AND NON-SHADED SILVER FIR (*ABIES ALBA* MILL.) TREES MEASURED BY TWO DIFFERENT TECHNIQUES

SUMMARY

Development of plants is influenced by many factors affecting their physiological quality and adaptation potential. One of the most important factors forming sun and shade leaves' adaptation is light. Also height position of photosynthetic apparatus within the tree crown, influencing flushing, leaf maturing and senescence, has its connection to light. Growth of new whorls changes position and function of older needle year-classes. All of these changes would have its response to photosynthesis. Chlorophyll fluorescence, one of the modern methods of physiological quality assessment, is in reverse relation to photosynthesis. However, the ways of chlorophyll fluorescence measuring differ. Basic approaches represent 1) point measuring of dark adapted leaves, 2) planar monitoring of fluorescence parameters variability within limited area without internal shading mechanisms. Output chlorophyll fluorescence parameters of both methods can differ.

The object of this study is to assess chlorophyll fluorescence variability of the young fir plants' needles depending on a) growing environment (light), b) age of needles, and c) position within the crown. Two independent instruments representing the two approaches mentioned were used.

For the purpose of this study, silver fir transplants were planted into sun and shaded (35% of full radiation) positions. The light conditions of the firs were changed regarding the year before (Tab. 1). In July 2010, six well growing plants were selected to take needle samples. Needles 1 (1st to 4th whorl) and 2 (2nd to 4th whorl) years old were taken to analysis.

Chlorophyll fluorescence was measured by two different means representing two elemental approaches to measure: Plant Efficiency Analyser (HANSATECH) and Imaging-PAM (WALZ, 2004). Each variant of plant and whorl was represented by 2 (1st year-class) or 3 (2nd year-class) samples. Before measuring the samples were dark-adapted for at least 30 minutes, Imaging-PAM analysis was done in well shaded (dark) room. Parameters analyzed were: F_0 – minimal fluorescence, F_m – maximal fluorescence, F_v/F_m maximum quantum yield of PS II photochemistry, and absorptivity (ABS). If necessary, the data were transformed by Box-Cox method and analyzed using Unistat 5.6 statistical software.

Although direct comparison of the outcomes of both methods was not possible, the study showed that both devices are efficient to evaluate photosynthetic activity of young silver firs grown in different light conditions. Position of the first and second needle-year on the young fir crown was not a significant factor influencing chlorophyll fluorescence outcomes. Even in the second half of the summer the maximal fluorescence yield of chlorophyll of new needles was significantly lower compared to 2nd needle year-class (Fig. 1); young needles are able to absorb less incoming light (Fig. 2). Character of chlorophyll fluorescence reaction is strongly affected by light conditions of growing environment of firs (Fig. 3). Parameter F_v/F_m of firs growing in sun was lower, which refers to protective photoinhibition. The difference was stronger by one year old needles. Assimilation apparatus of silver fir reflects changes of growing light conditions very rapidly. Despite the inclination of sun plants to photoinhibition their root collar diameter as well as height grew more intensively (Fig. 4). It shows that the impact of many other factors to the growth and prosperity of plants is to be considered.

Recenzováno

ADRESA AUTORA/CORRESPONDING AUTHOR:

Ing. Ondřej Špulák, Ph.D., Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., VS Opočno
Na Olivě 550, 517 73 Opočno, Česká republika
tel.: 494 668 391; e-mail: spulak@vulhmop.cz

DYNAMIKA DUBOVÝCH MYKORHIZ V PRŮBĚHU ROKU

YEAR-ROUND DYNAMICS OF MYCORRHIZAE IN OAK FORESTS

VÍTĚZSLAVA PEŠKOVÁ

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady

ABSTRACT

Oak forest (*Quercus petraea*) in Dřevíč was selected for intensive year-round study of mycorrhizal activity and development of oak roots. At this study plot also activity of macromycetes was monitored based on their fructifications. This work presents quantitative data of active and inactive mycorrhizae that were collected monthly by the standard sampling method, thin root dry mass (roots up to 1 mm in diameter) and information about fungi species (qualitative and quantitative). Levels of active mycorrhizae were relatively stable year-round while inactive mycorrhizae showed statistically significant fluctuation with substantial increase after summer. A direct link between these two types of mycorrhizae can be probably explained by a shorter and variable longevity of active mycorrhizae during the season.

Klíčová slova: mykorhizní symbióza, makromycety, dub, dynamika mykorhiz

Key words: mycorrhizal symbioses, macromycetes, oak, dynamics of mycorrhizae

ÚVOD

Velká pozornost je v současnosti věnována výzkumu kořenových systémů a funkci houbových společenstev. Podstatná část z nich je schopna vytvářet mykorhizy na kořenech lesních dřevin. Vlákná mykorhizních hub specifickým způsobem propojují vnitřní prostor kořene s půdním prostředím, a tím výrazně zvyšují velikost kontaktní plochy. Mykorhizní symbióza je proto důležitým fenoménem při všech úvahách o výživě stromů. Kombinací kořenů rostlin s houbovými organismy vznikají specifické útvary s fyziologickou aktivitou odvozenou od obou zúčastněných složek. Mykorhizní symbióza se vyskytuje u více než 95 % rostlinných druhů; zcela nemykorhizní jsou například rostliny vodní, některé rostliny žijící na zamokřených stanovištích a mnohé rostliny ruderalní.

Mykorhizní houba nekolonizuje kořen chaoticky, ale omezuje se na některé jeho části, které označujeme jako kořenovou pokožku (rhizodermis) a (primární) kořenovou kůru, které houby jedinečným způsobem pozměňují (GRYNDLER et al. 2004). Distribuce jemných kořenů lesních dřevin je limitována dostupností živin a vody. Negativní limity je dána nedostatkem vody a zvýšeným obsahem rizikových prvků. To znamená, že pro rozvoj jemných kořenů a ektomykorhiz jsou velmi vhodné vrstvy nadložního humusu a svrchní minerální horizont.

Experimentálně bylo zjištěno, že u rostlin s mykorhizou je zvýšen příjem živin, především fosforu, dusíku a draslíku, zejména pokud jsou tyto látky v prostředí v nízkých koncentracích nebo v nerozpustné formě. Mykorhizy mají ještě jednu významnou schopnost – dovedou přijaté minerální látky kumulovat a v období nedostatku živin je pak uvolňovat a předávat hostitelské rostlině. Rostlina naopak zásobuje mykorhizní houbu cukry, především monosacharidy. Mykorhizní

symbióza je tedy procesem oboustranně výhodným (MEJSTŘÍK 1988; PEŠKOVÁ 1999; GRYNDLER et al. 2004).

Typy mykorhizní symbiózy

Existuje několik forem mykorhizní symbiózy, které se v zásadě dělí na dva typy - ektomykorhizní a endomykorhizní. Endomykorhizní symbióza se dále dělí na podtypy arbuskulární, erikoidní (ta zahrnuje dvě skupiny: arbutoidní a monotropoidní) a orchideoidní. Přechodným typem mezi ektomykorhizní a endomykorhizní symbiózou je ektendomykorhizní symbióza.

U všech typů mykorhizní symbiózy platí, že má-li vůbec vzniknout, je třeba, aby půda obsahovala živé mykorhizní houby. Ty mohou být přítomny ve formě klidových stadií (spor), nebo jako již symbioticky rostoucí či vegetativní mycelium (dočasně přežívající bez hostitele).

Ektomykorhizní symbióza

Kořeny dřevin v oblastech mírného pásma vytvářejí mykorhizu se specifickými druhy hub. Ektomykorhizy mají charakteristickou anatomickou stavbu. Vytvářejí krátké kořínky bez kořenového vlášení, které je naopak charakteristické pro nemykorhizní kořínky nebo kořínky s endomykorhizou. Tyto kořínky rostou pomaleji a delší dobu v porovnání s nemykorhizními. Vyskytují se především v nejsvrchnějších vrstvách půdy s vysokým obsahem surového humusu.

Na povrchu kořínků infikovaných mykorhizní houbou se vytváří hyfový plášť a dochází k jejich charakteristickému větvení. Tloušťka pláště je závislá na druhu symbionta, délce existence ektomykorhizy,

stanovištních podmínkách i na druhu hostitelské dřeviny. Z povrchu pláště často vyrůstají do půdního prostředí další jemné myceliální struktury. Do nitra kořene houba mechanicky proniká prostorami mezi buňkami primární kůry, kde vytváří tzv. Hartigovu síť, která je jedno i vícevrstevná. V době optimálního rozvoje vzniká velmi rozsáhlá kontaktní plocha vzájemného styku mezi mykobiontem, hostitelem, ale i prostředím. Tento velký povrch umožňuje i značně velký objem vzájemné výměny látek.

Základní morfologická stavba ektomykorhizních kořínků i jejich anatomické složení jsou v podstatě jednotné, bez ohledu na druhovou příslušnost dřevin a hub. Pouze mezi různými rody jsou patrné určité rozdíly ve větvení (u dubu a buku jsou monopodiálně větvené i nevětvené formy, u borovice jsou vidličnatě větvené atd.). Morfologie ektomykorhiz není charakteristická pro určitého houbového symbionta, a proto je velmi obtížné přímé mikroskopické určení druhu houby. Její morfologie je převážně ovlivněna hostitelskou dřevinou. Životnost ektomykorhizních kořínků je různá a je závislá na mnoha vnějších i vnitřních faktorech (MEJSTŘÍK 1988).

Ektomykorhizní symbióza byla zatím popsána asi u 2 000 druhů rostlin. V přírodních lesních ekosystémech hraje významnou roli, protože mezi ektomykorhizní druhy patří všechny důležité dřeviny (smrk, borovice, jedle, dub, buk, bříza atd.) a čeleď dvoukřídláčovitě (*Dipterocarpaceae*). Některé listnaté dřeviny mohou vytvářet jak ektomykorhizy, tak i endomykorhizy (olše, vrba, lípa aj.). Předpokládá se, že kolem pěti tisíc druhů hub může vytvářet ektomykorhizy, přičemž největší počet jich patří do třídy stopkovýtrosých (*Basidiomycetes*) a vřeckovýtrusých (*Ascomycetes*).

Význam a funkce mykorhizní symbiózy

Srovnání růstu lesních dřevin z různých stanovišť ukazuje, že stromy s mykorhizou jsou lépe adaptovány na nepříznivé podmínky prostředí a rostou lépe než stromy s málo rozvinutou mykorhizní symbiózou. Dosavadní výsledky mykorhizních a mykologických výzkumů v dubových, smrkových a bukových porostech (FELLNER et al. 1991, 1992, 1993a, 1993b, 1994, 1995; SOUKUP et al. 2001, 2002, 2003) ukazují většinou pozitivní korelaci procentuálního podílu mykorhizních druhů hub (determinováno podle plodnic) k zjištěnému procentuálnímu podílu aktivních mykorhiz získaných z půdních sond. Na většině sledovaných dubových plochách vykazoval procentuální podíl aktivních mykorhiz negativní korelaci s podílem zastoupených stromů s výraznou defoliací. Tento závěr má své omezení a platí pouze pro stromy s vysokou mírou defoliace (vyšší než 60 %) a zpravidla na stanovištích vykazujících obdobnou hustotu mykorhiz (FELLNER, PEŠKOVÁ 1995). Přesto však mnohé aspekty těchto vztahů zůstávají utajeny, především vzhledem k tomu, že se jedná o složitý korelát mnoha biotických i abiotických složek prostředí.

METODIKA

K hlubšímu poznání změn v průběhu roku bylo zvoleno intenzivní sledování mykorhizní aktivity (reprezentované standardizovaným počtem aktivních a neaktivních mykorhiz – dále zkráceně AM a NM), rozvoje hub podle jejich fruktifikační aktivity (prezence a abundance plodnic jednotlivých druhů) a vývoje jemných kořenů (suchá hmota kořínků do průměru 1 mm) na vybrané ploše v dubovém porostu.

Pro výzkumné účely byla vybrána dubová (*Quercus petraea*) plocha Dřevíč na LS Nižbor, porost 715D7, lesní oblast 8a, lesní typ 2B4, věk 160, zakmenění 7, zastoupení dubů 80 %, nadmořská výška 430 m, lokalizace 50°01'N, 13°58'E. Velikost hodnocené plochy byla

2 500 m². Od ČHMÚ byla získána meteorologická data průměrných ročních teplot vzduchu (°C) a ročního úhrnu srážek (mm). Jednalo se o soubory dat zahrnujících měsíční průměrné teploty a úhrny srážek ze stanice Praha – Ruzyně (50,1008°N 14,2578°E, nadmořská výška 364 m).

Odběry kořenů, extrakce, vyhodnocení mykorhiz

Pro účely studia dynamiky mykorhiz byly v roce 2009 – 2010 na vybrané ploše provedeny odběry vzorků každý měsíc v období od 11. 2. 2009 do 15. 1. 2010. Odběry byly realizovány na přibližně stejném místě (nikoliv totožném) v přibližně stejné vzdálenosti od kmenů zvolených stromů. Z každé zkoumané plochy bylo odebráno půdní sondou o průměru 6 cm a délce 15 cm celkem 5 půdních vzorků s kořeny, které byly následně vyhodnoceny standardní metodou (PEŠKOVÁ, SOUKUP 2006). Vzorky kořenů byly po přechodném uskladnění v chladničce laboratorně zpracovány a vyhodnoceny. Z půdní sondy byly ručně vypreparovány pinzetou a preparačními jehlami a roztrženy podle průměrů do kořenových tříd. Následně byly pečlivě vyprány ve vodě, aby došlo k maximálnímu odstranění minerálních nečistot. Kořeny o průměru do 1 mm byly uloženy do fixačního roztoku glutaraldehydu pro vlastní determinaci mykorhiz.

Hlavními sledovanými parametry v rámci prováděných analýz byly počty AM a NM na kořenech do průměru 1 mm, neboť ty jsou nejadaptabilnější a současně neaktivnější složkou kořenových systémů (MEJSTŘÍK 1988; GRYNDLER et al. 2004). Hodnocenou jednotkou pro stanovení počtu mykorhiz byl segment kořene 5 cm dlouhý, o průměru do 1 mm včetně svých tenkých postranních kořínků. Takto bylo hodnoceno 20 základních kořenových segmentů z každé odebrané sondy. Hustota AM a NM je počítána jako průměrná hodnota zjištěného počtu mykorhiz vztážená na 1 cm délky kořene.

Počty jednotlivých typů mykorhizních špiček byly určovány pod binokulární lupou při čtyřicetinasobném zvětšení podle následujících diagnostických znaků (PETERSON et al. 2004): za typické jsou považovány špičky s vyvinutým houbovým pláštěm, Hartigovou sítí, s vysokým turgorem, postrádající kořenové vlášení, na povrchu hladké, světlejší barvy – ty jsou řazeny do jediné skupiny AM. Naproti tomu špičky, u nichž je patrná výrazná ztráta turgoru, jsou na povrchu svraskalé, chybí jim houbový plášť a Hartigova síť, jsou řazeny do skupiny NM. Některé AM mohou být svraskalé a vypadat částečně jako odumřelé, ale mohou si přitom stále podržet svou fyziologickou funkci. Takové sporné případy byly opět podrobovány vyšetření tenkých řezů pod mikroskopem.

Úroveň mykorhizních vztahů byla hodnocena vedle hustoty jednotlivých typů mykorhiz i jejich procentuálním podílem a případně rozdílem.

V programech Excel a Statistica 8.0 byla provedena analýza všech datových souborů s hlavním cílem posoudit změny, najít statisticky rozdílné střední hodnoty výběrů a otestovat významnost rozdílů.

Statistické vyhodnocení a jeho problémy

Odběry půdních sond se provádějí s úmyslem ověřovat reprezentativním způsobem kořenový systém na zkoumané ploše s homogenním porostem. Praxe ukázala, že v převaze zachycené kořeny reprezentují pro plochu charakteristické mykorhizní poměry. Ne všechny sondy však vzhledem ke své velikosti zastihnou dostatečné množství relevantních kořenů a nebo se výjimečně objevují kořeny se zcela netypickým množstvím mykorhiz. Přesné příčiny rozptylu hodnot neznáme. Může to být např. způsobeno lokální anomálií v chemickém složení půdy, hyfovým ohniskem nebo nějakým inhibičním či aktivačním

působením (ať již jiné houby nebo rostliny) nebo i lokálně dočasně nepříznivou vodní bilancí atd. K hodnocení jsou proto použity hodnoty mediánu a neparametrické testy, i když všechny typy středních hodnot hodnocených souborů vykazují vysokou podobnost.

Hodnocení výskytu hub

Během měsíců červen – prosinec bylo v roce 2009 1 x měsíčně zjišťováno druhové spektrum makromycetů podle nalezených plodnic, dále byla sledována jejich abundance a frekvence (přítomnost druhu na dílčích ploškách velikosti 100 m², v nichž byl druh přítomen). U zjištěných druhů makromycetů byla stanovena jejich trofická příslušnost (mykorhizní, saprotrofní). K pojmenování hub byla použita nomenklatura vesměs podle Index Fungorum.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Hodnoty z pěti sond získané v každém měsíci měly podle očekávání poměrně velký rozptyl (menší u AM: 0,74 – 2,01 a poněkud větší u NM: 0,48 – 2,27). Přesto však jak medián, tak průměrné hodnoty ze všech sond, ale i průměry získané po vyloučení obou extrémních měření vykazují téměř totožné hodnoty. Pro další úvahy byly při hodnocení měsíců použity hodnoty mediánu, které vzhledem k rozsahu souboru a pravděpodobně nesymetrické distribuci měření jsou ze statistického hlediska v tomto případě dostatečně reprezentativní. Pro statistické testy byla z praktických důvodů data ze dvou následných měsíců sloučena. Neparametrickým testem Kruskal-Wallis bylo tedy vzájemně testováno šest posloupných skupin po deseti hodnotách.

Hodnocení roční dynamiky aktivních mykorhiz (AM)

Hustota AM zjištěná v pěti sondách a srovnání různých typů středních hodnot (medián, celkový průměr, průměr jen 3 středních hodnot bez obou extrémů) jsou uvedeny na obr. 1. AM vykazují zvýšení v březnu, červenci a prosinci a výrazný pokles v říjnu. Neparametrický Kruskal-Wallisův test však neprokázal rozdílnost mezi šesti obdobími (dvojicemi měsíců) a kolísání můžeme snad díky velkému rozptylu hodnot posoudit jako náhodné. Podle našich dosavadních představ o životnosti AM (GRYNDLER et al. 2004) si lze obtížně představit výrazné výchyly trvající pouze 1 měsíc.

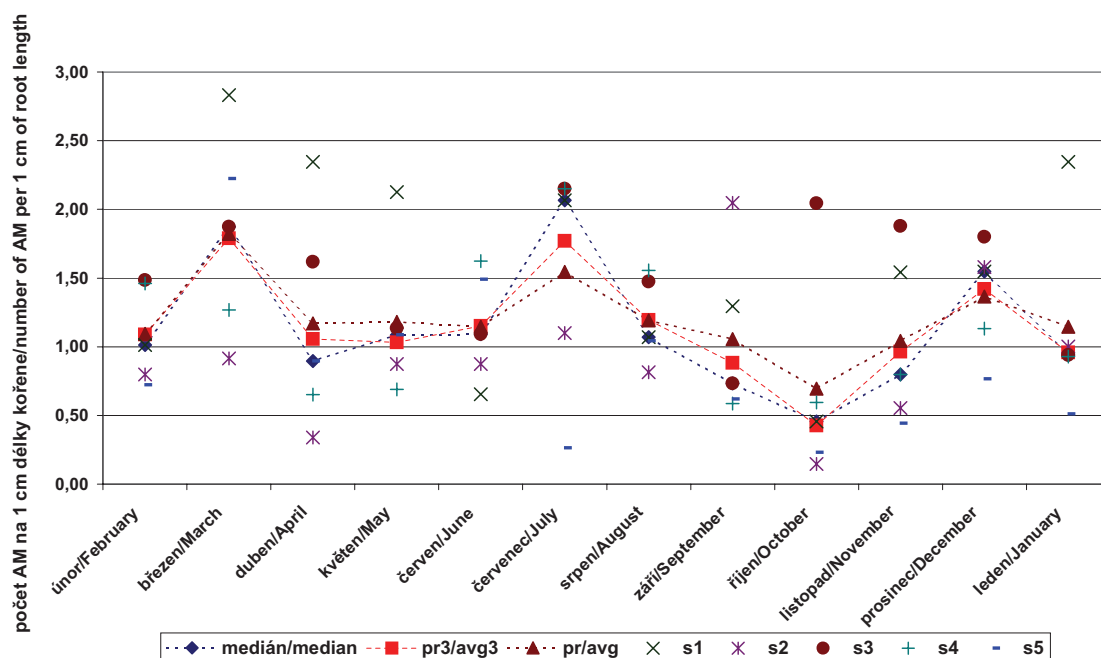
Hodnocení roční dynamiky neaktivních mykorhiz (NM)

Neaktivní mykorhizy vykazují útlum v letních měsících a výrazný nárůst v září a na podzim (obr. 2). Kruskal-Wallisův test prokázal statisticky významné rozdíly pro jednotlivé časové úseky ($p < 0,00$).

Hodnocení sušiny kořenů do průměru 1 mm

Podle uvedené metodiky byly kořeny vypreparovány, rozděleny podle průměrů, následně vysušeny při 105 °C a zváženy. Kolísání hmotnosti sušiny kořenů v průměru do 1 mm, zjištěné z pěti sond v každém měsíci a srovnání různých typů středních hodnot (medián, celkový průměr, průměr jen 3 středních hodnot bez obou extrémů) je uvedeno na obr. 3. Výsledky ukazují, že nejvyšší hodnoty sušiny kořenů do 1 mm byly zjištěny v říjnu (0,83 g) a naopak nejnižší v dubnu (0,35 g).

Neparametrický Kruskal-Wallisův test ukázal statistickou významnost rozdílů ($p < 0,05$) u tohoto parametru v průběhu roku. Podzimní a zimní měsíce (říjen/listopad, prosinec/leden) mají vyšší zastoupe-

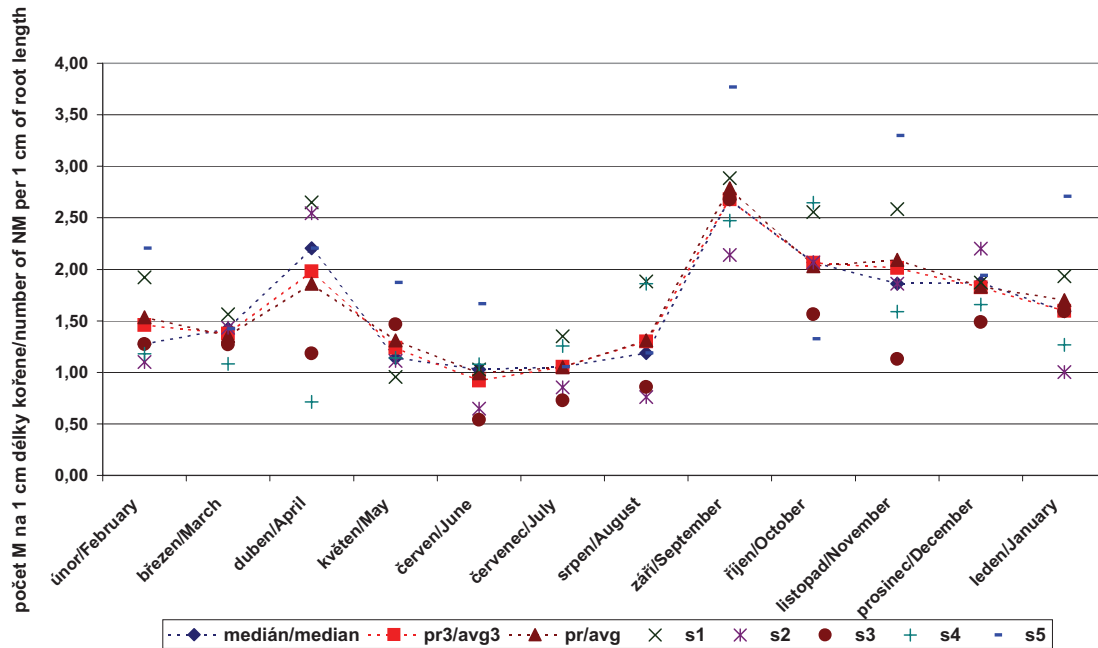


Obr. 1.

Hustoty AM zjištěné z pěti sond (s1 – s5) a srovnání různých typů středních hodnot (medián, celkový průměr, průměr jen 3 středních hodnot bez obou extrémů)

Fig. 1.

Monthly values of the active mycorrhiza density (AM) from five samples (s1 – s5) and (median, average, average calculated without extremes i.e. max./min.values)

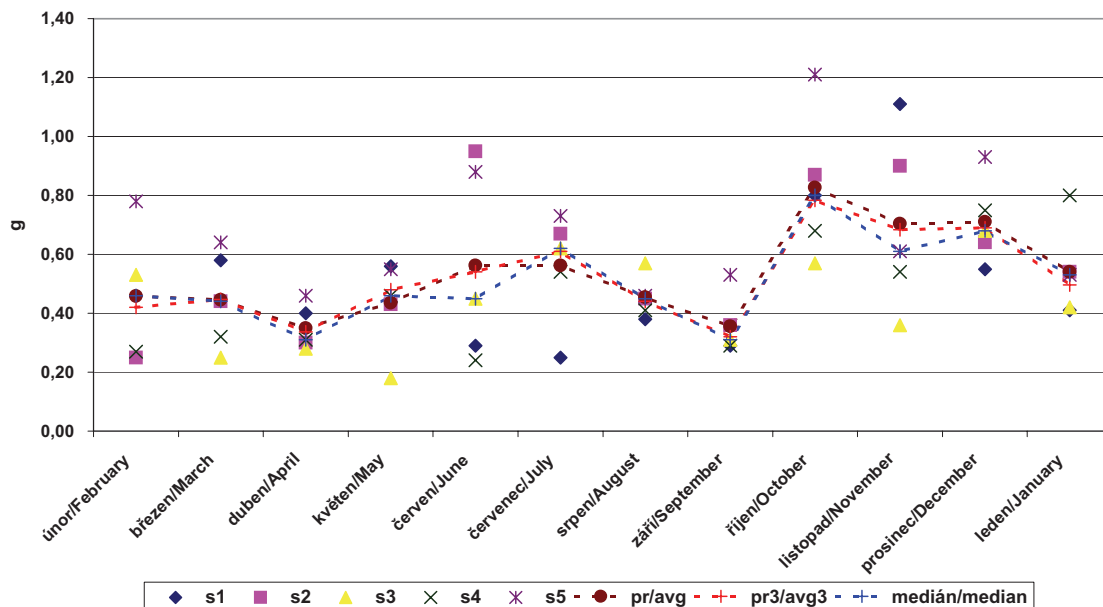


Obr. 2.

Hustoty NM zjištěné z pěti sond (s1 – s5) a srovnání různých typů středních hodnot (medián, celkový průměr, průměr jen 3 středních hodnot bez obou extrémů)

Fig. 2.

Monthly figures of the inactive mycorrhiza density (NM) from five samples (s1 – s5) and (median, average, average calculated without extremes i.e. max./min.values)



Obr. 3.

Přehled hmotnosti sušiny kořenů v průměru do 1 mm (s1 – s5) a srovnání různých typů středních hodnot (medián, celkový průměr, průměr jen 3 středních hodnot bez obou extrémů)

Fig. 3.

Monthly figures of the thin root dry mass for roots up to 1 mm in diameter (s1 – s5) and (median, average, average calculated without extremes i.e. max./min.values)

ní biomasy kořenů do 1 mm (ŠRÁMEK, FADRHOŇSOVÁ 2011). Zjištění odporuje představě, že k nárůstu masy kořenů dochází především na jaře. Vysvětlením by však mohlo být to, že nové jarní kořeny mají nevyzrálé méně hodnotnou „řídkou“ strukturu s vyšším obsahem vody, zatímco na podzim dochází k jejich vyzrání, tedy zvýšení hustoty a relativnímu úbytku vody. V sušině se pak tyto rozdíly objeví v hmotnosti při prakticky podobném objemu kořenů. Je třeba upřesnit, zda uvedený průběh je typický pro všechny roky, nebo zda se na tomto jevu zvýšenou měrou v našem případě projevil nedostatek vláhy v podzimních měsících.

Vztah mykorhiz a environmentálních faktorů

Pomineme-li zimní měsíce, kdy se stromy stejně jako houby nacházejí ve vegetačním klidu (obr. 4 – okrajové měsíce, kdy průměrné teploty únor, prosinec, leden byly pod bodem mrazu), tak AM i NM naznačují vztah s úhrny měsíčních srážek. Zatímco AM naznačují nárůst v souvislosti s vyššími srážkami nebo tyto srážkové měsíce těsně následují (obr. 4, červenec - srpen), tak NM mají tendenci právě opačnou (červenec). Rok 2009, který se vyznačoval extrémně suchým podzimem, ukázal extrémní nárůst NM právě v těchto suchých měsících. Korelace NM s množstvím srážek v měsících březen – listopad dosahuje hodnoty $r = 0,7016$. Nárůst NM byl vyšší, než by kvantitativně odpoví-

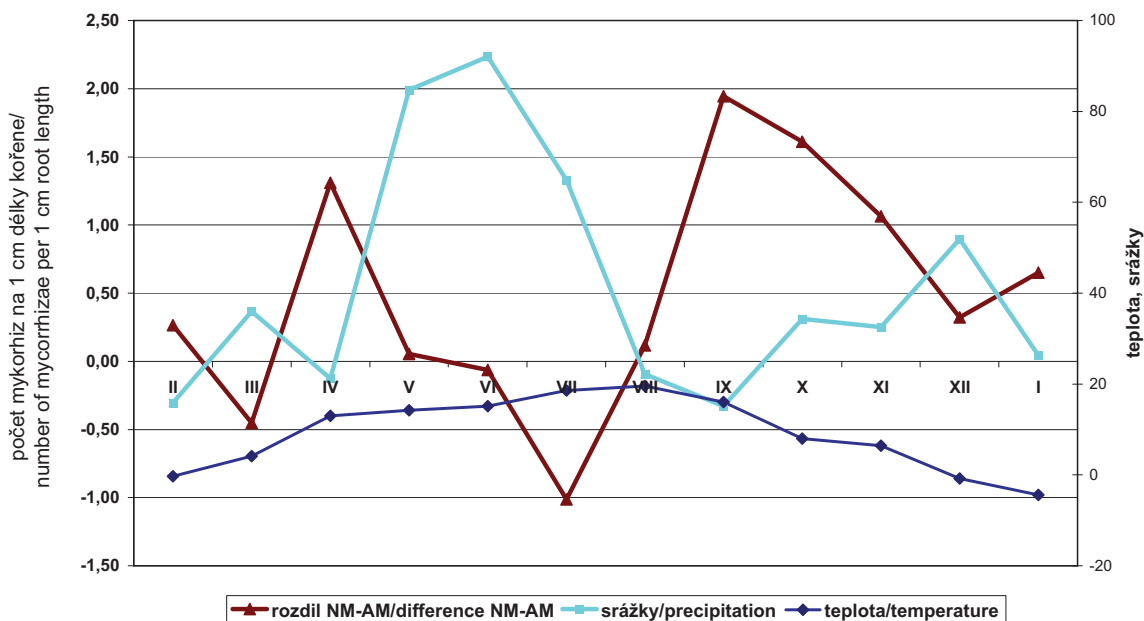
dalo poklesu AM. Pokud bychom považovali NM za odumřelé AM, tak jediným vysvětlením by mohla být extrémně krátká životnost AM v době nízkých srážek. Vyjádřením těchto vztahů může být porovnání kolísání mykorhiz, jako rozdíl NM – AM (obr. 4). Jeho minimální záporná hodnota (tedy převaha AM) následuje vrchol jarních srážek a maximální hodnota (výrazná převaha NM) následuje období sucha v srpnu a září.

Poměr a životnost jednotlivých typů mykorhiz

Vyhodnocení vzájemného poměru AM a NM v jednotlivých měsících (tab. 1) naznačuje převahu NM s výjimkou dvou měsíců (březen, červen) při téměř dvojnásobné dominanci NM v průměru.

Průměrná hodnota hustoty NM na hodnocených dubových plochách byla v mnohaletém průměru přibližně 1,67 x vyšší než hodnota hustoty AM, jak uvádí PEŠKOVÁ (2006) viz obr. 5. Pokud by všechny NM byly reziduem po AM, musely by mít životnost asi 1,7 x delší. Ještě větší převahu NM přináší data u lokalit sledovaných pouze 3 roky (3,27 x!).

Vzhledem k násobné převaze NM je podle této práce patrné, že NM patrně nereprezentují pouze odumřelé AM (NM by musely násobně déle přetrvávat, ale jsou nejspíše směsí vzniklou z několika zdrojů:



Obr. 4.

Srovnání rozdílů hustoty NM a AM s měsíčním úhrnem srážek a teplotami

Fig. 4.

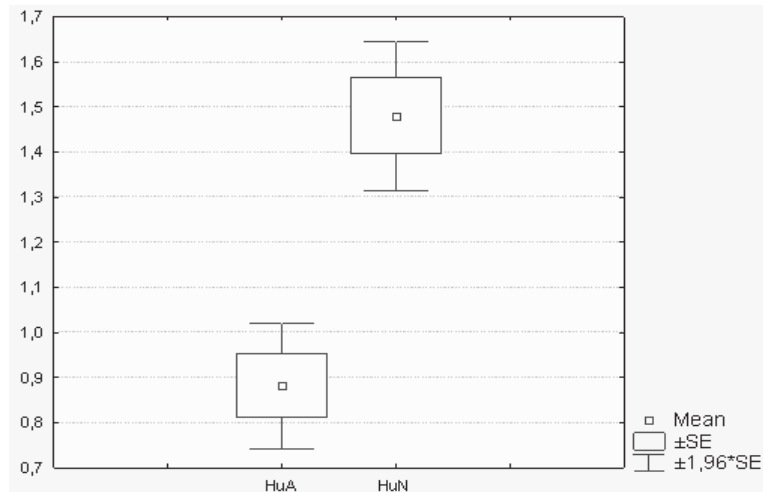
Comparison of precipitation values and differences of active and inactive mycorrhizae (median NM minus AM) in particular months

Tab. 1.

Poměr NM a AM. Průměr za celý rok je 1,94

Ratio of inactive – active mycorrhizae. Year average is 1.94

leden/ January	únor/ February	březen/ March	duben/ April	květen/ May	červen/ June	červenec/ July	srpen/ August	září/ September	říjen/ October	listopad/ November	prosinec/ December
1,24	1,60	0,86	2,58	1,28	0,92	1,27	1,12	3,45	5,50	2,11	1,38

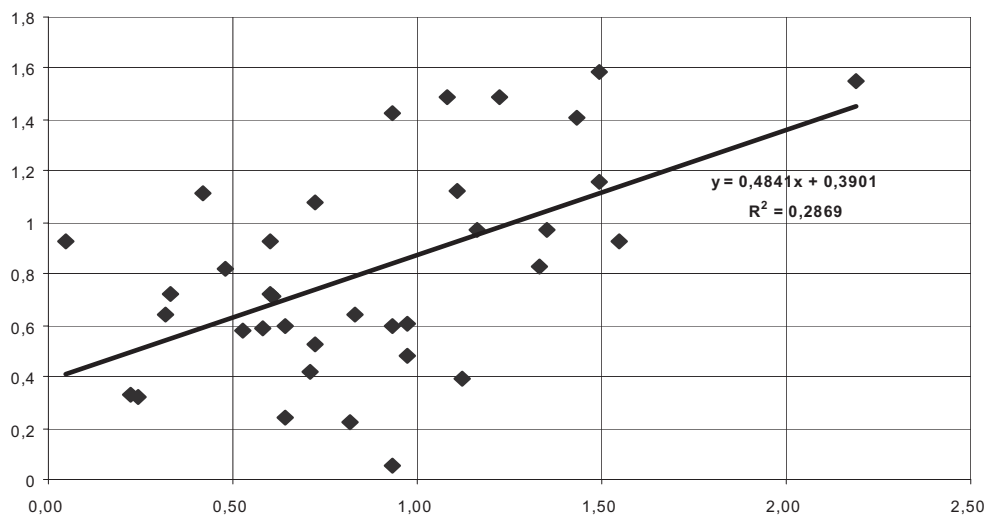


Obr. 5.

Průměrné počty AM a NM na dlouhodobě hodnocených plochách s odběry na jaře a na podzim a jejich rozptyly (viz PEŠKOVÁ 2006, obr. 6.2.3). Rozdíl je statisticky významný ($p < 0,000$)

Fig. 5.

Average figures of active and inactive mycorrhizae from oak study plots sampled each spring and autumn for 3 to 5 years (from PEŠKOVÁ 2006, Fig. 6.2.3). Statistically significant difference ($p < 0,000$)



Obr. 6.

Porovnání středních hodnot z časově následných odběrů hustoty AM (převzato z PEŠKOVÁ 2006, obr. 6.2.1)

Fig. 6.

Correlation of mean active mycorrhiza values (AM) from subsequent sampling periods (from PEŠKOVÁ 2006, Fig. 6.2.1)

před-aktivního stavu, odumřelých stadií a možná také z iniciálních stadií, která se nikdy nerealizovala v AM a přímo přešla do stavu „odumřelých“ (což si lze představit i tak, že se rostlina ubránila „infekcí“). Tyto stavy by bylo možné modelovat a časový průběh následně ověřovat pomocí postupů, které jsou známy z demografie.

O konkrétní životnosti jednotlivých mykorhiz bylo doposud publikováno minimum prací. MEJSTŘÍK (1988) odhaduje, že jednotlivé mykorhizy jsou aktivní nejvýše 2 roky. Jaká je typická (průměrná) životnost však přesně nevíme. O tom, že jejich životnost není ve větši-

ně případech pravděpodobně extrémně krátká mohou svědčit poměrně konzistentní počty při porovnání jaro – podzim i při srovnání hodnot před zimou a po zimě na různých lokalitách srovnávaných v práci autorky (2006), kde AM z následných odběrů jaro-podzim a podzim-jaro vykázaly korelaci $r = 0,536$, viz obr. 6).

V dostupných pracích o kořenech se autoři spíše kloní k názoru, že dekompozice kořenů a jejich mrtvých částí je rychlejší než doba přežívání aktivních kořenů. PRAAG (1988) prokázal, že po dvou letech na stanovišti smrku (*Picea abies*) se rozloží 23,7 % odumřelých kořenů

a 100 % odumřelých kořenů do 1 mm v průměru se rozloží za 3,2 roku. Průměrný pobytový čas, po který jsou živé a odumřelé kořeny do 1 mm na stanovišti, byl spočten na 3,1 a 10,2 měsíce. Doba dekompozice kořenů od 1 do 5 mm byla odhadnuta na 12 let. V porostu *Picea sitchensis* bylo pozorováno (FERRIER, ALEXANDER 1985), že odřezané mykorrhizní kořeny mohou přežívat 4 – 8 měsíců, což vysvětluje existenci sacharidových zásob v pleťvech.

Hodnocení nalezených makromycetů

Vzhledem k předpokládané tvorbě plodnic především na jaře a na podzim byla plocha standardně sledována pouze v měsících červen, červenec, srpen, říjen, listopad, prosinec. Mykorrhizní houby byly výrazně dominantní v červnu až srpnu (obr. 7), kdy jejich frekvence tvořila 70 – 80 % ze všech hub. Absolutně nejvyšší frekvenci pak vykazují měsíce červenec a srpen, tedy následné měsíce po maximu srážek. Velmi podobně se chovají i AM, které dosahují maximální hustoty v červenci. V dalších sledovaných měsících byl mykorrhizní druh zachycen pouze 1 x a v naprosté většině se jednalo o druhy saprotrofní. Minimální početnost mykorrhizních plodnic opět dobře koresponduje s útlumem počtu AM a naprostou dominancí NM. Překvapivý je nečekaně vysoký a rychlý nárůst NM za poměrně krátké období.

Proměnlivost mykorrhiz

Vztah mezi srážkami, hustotou AM, NM a zastoupením mykorrhizních hub naznačují i některé další práce (AZUL et al. 2010). Doposud byly mykorrhizy hodnoceny jako jeden ze závislých parametrů charakterizujících danou lokalitu a rok s odpovídajícími půdními a klimatickými podmínkami na základě hodnocení maximálně dvou odběrů v roce z předpokládaných období maximální aktivity na jaře a na podzim. V této práci jsme se pokusili vyhodnotit i změny početnosti mykorrhiz v průběhu celého roku, které mohou být případně ovlivněny nejen vnějšími, ale i vnitřními faktory mykorrhizního systému rostlina – houba.

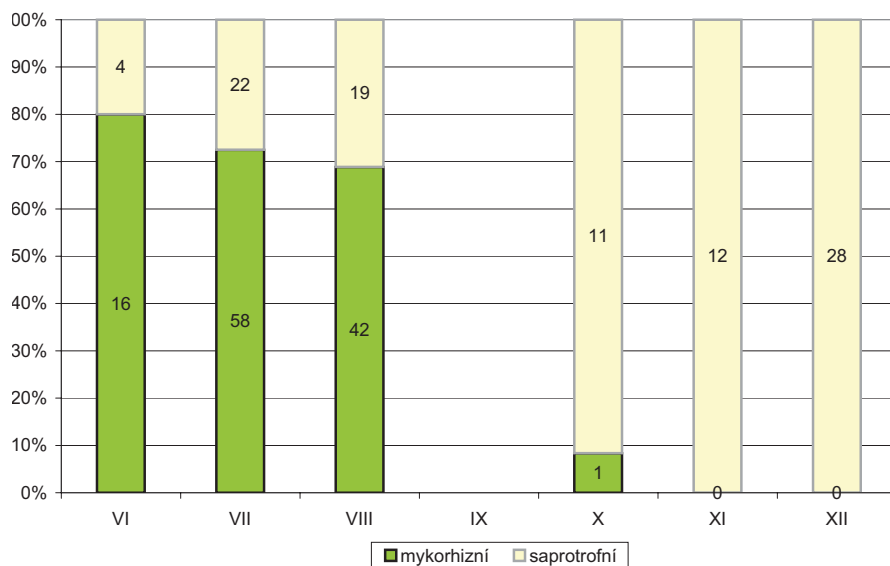
Zajímavé náměty na využití různých moderních metod, které by mohly přispět k objasnění těchto vztahů, uvádí např. COURTY et al. (2010).

Při studiu mykorrhizních poměrů u různých lesních druhů bylo doposud zjištěno, že hustota mykorrhiz je ovlivněna především dlouhodobě existujícími lokálními podmínkami (ŠRÁMEK et al. 2009; PEŠKOVÁ et al. 2007). Procentuální podíl AM patrně citlivěji reaguje na okamžité změny, jako je např. vláhový stres, zhoršení imisní situace atd. Ačkoliv není zcela zřejmé, které konkrétní stanovištní podmínky ovlivňují rozhodující měrou hustotu mykorrhiz, lze pro účely analýzy mykorrhizních poměrů a zdravotního stavu lesa na různých lokalitách doporučit, aby srovnávací analýza byla vždy využívána jen u stanoviště s obdobnou hustotou mykorrhiz (FELLNER, PEŠKOVÁ 1995). Jiným komplikujícím faktorem při hodnocení změn může být například i opakující se silná defoliace způsobená hmyzím žírem, jenž může jistým způsobem redukovat mykorrhizní aktivitu v příslušných letech, jak to bylo například názorně prokázáno Lastem a jeho spolupracovníky (LAST et al. 1979) při umělé provedeném odlisťování mladých bříz.

ZÁVĚR

Práce podává kvantifikovaný obraz průběžných změn jemných dubových kořenů a jejich mykorrhiz, sledovaných pomocí vzorkování spolu s daty o kvalitě a kvantitě společenstva fruktifikujících makromycetů na sledované ploše. V této práci jsou vyhodnoceny jejich vzájemné změny spolu s vazbou na kolísání environmentálních faktorů. Sledované parametry jsou ve vzájemném vztahu, který je obtížné do detailu kauzálně identifikovat. Statisticky průkazné korelace s nezávisle proměnnými faktory prostředí (srážkami) nebylo možné vzhledem k rozsahu souboru otestovat. Významnou roli srážek, především ve vegetačním období, naznačuje korelace s hustotou NM ($r = 0,7016$).

Podrobné sledování dynamiky mykorrhizních poměrů v průběhu celého roku prokázalo nejen statisticky významné změny v čase (NM, sušina kořenů do 1 mm), ale naznačilo i jejich komplikovanější vzá-



Obr. 7.

Frekvence (vyjádřená jako výskyt na jednotlivých ploškách) mykorrhizních hub v relativním vyjádření v rámci všech fruktifikujících druhů

Fig. 7.

Relative presentation of the mycorrhizal fungi based on frequency (occurrence on study subplots) of all macromycetes fructifications

jemný vztah: nárůst NM je provázen kvantitativně nižším statisticky nevýznamným útlumem AM a naopak. Fruktifikace mykorhizních hub měla své maximum v době kulminace AM. Výrazné srážkové maximum v květnu a červnu bylo následně doprovázeno výrazně dominantní fruktifikací mykorhizních druhů hub v červnu a červenci (mykorhizních druhů 61 – 67 %, frekvence 73 – 80 % ze všech zjištěných). Otázkou zůstává, do jaké míry byly tyto změny ovlivněny netypickým ročním kolísáním srážek a do jaké míry jde o jev pravidelný.

Získaná data ukazují, že dynamika AM a NM se do značné míry liší, a to pravděpodobně více, než lze vysvětlit vzájemným kvantitativním přechodem jedné formy v druhou. Poměrně stabilnější úroveň hustoty AM v průběhu roku a silné kolísání hustoty NM, které AM násobně převyšují počtem, může překvapivě naznačovat výrazné kolísání životnosti AM. Je zřejmé, že v průběhu roku i v dlouhodobém pohledu jsou vždy hustoty NM výrazně vyšší, přestože dosavadní práce předpokládají jejich kratší „životnost“, a tedy by teoreticky měly mít naopak nižší pravděpodobnost zachycení ve vzorku.

Poděkování:

Příspěvek byl zpracován v rámci řešení výzkumného záměru MZE0002070203 „Stabilizace funkcí lesa v antropogenně narušených a měnících se podmínkách prostředí“. Velký dík patří Ing. Jaroslavu Landovi za pomoc při sběru a determinaci makromycetů.

LITERATURA

- AZUL A. M., SOUSA J. P., AGERER R., MARTÍN M. P., FREITAS H. 2010. Land use practices and ectomycorrhizal fungal communities from oak woodlands dominated by *Quercus suber* L. considering drought scenarios. *Mycorrhiza*, 20: 73-88.
- COURTY P. E., BUÉE M., DIEDHIOU A. G., FREY-KLETT P., LE TACON F., RINEAU F., TURPAULT M. P., UROZ S., GARBAYE J. 2010. The role of ectomycorrhizal communities in forest ecosystem processes: New perspectives and emerging concepts. *Soil Biology & Biochemistry*: 679-698.
- FELLNER R., BYSTRÍČAN A., TIHOUNOVÁ H., SOUKUP F., JAVŮREK M. 1991. Monitorování vlivu vápnění a kapalného hnojení na mykorhizní poměry ve smrkových porostech v Krkonoších – 1. Etapová zpráva za rok 1991. Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 82 s.
- FELLNER R., CAISOVÁ V., LANDA J., SOUKUP F., JAVŮREK M. 1992. Monitorování vlivu vápnění a kapalného hnojení na mykorhizní poměry ve smrkových porostech v Krkonoších. Zpráva o průběhu řešení v roce 1992. Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 9 s.
- FELLNER R., CAISOVÁ V., LANDA J., SOUKUP F., JAVŮREK M. 1993a. Monitorování vlivu vápnění a kapalného hnojení na mykorhizní poměry ve smrkových porostech v Krkonoších – 2. Etapová zpráva za léta 1992 - 1993. Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 103 s.
- FELLNER R., CAISOVÁ V., SOUKUP F., JAVŮREK M. 1993b. Vliv přihnojování Agrobomagem-N v Jizerských horách na mykorhizní poměry ve smrkových mlazinách. In: Lomský B. et al.: Vyhodnocení leteckého přihnojování Agrobomagem – N v Jizerských horách. Etapová zpráva. Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 44 s.
- FELLNER R., CAISOVÁ V., SOUKUP F., JAVŮREK M. 1994. Vliv přihnojování Agrobomagem-N v Jizerských horách na mykorhizní poměry ve smrkových mlazinách. In: Lomský B. et al.: Vyhodnocení leteckého přihnojování Agrobomagem – N v Jizerských horách. Etapová zpráva. Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 35 s.
- FELLNER R., PEŠKOVÁ V. 1995. Effects of industrial pollutants on ectomycorrhizal relationships in temperate forests. *Canadian Journal of Botany*, 73 (Suppl. 1): 1310-1315.
- FELLNER R., KOUBA F., LANDA J., PEŠKOVÁ V., SOUKUP F., JAVŮREK M. 1995. Monitorování vlivu vápnění a kapalného hnojení na mykorhizní poměry ve smrkových porostech v Krkonoších – 4. Etapová zpráva za léta 1992 – 1995. Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 186 s.
- FERRIER R. C., ALEXANDER I. J. 1985. Persistence under field conditions of excised fine roots and mycorrhizas of spruce. In: Fitter A. H. et al. (eds.): *Ecological interactions in soil: plants, microbes and animals*. Oxford, Blackwell Scientific Publications: 175-179.
- GRYNDLER M., BALÁŽ M., HRŠELOVÁ H., JANSÁ J., VOSÁTKO M. 2004. Mykorhizní symbióza, o soužití hub s kořeny rostlin. Praha, Academia: 366 s.
- Index Fungorum. [on-line]. [cit. 14. 3. 2011]. Dostupné na World Wide Web: <http://www.indexfungorum.org/Names/Names.asp>
- LAST F. T., PELHAM J., MASON P. A., INGLEBY K. 1979. Influence of leaves on sporophore production by fungi forming sheathing mycorrhizas with *Betula* spp. *Nature* (London), 280: 168-169.
- MEJSTRÍK V. 1988. Mykorhizní symbiózy. Praha, Academia: 150 s.
- PEŠKOVÁ V. 1999. Význam mykorhiz a umělá inokulace v lesnictví. *Zpravodaj ochrany lesa* V(6): 19-20.
- PEŠKOVÁ V. 2006. Mykoflóra kořenových systémů lesních dřevin. Disertační práce. Praha, ČZU v Praze, Fakulta lesnická a environmentální: 82 s.
- PEŠKOVÁ V., SOUKUP F. 2006. Houby vázané na kořenové systémy: Metodické přístupy ke studiu. Review. *Zprávy lesnického výzkumu*, 51 (4): 61-68.
- PEŠKOVÁ V., FELLNER R., LANDA J. 2007. Nové údaje o ekotrofní stabilitě krkonošských horských smrčín: srovnání období let 1991 – 1995 a 2001 – 2005. *Opera Corcontica*, 44 (2): 407-414.
- PETERSON R. L., MASSICOTTE H. B., MELVILLE H. 2004. *Mycorrhizas: anatomy and cell biology*. Ottawa, NRC Research Press: 173 s.
- PRAAG H. J., SOUGNEZ-REMY S., WEISSEN F., CARLETTI G. 1988. Root turnover in a beech and spruce stand of the Belgian Ardennes. *Plant and Soil*, 105: 87-103.
- SOUKUP F., LIŠKA J., KNÍŽEK M., PEŠKOVÁ V. 2001. Zdravotní stav dubů v ČR a jeho ohrožení houbovými a hmyzími škůdci. Výroční zpráva projektu NAZV QD 0332. Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 23 s.
- SOUKUP F., PEŠKOVÁ V., LIŠKA J., KNÍŽEK M. 2002. Zdravotní stav dubů v ČR a jeho ohrožení houbovými a hmyzími škůdci. Výroční zpráva projektu NAZV QD 0332. Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 32 s.
- SOUKUP F., PEŠKOVÁ V., LIŠKA J., KNÍŽEK M. 2003. Zdravotní stav dubů v ČR a jeho ohrožení houbovými a hmyzími škůdci. Závěrečná zpráva projektu NAZV QD 0332. Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 45 s.
- ŠRÁMEK V. et al. 2009. Chřadnutí lesa na Jablunkově. Chřadnutí lesních porostů na LS Jablunkov - určení komplexu příčin poškození a návrh opatření na revitalizaci lesa. Hradec Králové, Lesy České republiky: 99 s.
- ŠRÁMEK V., FADRHOŇSOVÁ V. 2011. Životnost a množství kořenů smrku ztepilého na plochách mezinárodního monitoringu ICP Forests v České republice. *Zprávy lesnického výzkumu*, 56 (1): 58-67.

YEAR-ROUND DYNAMICS OF MYCORRHIZAE IN OAK FORESTS**SUMMARY**

For this study we selected oak (*Quercus petraea*) forest near Dřevíč (LS Nižbor, sector 715D7, age 160 years, 430 m above sea level, coordinates 50°01 'N, 13°58 'E). Size of this study plot is 2 500 m². In the period between 11. 2. 2009 – 15. 1. 2010 we sampled monthly the roots near selected trees using the soil probe of 6 cm in diameter. Between June and December we also monitored all fructifications of macromycetes on the plot once a month.

In this work we present quantitative data of active and inactive mycorrhizae that were collected and evaluated by the standard sampling method, thin root dry mass (roots up to 1 mm in diameter) and a survey of fungi species (qualitative and quantitative). Abiotic factors such as month average precipitations and temperatures were also considered.

Detailed year-round study of mycorrhizal dynamic revealed statistically significant differences of the inactive mycorrhizae and the thin root biomass (two months pooled). Our new data indicate more complicated links between these parameters. Large increase of inactive mycorrhizae in autumn can be perhaps explained by faster turnover of active mycorrhizae. Fructification of mycorrhizal macromycetes reached maximum simultaneously with active mycorrhizae. It was in a period of high precipitation in May and June and just afterwards. Relative quantity of mycorrhizal macromycetes was 61 - 67% and their frequency was 73 - 80% from all. It is not clear whether this result represents standard process or if it was influenced by an unusual drop of precipitation later in the season.

Our data indicate that fluctuations of active and inactive mycorrhizae are different and seemingly independent. These changes cannot be explained by simple quantitative change from one form to the other. Numbers of inactive mycorrhizae are in the majority of months and also in average for the whole year almost double in comparison with active mycorrhizae. Prevalence of inactive mycorrhizae is also evident from other studies. This can be most likely explained by generally longer persistence of inactive mycorrhizae and their quantitative fluctuations by a variable longevity of active mycorrhizae during season. However, published data indicate rather faster decomposition of inactive mycorrhizae.

Recenzováno

ADRESA AUTORA/CORRESPONDING AUTHOR:

Ing. Vítězslava Pešková, Ph. D., Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i.
Strnady 136, 252 02 Jíloviště, Česká republika
tel.: 257 892 299; e-mail: peskova@vulhm.cz

PŮDNÍ SKELET JAKO ZDROJ PŘÍSTUPNÝCH ŽIVIN V LESNÍCH EKOSYSTÉMECH

SOIL SKELETON - SOURCE OF AVAILABLE NUTRIENTS IN FOREST ECOSYSTEMS

JAN MATERNA

ABSTRACT

The concentration of selected nutrients in the fine earth (particles < 2 mm) and in two fractions of soil skeleton (2 - 10 and 10 - 30 mm) was studied. I used soil samples originated from profiles on very different parent bed rocks, from very poor sandstone to basalt and amphibolite that were very rich on nutrients. The extraction with Mehlich III of the mentioned fractions of soil skeleton resulted in remarkable amounts of phosphorus, potassium, calcium and magnesium as well. In some cases the concentrations in the coarse soil fractions were comparable with the concentrations in fine earth. The concentrations of C_{ox} and N_{tot} in the soil skeleton particles were also significant. If we consider the share of soil skeleton on the total amounts of available nutrients in the soil profile, they can play an important part. Therefore it is not possible to neglect this amount in studies concerning distribution of elements and nutrient cycling in forest ecosystems.

Klíčová slova: půda, půdní skelet, živiny, zásoby živin

Key words: soil, soil skeleton, nutrients, stock of nutrients

ÚVOD

Údaje o chemických vlastnostech minerálních složek lesních půd se opírají o posuzování analýz jemnozeme, tj. zrnitostní frakce < 2 mm. Z toho se odvozují celkové zásoby živin a schopnost lesní půdy zajistit v kratších či delších časových úsecích výživu lesních porostů. Ostatní zrnitostní frakce minerální půdy se posuzují spíše jako balast, který snižuje podíl jemnozeme v půdním profilu, a tím i zásoby přístupných živin.

Je několik informací z poslední doby, které takový přístup zpochybňují. Ukazuje se, že i hrubší frakce mohou mít pro zásoby přístupných živin v půdě význam (JONGMANS et al. 1997; KOHLER et al. 2000; BREEMEN et al. 2000). Půdní skelet – částice, které 2mm sítem neprocházejí – může obsahovat pozoruhodná množství přístupných živin (UGOLINI et al. 1996, 2001; CORTI et al. 2002; HEISSNER et al. 2004; KOELE, HILDEBRAND 2008). Živiny jsou obsaženy v materiálu, který je uložen v trhlinkách narušeného povrchu hrubších částic skeletu, čímž jsou tdo jisté míry chráněny před vyplavováním.

V hrubších půdních částicích byly však zjištěny i určité obsahy organického uhlíku i dusíku (BEETS et al. 2011). Podílejí se na tom hyfy ektomykorrhizních hub, které narušují celistvost povrchu hrubších částic (JONGMANS et al. 1997) a jejich zbytky pak vnášejí do skeletu i sloučeniny dusíku a uhlíku (CORTI et al. 2002).

Množství živin takto uložených ve skeletu nejsou zanedbatelná. Z výsledků průzkumu lesních půd ve Schwarzwaldu vyplývá, že koncentrace výměnných kationů ve skeletu mohou být i významně vyšší než koncentrace v jemnozemi (HEISSNER et al. 2004). Rozhodující pak je - a pokusy to potvrdily - že živiny obsažené ve skeletu jsou rostlinami využitelné. UGOLINI et al. (2001) v nádobovém pokusu prokázali využitelnost hořčíku, vápníku i draslíku kulturou trávy *Agro-*

stis vulgaris z frakcí půdního skeletu 2 - 13 a 38 - 63 mm. Jemnější frakce (2 - 13 mm) byla rovnocenným zdrojem hořčíku pro kulturu jako jemnozeme (< 2 mm). V laboratorním pokusu pak KOELE a HILDEBRAND (2008) zjistili, že semenáčky smrku mohou využít vápník a hořčík z půdní frakce 2 - 6,3 mm k normální výživě těmito prvky.

Všechny tyto informace ukazují na nezbytnost změnit dosavadní přístup k půdnímu skeletu, pokud jde o jeho úlohu ve výživě rostlin. Zároveň však jsou příliš omezené na to, aby umožnily obecnější pohled na celou problematiku. Je proto nezbytné podstatně rozšířit soubor údajů o koncentracích rostlinných živin včetně stopových a eventuelně i rizikových prvků v různých zrnitostních frakcích, rozšířit poznání o jejich využitelnosti rostlinami, resp. lesními dřevinami, a o jejich významu v ekologii výživy lesních dřevin a porostů. S tím je spojena nutnost metodického propracování odběru, přípravy a analytického zpracování půdních vzorků včetně skeletu. Jde tedy o techniky, časově a samozřejmě i finančně náročný program.

Tento příspěvek se zabývá otázkou, jaký význam mohou mít živiny obsažené ve skeletu v půdních profilech vzniklých na půdotvorných substrátech s výrazně odlišnými obsahy hlavních rostlinných živin.

METODIKA

Vzhledem k tomu, že jde o zcela novou problematiku, nejsou k dispozici ověřené, eventuelně dohodnuté pracovní postupy. Ty, které byly použity, vycházejí z požadavku, aby postupy pro získání dalších informací byly pokud možno jednoduché, použitelné při běžných průzkumech stavu půd. Opírají se o výsledky předběžných testů. Nemohou však ještě představovat ustálenou definitivní metodiku.

Původ vzorků

Byly odebrány vzorky z 8 lokalit. Při výběru šlo především o to, aby se zřetelně lišily co do bohatosti půdotvorného substrátu. Přehled lokalit je v tabulce 1.

Odběr vzorků

Pro stanovení podílu půdního skeletu na celkových zásobách živin v půdním profilu je nutno brát v úvahu i živiny obsažené v organickém horizontu. Vzorek organického horizontu se odebíral ze dvou plošek 25 x 25 cm do rozhraní s povrchovou vrstvou minerální půdy. Podobně se z definované plochy získal vzorek organominerálního horizontu, tj. povrchové vrstvy minerální půdy na rozhraní s nadložním humusem, obohacené humusovými látkami.

Vzorky minerální půdy se odebíraly podle objemu, přičemž objem odebraného vzorku se zjišťoval podle množství jemného písku, kterým se vyplnil prostor odebraného vzorku, nebo podle objemu polyuretanové pěny (PAGE-DUMROESE et al. 1999). Objem odebraného vzorku se pohyboval mezi 4 – 6,5 dm³. Odběry zahrnuly 3 vrstvy minerální půdy po 20 cm do hloubky 60 cm.

Úprava vzorků

Vzorky nadložního humusu i organominerálního horizontu byly po vysušení zváženy a běžným způsobem připraveny k analýze. Ze vzorků minerální půdy byly před dalším zpracováním odstraněny kořeny. Po vysušení byl celý vzorek zvážen. Jemnozeme byla oddělena obvyklým postupem. Prosetím byla oddělena část skeletu větší než 30 mm a zvážena. S tímto materiálem se již dále nepracovalo. I hrubší frakce sice obsahují určitá množství sledovaných prvků, podle předběžných testů jde však o množství poměrně nízká. V půdách s vysokým podílem hrubší frakce (nad 30 mm) může však její vyloučení určité zkruslení způsobit.

Frakce 2 – 30 mm byla dále prosetím rozdělena na zrnitostní podíl 2 – 10 mm a 10 – 30 mm a zvážena. Rozdělení do ještě úžeji vymezených tříd by bylo žádoucí, zvýšila by se tím však významně celková pracnost. Z objemu vzorku a jeho celkové hmotnosti byla stanovena objemová hmotnost.

Podíl 2 – 10 a 10 – 30 mm se ještě na sítech mechanicky zbavil části povrchových nečistot, které by mohly ovlivnit výsledky analýz a byl promyt destilovanou vodou až do vymizení zákalu. Při vlastní přípravě vzorku skeletu k analýze je nutno dbát na to, aby podíl jednotlivých částic uvnitř frakce odpovídal přirozenému složení, tj. aby například

ve frakci 10 – 30 mm nepřevažovaly neúměrně částice > 20 mm, pokud to neodpovídá přirozenému uložení.

Analýzy

Vzorky organického a organominerálního horizontu byly zpracovány podle obvyklého postupu, v akreditované laboratoři Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., ve Strnadlech. Vzorky minerální půdy analyzovaly laboratoře Výzkumného ústavu rostlinné výroby v Praze Ruzyni.

V prvním případě, mimo aktivní a výměnné kyselosti, byly stanoveny celkové obsahy C_{org}, N_{tot}, dále P, K, Ca, Mg po rozkladu organického materiálu lučavkou královskou. V materiálu z organominerálního horizontu byl stanoven i podíl P, K, Ca, Mg, vyluhovatelný extrakčním činidlem Mehlich III.

Ve vzorcích jemnozeme i obou frakcí skeletu byla stanovena aktivní i výměnná kyselost, koncentrace uhlíku Tjurinovou metodou a dusíku kjehldahlizací a koncentrace P, K, Ca, Mg v extraktu činidlem Mehlich III vytřepáním.

V celkových bilancích se živiny uvolněné z humusu lučavkou královskou považují za přístupné, protože jejich mineralizace z opadu probíhá poměrně rychle, řádově nejvýše v rocích. Množství živin, bazických kationů uvolněných extrakcí činidlem Mehlich III, je velmi blízké výměnným bázím, které se běžně za přístupné považují (ZÁHORNÁSKÁ 2002).

Použitý způsob extrakce třepáním nemusí být u skeletu nejhodnější. Je možné, že by se perkolací získaly poněkud odchýlné – možná vyšší – výsledky. Tento postup je však technicky a časově podstatně náročnější než třepání, a proto pro běžnou práci těžko použitelný.

VÝSLEDKY

Půdní reakce a koncentrace uhlíku, dusíku a přístupných živin ve vzorcích jemnozeme i obou frakcí skeletu jsou uvedeny v tab. 2. – 9.

Těžko lze očekávat, že omezený soubor výsledků získaný na 8 sondách bude reprezentativní pro území ČR. Je však žádoucí posoudit, do jaké míry a co ze získaných výsledků zapadá do celkového obrazu o chemismu lesních půd na našem území. Podkladem pro toto posouzení je souhrn výsledků analýz získaných průzkumem v období 1993 – 1999 v hercynské oblasti našeho státu (MATERNA 2002). Jde o výsledky analýz půdních vzorků ze 2 800 míst v porostech hlavních přírodních lesních oblastí, o ploše přes 1 700 tisíc hektarů.

Tab. 1.

Přehled lokalit, odkud pocházejí zpracované vzorky
Localities of soil profiles studied

Přírodní lesní oblast/ Natural forest region	Lokalita/Locality	Porost/Forest stand	Podloží/Bed rock	SLT*
01. Krušné hory	Pernink	sm 10	žula/granit	7 S
01. Krušné hory	Božidarský Špičák	sm 10	čedič/basalt	6 Y
01. Krušné hory	Klínovec	sm 10	svor/mica schist	8 S
10. Středočeská pahorkatina	Stříbrná Skalice	hb 9. db, bor 1	amfibolit/amphibolite	1 C
10. Středočeská pahorkatina	Babice	sm 10, bor	žula/granite	2 O
12. Předhoří Šumavy	Svatá Máří	sm 10	syenitický porfyr/porfyr	6 B
17. Polabí	Klánovice	bor 8. sm, br, vej 2	permokarbonický pískovec/sandstone	1 M
12. Předhoří Šumavy	Štítkov	sm 10. md	rula/gneiss	6 B

Forest stand: Tree species (sm – spruce; hb – hornbeam; db – oak; bor – pine; br – birch; vej – white pine; md – larch)

* SLT - Skupina lesních typů (PLIVA 2000)/Group of forest types (PLIVA 2000)

Tab. 2. – 9.

Výsledky půdních analýz: organického horizontu (Oh) a organominerálního horizontu (Ah) po extrakci lučavkou královskou; minerální půdy ve výluhu extrakčním činidlem Mehlich III

Results of soil analyses: organic (Oh), organic- mineral layer (Ah) Aqua Regia extraction, mineral soil extracted with Mehlich III solution

Tab. 2.

Pernink

Vzorek/Sample	pH KCl	pH H ₂ O	P	K	Ca	Mg	N _t	C _{org}	
				mg.kg ⁻¹				%	
Oh	5,17	6,26	1 092	912,3	18 092	8 762	2,03	45,0	
Ah	2,98	3,57	622,4	878	1 014	1 031	0,81	16,0	
minerální půda/mineral soil									
Vzorek/Sample	pH KCl	pH H ₂ O	P	K	Ca	Mg	N _t	C _{org}	Hloubka/Depth
				mg.kg ⁻¹				%	cm
< 2 mm	3,87	4,38	15,8	27,5	64	21,8	0,064	1,22	0 – 20
-10 mm	4,04	4,56	22	10	32	21,3	0,02	0,36	
-30 mm			9,7	4,6	29	19,7			
< 2 mm	3,86	4,48	29,8	18,9	148	26,4	0,056	1,01	20 – 40
-10 mm	4,06	4,74	30,8	7,4	95	21,1	0,011	0,22	
-30 mm			12,3	4,0	35	19,7			
< 2 mm	3,96	4,52	44,5	16,9	67	25,0	0,039	0,87	40 – 60
-10 mm	4,13	4,80	32,4	6,9	83	20,5	0,011	0,23	
-30 mm			16,9	3,8	38	19,5			

Tab. 3.

Božidarský Špičák

Vzorek/Sample	pH KCl	pH H ₂ O	P	K	Ca	Mg	N _t	C _{org}	
				mg.kg ⁻¹				%	
Oh	3,68	4,11	1 847	925	1 216	833	2,56	39,6	
Ah	3,58	4,20	1 826	1 522	1 269	3 040	1,36	18,0	
minerální půda/mineral soil									
Vzorek/Sample	pH KCl	pH H ₂ O	P	K	Ca	Mg	N _t	C _{org}	Hloubka/Depth
				mg.kg ⁻¹				%	cm
< 2 mm	3,90	4,40	8,24	65,4	200	34,2	0,434	7,35	0 – 20
-10 mm	3,91	4,55	36,6	40,7	137	27,9	0,224	3,50	
-30 mm			12,8	4,7	28	15,5			
< 2 mm	3,75	4,31	5,26	75,7	204	38,9	0,591	8,34	20 – 40
-10 mm	3,74	4,42	21,0	30,9	71	28,1	0,143	2,30	
-30 mm			35,0	12,3	61	27,9			
< 2 mm	3,83	4,32	12,8	61,1	135	31,9	0,428	6,45	40 – 60
-10 mm	3,94	4,56	52,4	38	120	26,4	0,188	2,61	
-30 mm			92,7	11,7	58	20,0			

Tab. 4.

Klínovec

Vzorek/Sample	pH KCl	pH H ₂ O	P	K	Ca	Mg	N _t	C _{org}	
				mg.kg ⁻¹				%	
Oh	2,95	3,71	1 126	1 197	1 586	901	1,69	35,1	
Ah	2,90	3,69	684	954	640	671	0,87	18,5	
minerální půda/mineral soil									
Vzorek/Sample	pH KCl	pH H ₂ O	P	K	Ca	Mg	N _t	C _{org}	Hloubka/Depth
				mg.kg ⁻¹				%	cm
< 2 mm	3,99	4,50	8,24	11,0	31	16,3	0,084	2,74	0 – 20
-10 mm	4,23	4,86	16,3	5,9	25	19,0	0,017	0,49	
-30 mm			7,24	3,7	41	20,6			
< 2 mm	4,16	4,69	40,3	9,0	28	15,7	0,039	1,01	20 – 40
-10 mm	4,33	4,91	44,0	8,4	73	18,7	0,014	0,34	
-30 mm			5,75	3,3	36	21,7			
< 2 mm	4,14	4,65	31,9	10,4	167	17,5	0,039	1,13	40 – 60
-10 mm	4,35	4,81	46,1	7,1	26	18,3	0,014	0,37	
-30 mm			31,9	6,1	56	19,3			

Tab. 5.
Stříbrná Skalice

Vzorek/Sample	pH KCl	pH H ₂ O	P	K	Ca	Mg	N _t	C _{org}	
				mg.kg ⁻¹			%		
Oh	5,03	5,64	1 415	1 364	18 779	2 276	2,0	42,0	
Ah	5,10	5,71	773	2 348	5 598	6 276	0,27	4,5	
minerální půda/mineral soil									
Vzorek/Sample	pH KCl	pH H ₂ O	P	K	Ca	Mg	N _t	C _{org}	Hloubka/Depth
				mg.kg ⁻¹			%		cm
< 2 mm	5,28	6,30	15,8	109	1 733	294	0,095	1,54	0 – 20
-10 mm	5,23	6,54	10,2	77,4	1 358	242	0,062	1,07	
-30 mm			9,75	54,0	1 174	208			
< 2 mm	5,17	6,34	14,8	72,6	1 487	260	0,076	1,02	20 – 40
-10 mm	5,15	6,60	9,24	47,3	1 002	179	0,036	0,52	
-30 mm			3,78	13,7	249	55,5			
< 2 mm	5,14	6,36	16,9	52,4	1 410	242	0,050	0,86	40 – 60
-10 mm	5,06	6,45	10,8	34,6	920	166	0,025	0,46	
-30 mm			6,74	12,3	395	81,4			

Tab. 6.
Babice

Vzorek/Sample	pH KCl	pH H ₂ O	P	K	Ca	Mg	N _t	C _{org}	
				mg.kg ⁻¹			%		
Oh	3,41	4,05	936	863	4 419	800	1,72	39,1	
Ah	3,06	3,82	572	805	948	977	0,78	15,5	
minerální půda/mineral soil									
Vzorek/Sample	pH KCl	pH H ₂ O	P	K	Ca	Mg	N _t	C _{org}	Hloubka/Depth
				mg.kg ⁻¹			%		cm
< 2 mm	3,27	3,97	5,26	70,3	116	40,1	0,092	1,95	0 – 20
-10 mm	3,40	4,15	1,85	70,5	97	40,7	0,034	0,60	
-30 mm			3,30	48,7	117	32,8			
< 2 mm	3,42	4,22	8,74	67,6	115	41,9	0,048	0,96	20 – 40
-10 mm	3,52	4,54	4,27	36,3	136	35,8	0,017	0,32	
-30 mm			4,27	18,8	47	30,3			
< 2 mm	3,45	4,05	8,74	50,3	101	40,1	0,042	0,78	40 – 60
-10 mm	3,59	4,26	5,75	28,5	71	34,3	0,017	0,30	
-30 mm			5,75	25,7	61	31,4			

Tab. 7.
Svatá Máří

Vzorek/Sample	pH KCl	pH H ₂ O	P	K	Ca	Mg	N _t	C _{org}	
				mg.kg ⁻¹			%		
Oh	3,54	3,98	1 094	865	5 135	1 010	2,06	46,2	
Ah	3,00	3,66	555	595	1 490	736	1,19	26,5	
minerální půda/mineral soil									
Vzorek/Sample	pH KCl	pH H ₂ O	P	K	Ca	Mg	N _t	C _{org}	Hloubka/Depth
				mg.kg ⁻¹			%		cm
< 2 mm	3,40	4,20	1,85	65,3	124	51,2	0,137	2,90	0 – 20
-10 mm	3,62	4,50	2,81	28,2	58	41,4	0,034	0,65	
-30 mm			1,85	5,5	32	27,8			
< 2 mm	3,60	3,91	4,76	61,8	123	72,4	0,098	1,94	20 – 40
-10 mm	3,91	4,17	5,26	18,0	49	42,5	0,017	0,35	
-30 mm			2,30	8,1	42	33,5			
< 2 mm	3,45	3,32	4,27	104	237	65,8	0,106	2,42	40 – 60
-10 mm	3,71	4,22	3,78	24,8	39	38,5	0,017	0,35	
-30 mm			2,81	8,9	29	30,4			

Tab. 8.
Klánovice

Vzorek/Sample	pH KCl	pH H ₂ O	P	K	Ca	Mg	N _t	C _{org}	
mg.kg ⁻¹									
%									
Oh	3,15	3,79	686	582	2 541	602	1,43	34,4	
Ah	3,24	3,85	214	387	393	380	0,31	6,84	
minerální půda/mineral soil									
Vzorek/Sample	pH KCl	pH H ₂ O	P	K	Ca	Mg	N _t	C _{org}	Hloubka/Depth
mg.kg ⁻¹									cm
%									
< 2 mm	3,96	4,63	3,30	6,0	44	20,8	0,017	0,55	0 – 20
-10 mm	4,15	4,98	2,33	6,3	42	16,3	0,008	0,24	
-30 mm			1,85	3,4	22	17,0			
< 2 mm	3,87	4,46	3,30	5,3	37	19,4	0,017	0,63	20 – 40
-10 mm	3,83	4,05	2,33	4,1	22	16,1	0,008	0,26	
-30 mm			1,85	3,4	28	17,2			
< 2 mm	3,88	4,70	3,78	8,8	82	20,6	0,020	0,73	40 – 60
-10 mm	3,78	4,54	3,30	12,4	45	20,9	0,014	0,46	
-30 mm			1,85	4,1	37	18,8			

Tab. 9.
Štítkov

Vzorek/Sample	pH KCl	pH H ₂ O	P	K	Ca	Mg	N _t	C _{org}	
mg.kg ⁻¹									
%									
Oh	3,61	4,45	944	2 159	4 043	3 156	1,42	30,2	
Ah	3,41	4,00	571	2 924	1 672	5 946	0,73	14,7	
minerální půda/mineral soil									
Vzorek/Sample	pH KCl	pH H ₂ O	P	K	Ca	Mg	N _t	C _{org}	Hloubka/Depth
mg.kg ⁻¹									cm
%									
< 2 mm	3,45	4,38	3,78	148	250	68,6	0,255	4,67	0 – 20
-10 mm	3,65	4,62	6,25	52,8	120	54,3	0,064	1,11	
-30 mm			1,85	16,5	23	31,0			
< 2 mm	3,66	4,34	2,33	123	106	40,2	0,123	2,28	20 – 40
-10 mm	3,84	4,57	3,30	49,1	51	40,7	0,045	0,74	
-30 mm			1,85	12,3	27	29,9			
< 2 mm	3,84	4,33	4,76	91,7	132	22,9	0,070	1,31	40 – 60
-10 mm	4,06	4,55	5,75	30,7	33	28,1	0,020	0,40	
-30 mm			6,75	9,0	33	27,4			

Tab. 10.

Půdní průzkum v hercynské části České republiky 1994 – 1999. Rozložení koncentrací hlavních rostlinných živin v minerální půdě v extraktu Mehlich III. Jehličnaté porosty

Soil survey in the Hercynian part of the Czech Republic. Distribution of plant nutrients in the mineral soil, extracted with Mehlich III. Conifer stands

Percentil	pHKCl	pHH ₂ O	N	P	K	Ca	Mg
			%	mg.kg ⁻¹			
5	2,9	3,3	0,03	1	11	35	8
10	3,0	3,5	0,04	1	15	51	10
25	3,2	3,7	0,07	2	27	79	15
50	3,4	3,9	0,10	6	39	124	24
75	3,6	4,1	0,15	11	54	206	38
90	3,7	4,3	0,24	27	73	330	62
95	3,9	4,5	0,32	48	88	499	84
Průměr/Average			0,12	11	44	197	32

Opakované průzkumy ve vybraných lesních oblastech sice prokázaly poměrně rychlý postup změn v koncentracích některých prvků, zejména soustavný pokles koncentrace vápníku, méně výrazný i u dalších prvků; to však význam tohoto základu srovnání a hodnocení neovlivňuje. Uvedeny jsou jen výsledky analýz minerální půdy v jehličnatých porostech, s nimiž jsou srovnány výsledky ze 7 lokalit s jehličnatými porosty. Pokud jde o výsledky analýz humusu a analýz minerální půdy pod listnatým porostem (Stříbrná Skalice), vycházíme z obdobných výsledků získaných v listnatých porostech.

Lokalita Pernink (tab. 2)

Leží v prostoru silného znečištění ovzduší v minulosti, nadále je však zatížena zvýšenou depozicí sloučenin síry a dusíku.

Teprve výsledky analýz organického horizontu odhalily, že jde o lokalitu v minulosti vápněnou. 18 g Ca v jednom kilogramu humusu nemůže být přirozeným obsahem. Medián výsledků ze širokého průzkumu v jehličnatých porostech odpovídá 2,6 g Ca.kg⁻¹. Stejně je tomu i v případě hořčíku, kdy 8,8 g Mg.kg⁻¹ je o řád vyšší než je medián širokého souboru (0,63 g). Pokud jde o minerální půdu, tam se vliv dolomitického vápence neprojevil. Koncentrace vápníku v jemnozemi je spíše podprůměrná. Také koncentrace hořčíku se pohybují kolem mediánu širokého souboru. Oba prvky jsou významně zastoupeny v obou frakcích skeletu. V materiálu z nehlubší vrstvy je koncentrace Ca v jemnější frakci skeletu dokonce vyšší než v jemnozemi. Poměrně malé rozdíly jsou v obsazích hořčíku mezi jemnozemi a hrubším materiálem.

Koncentrace draslíku v jemnozemi jsou celkově nízké a ve skeletu ještě výrazně klesají. Pozoruhodně vysoké jsou ve skeletu obsahy fosforu, dokonce převyšují obsahy v jemnozemi. Vzhledem k obecné situaci jsou podle zmíněného průzkumu vzorky z této lokality zřetelně méně kyselé pravděpodobně vlivem vápnění. Rozdíly v hodnotě pH mezi jednotlivými frakcemi jsou nepatrné.

Lokalita Božídarský Špičák (tab. 3)

Lokalita spadá do oblasti dříve ovlivněné silným znečištěním ovzduší.

Jde o mimořádný půdní profil na čediči. Mezi balvany a velkými úlomky horniny je jen málo zeminy, zbarvení odráží vysoký obsah uhlíku a dusíku patrně proto, že se organický materiál (rostlinný opad) rozhodujícím způsobem podílel na jejím vytváření. Cca 70 % půdního profilu tvoří nejhrubší materiál (balvany), který nemohl být odběrem vzorků postižen. Obdobnou situaci jsme zjistili i na jiných lokalitách s čedičovými podložím v Krušných horách a v Českém Středoohoří. Podobný profil na čediči popisují i HÖLSCHER et al. (2002).

S přihlédnutím k tomu, že půdotvornou horninou je čedič, je pH podloží nízké, což potvrzuje to, že hornina měla na vytváření materiálu mezi balvany omezený vliv a dostatečně nebránila ani acidifikaci. Přesto jsou koncentrace Ca a Mg v jemnozemi přibližně průměrné a rovněž obsahy těchto prvků ve skeletu jsou poměrně vysoké, relativně vyšší u hořčíku než u vápníku. Opět je nápadné velmi výrazné zvýšení koncentrace fosforu v obou frakcích skeletu ve srovnání s jemnozemi.

Lokalita Klínovec (tab. 4)

Leží v oblasti středního zatížení znečištěným ovzduším.

Celkově je obsah fosforu v jemnozemi i ve skeletu ve srovnání s výsledky širokého průzkumu nadprůměrný a jemnější frakce skeletu (2 – 10 mm) je nejbohatší. Obsah draslíku je podprůměrný, jemnozemi je tímto prvkem velmi chudá, ještě chudší jsou obě frakce skeletu.

Také koncentrace vápníku v jemnozemi jsou ve srovnání s výsledky širšího průzkumu podprůměrné, mimo nehlubší vrstvy; v části vzorků jsou koncentrace prvku ve skeletu zřetelně vyšší než v jemnozemi.

Koncentrace hořčíku je v celém profilu podprůměrná, zřetelně vyšší je však koncentrace hořčíku v obou frakcích skeletu.

Lokalita Stříbrná Skalice (tab. 5)

V tomto případě se vliv bohatého podloží – amfibolitu – na složení zeminy v půdním profilu výrazně projevuje jak na půdní reakci, tak na zásobách přístupných živin. Kyselost jemnozeme je nižší než v širokém souboru listnatých porostů (medián pH KCl minerální půdy 3,6). To platí i o obou frakcích skeletu. Koncentrace fosforu, draslíku a vápníku i hořčíku v jemnozemi jsou ve srovnání se širokým souborem nadprůměrné. Koncentrace sledovaných živin v obou frakcích skeletu jsou, s jedinou výjimkou u hořčíku, nižší až výrazně nižší než v jemnozemi.

Lokalita Babice (tab. 6)

Půda je v celém profilu velmi silně kyselá, reakce skeletu se od jemnozeme odlišuje jen velmi málo, kyselost je však nižší. Jemnozemi je v půdním profilu fosforem zřetelně chudší než je široký průměr. Skelet je chudší až výrazně chudší. Obsahy draslíku jsou nadprůměrné, stejně tak koncentrace prvku ve skeletu jsou poměrně vysoké. Obsah vápníku je podprůměrný, ve skeletu se vyskytují i vyšší koncentrace prvku než v jemnozemi. Hořčík je v jemnozemi v koncentracích výrazně převyšujících koncentrace v širším souboru. Také ve skeletu jsou jeho obsahy značně vysoké, rozdíly mezi oběma frakcemi skeletu jsou poměrně malé.

Lokalita Svatá Máří (tab. 7)

Půda je velmi silně kyselá, jemnozemi je podprůměrně zásobená fosforem, ve skeletu jsou množství fosforu celkově srovnatelná s jemnozemi. Obsahy draslíku jsou nadprůměrné, skelet je však výrazně chudší. Koncentrace vápníku v jemnozemi se pohybují kolem širokého průměru, nehlubší vrstva obsahuje vápníku zřetelně více. Skelet je v tomto případě méně významným zdrojem. Hořčíkem je půda poměrně bohatá a koncentrace tohoto prvku jak v jemnozemi, tak ve skeletu jsou spíše nadprůměrné.

Lokalita Klánovice (tab. 8)

Půdní profil se vyvinul na podloží velmi chudého pískovce. Půda je velmi silně kyselá a velmi chudá na všechny sledované živiny. Koncentrace fosforu jsou podprůměrné, ve skeletu jsou ještě nižší. Obsahy draslíku a vápníku jsou ve srovnání se širokým průměrem extrémně nízké, draslík se pohybuje pod úrovní 5 % kvantilu, a to ve všech sledovaných frakcích. Také hladina vápníku je zcela neuspokojivá, pod úrovní 5 – 25 % kvantilu. Příznivější je situace u hořčíku, jehož koncentrace leží v rozpětí mezi 25% kvantilem a mediánem širokého souboru; poměrně vysoké jsou i obsahy ve skeletu. Velmi nízká je hladina dusíku ve všech vrstvách i zrnitostních frakcích.

Lokalita Štítkov (tab. 9)

Půda je velmi silně kyselá, pH skeletu je nevýznamně, ale soustavně vyšší než pH jemnozeme. Obsahy fosforu jsou v jemnozemi podprůměrné; totéž platí o skeletu, avšak obsah P ve frakci 2 – 10 mm vyšší než v jemnozemi. Hladina draslíku je vysoká, nadprůměrné jsou částečně i koncentrace v jemnější frakci skeletu. Vápník se pohybuje spíše kolem širokého průměru, skelet je výrazně chudší. Koncentrace hořčíku v jemnozemi v povrchové vrstvě minerální půdy jsou vysoce nadprůměrné, s postupující půdní hloubkou klesají až pod hodnoty širokého průměru. Obdobně jsou rozloženy i koncentrace ve skeletu.

DISKUSE

Srovnání výsledků analýz ze sledovaných půdních profilů ukazuje, že vcelku zapadají do rámce zjištěného v širokém průzkumu půd ČR. Celkem dobře jsou vymezeny i oba krajní případy.

Souhrn výsledků analýz je v tabulce 11. Uvedeny jsou i průměrné hodnoty pH. To sice může být vzhledem k charakteru pH poněkud zkreslující, protože však převážná většina jednotlivých hodnot leží v poměrně úzkém rozpětí, zkreslení není významné. Proto byly ze souboru vypuštěny údaje o pH z lokality Stříbrná Skalice na amfibolitu, které se od ostatních svou reakcí výrazně liší.

To, že hrubší materiál je poněkud méně kyselý než jemnozemi, je pochopitelné, jestliže vyjdeme z předpokladu, že se ve skeletu výrazně uplatňuje vliv materiálu uložený v drobných trhlínkách na jeho povrchu. Ty jsou více chráněny před kyselým spadem a jeho vlivem. Pochopitelný je i výrazný pokles celkového dusíku a organického uhlíku ve skeletu ve srovnání s jemnozemi. Jde o sloučeniny těchto prvků, které se do skeletu dostávají z odumřelých jemných rostlinných kořínků a houbových hyf. To je zdroj poměrně omezený.

Koncentrace dalších prvků ve skeletu v poměru k jejich koncentraci v jemnozemi se dosti odlišují. V žádném případě však nejde o zanedbatelné hodnoty. Zejména překvapivě vysoký může být obsah fosforu v hrubších půdních částicích.

Celkové zásoby

V tabulkách 12 – 19 jsou shrnuty přepočty analýz na celkové zásoby uhlíku, dusíku a přístupných živin (P, K, Ca, Mg) v půdních profilech na 1 ha do hloubky 60 cm, dále podíl obou frakcí skeletu (2 - 10, 10 - 30 mm) na těchto zásobách, a to jednak v minerální půdě, jednak v celém profilu včetně organického a v organominerálním horizontu. Předpokládá se, že živiny v obou těchto horizontech jsou dřevinám průběžně k dispozici. Údaje v tabulkách neuvádějí zásoby v částicích skeletu větších než 30 mm.

Každý ze sledovaných půdních profilů je jedinečný a výsledků je zatím příliš málo na to, aby byly možné nějaké obecnější závěry. Přesto je možné konstatovat, že např. ve studiích zabývajících se koloběhem uhlíku, kde se roční vstup prvku do půdy v lesních ekosystémech

Tab. 11.

Půdní reakce a průměrné obsahy celkového uhlíku, dusíku a koncentrace přístupných živin P, K, Ca, Mg podle frakcí Soil reaction and average content of C_{org} , N_{tot} and concentrations of available nutrients P, K, Ca, Mg according to fractions

Frakce/Fraction	pH KCl	pH H ₂ O	N	C	P	K	Ca	Mg
			%		mg.kg ⁻¹			
< 2 mm	3,7	4,3	0,126	2,28	12,5	55,5	297,5	63,7
2 - 10 mm	3,9	4,5	0,044	0,76	15,8	28,2	196,0	49,9
- 30 mm					11,7	12,4	112,4	35,7
Vyjádřeno v procentech koncentrace v jemnozemi/ In % of the concentration in fine earth								
2 - 10 mm			35	33	127	51	66	78
- 30 mm					94	22	38	56

Tab. 12. – 19.

Zásoby uhlíku, dusíku a dalších živin, v přístupné formě v půdním profilu do hloubky 60 cm Stock of carbon, nitrogen and other nutrients in available form in the soil profile until 60 cm depth

Tab. 12.
Pernink

Horizont/Horizon	Hmotnost/Amount	C	N	P	K	Ca	Mg	
	t.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹						
Oh	150	67	3,0	159	137	2 714	1 314	
Ah	53	8	0,4	33	47	54	55	
minerální půda/mineral soil								
Vzorek/Sample	Hmotnost/Amount	C	N	P	K	Ca	Mg	
	t.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹						
< 2 mm	4 162	43,5	2,24	120,9	88,8	401	101,7	
2 – 30 mm	3 096	7,0	0,37	80,5	28,4	199,1	64,3	
celkem 0 – 30 mm	7 258	50,5	2,61	201,4	117,2	600,1	166,0	
podíl skeletu na zásobách přístupných živin v minerální půdě (%) share of skeleton on the stock of available nutrients in mineral soil (%)								
		C	N	P	K	Ca	Mg	
		42,7	13,9	14,2	40,0	24,2	33,1	38,7
podíl skeletu na celkových zásobách přístupných živin (%) share of skeleton on the stock of total amount of available nutrients (%)								
		5,6	6,1	20,5	9,4	5,9	4,2	

Tab. 13.
Božidarský Špičák

Horizont/Horizon	Hmotnost/Amount t.ha ⁻¹	C	N	P	K	Ca	Mg
Oh	91	36	2,3	168	184	111	76
Ah	76	14	1,0	139	116	96	231
minerální půda/mineral soil							
Vzorek/Sample	Hmotnost/Amount t.ha ⁻¹	t.ha ⁻¹		kg.ha ⁻¹			
		C	N	P	K	Ca	Mg
< 2 mm	821	58,1	3,89	8,34	53,9	133,2	28,0
2 – 30 mm	148	2,95	0,18	6,97	4,4	13,8	3,8
celkem 0 – 30 mm	969	61,05	4,07	15,31	58,3	147,0	31,8
podíl skeletu na zásobách živin v minerální půdě (%) share of skeleton on the stock of available nutrients in mineral soil (%)							
	15,3	C	N	P	K	Ca	Mg
		4,8	4,4	45,6	7,5	9,4	11,9
podíl skeletu na celkových zásobách živin (%) share of skeleton on the stock of total amount of available nutrients (%)							
		2,7	2,4	2,2	1,2	3,9	1,1

Tab. 14.
Klínovec

Horizont/Horizon	Hmotnost/Amount t.ha ⁻¹	C	N	P	K	Ca	Mg
Oh	100	35	1,7	113	120	159	90
Ah	363	67	3,2	248	346	332	244
minerální půda/mineral soil							
Vzorek/Sample	Hmotnost/Amount t.ha ⁻¹	t.ha ⁻¹		kg.ha ⁻¹			
		C	N	P	K	Ca	Mg
Sa							
< 2 mm	3 543	54,1	1,81	100,7	35,7	283,5	58,5
2 – 30 mm	1 797	5,1	0,19	56,8	11,6	76,1	34,4
celkem 0 – 30 mm	5 340	59,2	2,00	157,5	47,3	359,6	92,9
podíl skeletu na zásobách přístupných živin v minerální půdě (%) share of skeleton on the stock of available nutrients in mineral soil (%)							
	33,6	C	N	P	K	Ca	Mg
		8,6	9,5	36,1	24,5	21,1	37,0
podíl skeletu na celkových zásobách přístupných živin (%) share of skeleton on the stock of total amount of available nutrients (%)							
		3,2	2,8	10,0	2,3	8,8	8,0

Tab. 15
Stříbrná Skalice

Horizont/Horizon	Hmotnost/Amount t.ha ⁻¹	C	N	P	K	Ca	Mg
Oh	27	11	0,5	38	37	507	61
Ah	98	4	0,3	76	230	549	615
minerální půda/mineral soil							
Vzorek/Sample	Hmotnost/Amount t.ha ⁻¹	t.ha ⁻¹		kg.ha ⁻¹			
		C	N	P	K	Ca	Mg
Sa							
< 2 mm	4 526	49	3,22	61,6	304,7	6 859,7	1 060,0
2 – 30 mm	1 473	7,8	0,47	12,1	66,0	1 425,9	257,0
celkem 0 – 30 mm	5 999	56,8	3,69	73,7	370,7	8 285,6	1 317,0
podíl skeletu na zásobách přístupných živin v minerální půdě (%) share of skeleton on the stock of available nutrients in mineral soil (%)							
	24,5	C	N	P	K	Ca	Mg
		13,7	12,7	16,4	17,8	17,2	19,5
podíl skeletu na celkových zásobách přístupných živin v půdě (%) share of skeleton on the stock of total amount of available nutrients (%)							
		10,9	10,5	6,4	10,3	15,3	12,9

Tab. 16.
Babice

Horizont/Horizon	Hmotnost/Amount t.ha ⁻¹	C	N	P	K	Ca	Mg
Oh	104	41	1,8	97	90	460	83
Ah	230	37	1,6	132	185	218	224

minerální půda/mineral soil

Vzorek/Sample	Hmotnost/Amount t.ha ⁻¹	C	N	P	K	Ca	Mg
< 2 mm	4 467	54,1	2,67	34,0	277,7	493,1	181,8
2 – 30 mm	3 102	9,9	0,55	14,0	117,2	285,9	109,9
celkem 0 – 30 mm	7 569	64,1	3,22	48,0	394,9	779,0	291,7

podíl skeletu na zásobách přístupných živin v minerální půdě (%)
share of skeleton on the stock of available nutrients in mineral soil (%)

	C	N	P	K	Ca	Mg
	41,0	15,5	17,1	29,2	29,7	36,7

podíl skeletu na celkových zásobách přístupných živin v půdě (%)
share of skeleton on the stock of total amount of available nutrients (%)

	C	N	P	K	Ca	Mg
	7,0	8,3	5,1	17,5	19,6	18,4

Tab. 17.
Svatá Máří

Vzorek/Sample	Hmotnost/Amount t.ha ⁻¹	C	N	P	K	Ca	Mg
Oh	63	29	1,6	69	54	324	69
Ah	35	9	0,4	19	21	52	26

minerální půda/mineral soil

Vzorek/Sample	Hmotnost/Amount t.ha ⁻¹	C	N	P	K	Ca	Mg
< 2 mm	4 512	113,3	5,32	14,9	339,7	701,8	274,8
2 – 30 mm	2 943	9,4	1,79	11,0	55,9	131,9	113,5
celkem 0 – 30 mm	7 455	122,7	7,11	25,9	395,6	833,7	388,3

podíl skeletu na zásobách přístupných živin v minerální půdě (%)
share of skeleton on the amount of available nutrients in mineral soil (%)

	C	N	P	K	Ca	Mg
	39,5	7,7	25,2	42,5	14,1	15,8

podíl skeletu na celkových zásobách přístupných živin v půdě (%)
share of skeleton on the stock of total amount of available nutrients (%)

	C	N	P	K	Ca	Mg
	5,9	19,6	9,7	11,9	10,9	23,5

Tab. 18.
Klánovice

Vzorek/Sample	Hmotnost/Amount t.ha ⁻¹	C	N	P	K	Ca	Mg
Oh	33	11	0,5	23	19	84	20
Ah	302	21	0,9	65	117	119	115

minerální půda/mineral soil

Vzorek/Sample	Hmotnost/Amount t.ha ⁻¹	C	N	P	K	Ca	Mg
< 2 mm	2 506	15,5	0,44	8,7	17,2	141,6	50,2
2 – 30 mm	709	0,8	0,03	1,6	3,8	22,3	12,7
celkem 0 – 30 mm	3 215	16,3	0,47	10,3	21,0	163,9	62,9

podíl skeletu na zásobách přístupných živin v minerální půdě (%)
share of skeleton on the stock of available nutrients in mineral soil (%)

	C	N	P	K	Ca	Mg
	4,9	6,4	15,5	18,1	13,6	20,2

podíl skeletu na celkových zásobách přístupných živin v půdě (%)
share of skeleton on the stock of total amount of available nutrients (%)

	C	N	P	K	Ca	Mg
	1,6	1,6	1,6	2,4	6,1	6,4

Tab. 19.
Štítkov

Vzorek/Sample	Hmotnost/Amount t.ha ⁻¹	C	N	P	K	Ca	Mg
Oh	124	37	1,8	117	268	501	393
Ah	58	9	0,4	39	170	97	345

minerální půda/mineral soil

Vzorek/Sample	Hmotnost/Amount t.ha ⁻¹	C	N	P	K	Ca	Mg
< 2 mm	4 763	131,8	7,15	18,5	568,5	810,9	207,7
2 – 30 mm	1 497	8,0	0,45	7,3	55,5	86,7	61,4
celkem 0 – 30 mm	6 260	139,8	7,60	25,8	624,0	897,6	269,1

podíl skeletu na zásobách přístupných živin v minerální půdě (%)
share of skeleton on the stock of available nutrients in mineral soil (%)

	C	N	P	K	Ca	Mg
	26,5	5,7	5,9	28,6	8,9	9,6

podíl skeletu na celkových zásobách přístupných živin v půdě (%)
share of skeleton on the stock of total amount of available nutrients (%)

	C	N	P	K	Ca	Mg
	4,3	4,6	4,0	5,2	5,8	6,1

v našich podmínkách pohybuje většinou mezi 1 – 3 t C.ha⁻¹ nelze skelet v bilancích pominout, protože v tomto materiálu jsou obsažena až jeho tunová množství.

Ještě výraznější je to v případě dusíku. Průměrná roční depozice sloučenin tohoto prvku se v České republice v současnosti pohybuje kolem 10 kg N.ha⁻¹; naproti tomu stojí zásoby dusíku ve skeletu řádově ve výši 10² kg na 1 hektar. Jestliže se tedy má posuzovat riziko eutrofizace lesních ekosystémů dusíkem a jeho význam v koloběhu látek v lesních porostech, je nutno zohlednit i množství, která jsou obsažena v hrubších složkách minerální půdy.

Základní otázkou je, do jaké míry jsou získané výsledky reprezentativní a do jaké míry mohou vymezovat rámeček, ve kterém se koncentra-

ce sledovaných prvků v našich podmínkách vyskytují a jak vymezují i celkový rozsah, ve kterém se skelet podílí na zásobách živin v prokořeněné vrstvě půdy. I když se podařilo dobře postihnout výrazné rozdíly – na jedné straně velmi chudou půdu (Klánovice), na druhé straně velmi bohatý půdní profil na amfibolitu (Stříbrná Skalice) – je nepravděpodobné, že by šlo o krajní body možného celkového rozpětí. Vzhledem k tomu, že jsou pro srovnání koncentrací živin ve skeletu v podstatě k dispozici jen výsledky z průzkumu ve Schwarzwald (HEISNER et al. 2004), je i širší srovnání omezené. V tomto německém průzkumu byly zjištěny v některých případech ve skeletu i značně vyšší zásoby výměnných kationů než v jemnozemi. I v této, poměrně uzavřené a plošně omezené oblasti, je variabilita v podílu skeletu na zásobách velmi značná. Získané výsledky jsou však dostatečně orientací umožňující rozhodnout o tom, kde a za jakých podmínek je nutno ke skeletu jako ke zdroji živin a eventuálně dalších prvků, které vegetaci ovlivňují, přihlížet a kde je možno podíl látek v hrubších částech půdy zanedbat.

Porovnáme-li výsledky z těchto vybraných 8 sond s výsledky širokého průzkumu v hercynské oblasti ČR, pak spadají spíše do rozsahu kolem mediánu celého souboru, s výjimkou obou krajních případů (Klánovice, Stříbrná Skalice). To platí pro jemnozemi. V organickém horizontu jsou ve dvou případech pozoruhodně vysoké hodnoty, v jednom (Perinck) jde zřejmě o vliv dolomitického vápence, ve druhém (Štítkov) není příčina velmi vysokých až extrémních hodnot draslíku, vápníku a hořčíku v nadložním humusu i v organominerálním horizontu jasná. To pak samozřejmě ovlivní kalkulaci podílu skeletu na celkových zásobách přístupných živin v půdních profilech.

Tabulka 20 podává souhrnný přehled podílu skeletu na zásobách živin ve sledovaných půdních profilech.

Použijeme-li lučavku královskou k extrakci materiálu z organominerálního horizontu (Ah), pak rozkladem půdních minerálů jsou uvolněny i živiny, které nemůžeme označit jako přístupné. Pokud je k výluhu použito činidlo Mehlich III, zůstává pravděpodobně část živin v organickém podílu, které jsou poměrně rychle dřevinám k dispozici, mimo extrakt.

I omezený soubor výsledků prokazuje, že jsou výrazné rozdíly v podílu jednotlivých prvků ve skeletu na celkových zásobách přístupných živin v půdě. Přitom nejde v žádném případě o vysloveně kamenité

Tab. 20.

Podíl skeletu na zásobách uhlíku, dusíku a přístupných živin v procentech

Share of soil skeleton on the stock of C_{org}, N_{tot} and available nutrients (%)

Prvek/Element	A	B	C
C	5 – 16	1 – 11	
N	4 – 25	2 – 20	
P	15 – 45	2 – 20	4 – 21
K	7 – 30	1 – 17	2 – 23
Ca	9 – 37	4 – 20	5 – 21
Mg	12 – 39	1 – 24	1 – 28

Vysvětlivky:

A - podíl skeletu na zásobách živin v minerální půdě; B - podíl skeletu na zásobách živin v celém půdním profilu, včetně organického a organominerálního horizontu (Ah extrakce lučavkou královskou); C - podíl skeletu na zásobách živin v celém půdním profilu (Ah extrakce Mehlich III)

Captions:

A - share of skeleton on the stock of nutrients in mineral soil; B - share of skeleton on the stock of nutrients in the whole soil profile incl. the organic and organic-mineral (Ah soil horizon extracted with Aqua Regia); C - share of skeleton on the stock of nutrients in the whole soil profile (Ah extracted with Mehlich III)

půdy. Ve sledovaných půdních profilech jemnozeme převažuje nad hrubšími frakcemi do 30 mm.

Vysoká koncentrace fosforu ve skeletu může souviset s tím, že mykorhizní houby získávají prvek přímo z půdních minerálů (WALLANDER et al. 1997; HAGERBERG et al. 2003). Rozkladem jejich hyf v trhlínkách na povrchu částic skeletu může prvek přejít do extrahovatelné formy. Posledně citovaná práce také dokládá, že zatímco z apatitu mohou dřeviny prostřednictvím mykorhizy fosfor využívat, biotit jako zdroj draslíku touto cestou má pro výživu velmi omezený význam. To by odpovídalo i tomu, že přístupný (výměnný) draslík je ve skeletu k dispozici jen v omezené míře.

Studie, ve které byl sledován příjem řady prvků přímým kontaktem rostlinných kořenů s povrchem částic čediče, prokázala jednak význam tohoto procesu, jednak i podstatně vyšší příjem hořčíku než vápníku tímto procesem. Jde o pokus se zemědělskými plodinami (MEHERUNA, TASUKU 2005). Tím spíše lze považovat tento proces za významný pod lesními dřevinami, které jsou, pokud jde o získávání živin, agresivnější. U obou těchto živin je třeba o úloze jejich obsahu ve skeletu uvažovat i v souvislosti s určitými rozpory mezi úrovní jejich výživy a zásobami v půdě. Výrazné je to u vápníku, jehož zásoby v půdě v jemnozemi ve výměnné formě (i Mehlich III) mívají až dramaticky klesají na velmi nízké hodnoty, aniž by výsledky listových analýz poruchy výživy signalizovaly. To jsou naše poznatky z řady oblastí, kde se opakoval průzkum stavu lesních půd a výživy lesních dřevin – Orlické hory, Českomoravská vrchovina, Krušné hory, Český les (FIALA et al. 2009). Odpovídají tomu i poznatky ze zahraničí (HUNTINGTON et al. 2000; FENN et al. 2006; YANAI et al. 2005).

Živiny ve skeletu jsou více chráněny před vymýváním kyselou depozicí a mohou tak do určité míry vyrovnávat úbytek prvků v jemnozemi. Je to pravděpodobnější vysvětlení existujícího rozporu než předpoklad, že se vápník do kořenového prostoru dřevin dostává difúzí z hlubších půdních vrstev (GRIGAL, OHMAN 2005). Také pro některé náhlé změny ve výživě hořčíkem by mohly být jeho poměrně vysoké koncentrace ve skeletu určitým vysvětlením.

Je pochopitelná otázka, do jaké míry jsou vztahy mezi koncentrací sledovaných prvků v jemnozemi a v jednotlivých frakcích skeletu. Hodnota korelačních koeficientů, zjištěných na našem materiálu, je uvedena v tabulce 21.

Tab. 21.

Vztah mezi koncentrací prvků v jemnozemi a ve dvou frakcích půdního skeletu. Hodnota korelačního koeficientu r
Relation between the concentration of elements in fine earth and the concentration in two soil skeleton fractions

Prvek/Element	frakce 2 – 10 mm	frakce 10 – 30 mm
P	0,63	0,20
K	0,79 *	0,48
Ca	0,40	0,08
Mg	0,90*	0,78*

* závislost významná / significant correlation

Vzájemný vztah u hořčíku je tedy poměrně těsný, významný je i u draslíku. Pochopitelně významnější je mezi frakcí < 2 mm a 2 – 10 mm.

Dosavadní přístup, ve kterém se předpokládalo, že výsledky analýzy jemnozeme podávají obraz o tom, co má dřevina k dispozici a v jakém množství, není tedy nadále udržitelný. Nejen proto, že zanedbává účast dalších zrnitostních frakcí, ale i proto, že dřeviny nejsou pouze

pasivními příjemci, ale aktivně si potřebné živiny přisvojují, a to i ze skeletu, jak prokázal velmi sofistikovaný pokus založený ke sledování významu hrubších půdních frakcí pro výživu semenáčků smrku (KOELE, HILDEBRAND 2008).

Studium skeletu jako zdroje živin v lesních ekosystémech má velmi krátkou historii, a proto i malý rozsah výsledků i poznatků. Chybí i propracované metodické postupy. Je však snaha propracovat je tak, aby je bylo možno začlenit do běžného půdního průzkumu (KERN et al. 2005). Jako naléhavé se jeví řešit způsob extrakce. Perkolace je pro rutinní práci příliš náročná. Extrakce vytřepáním půdního vzorku extrakčním činidlem není naproti tomu vhodná pro vzorky s podílem hrubších frakcí skeletu > 30 mm. Počet, rozpětí a horní hranice zrnitostních frakcí jsou další významnou otázkou, jejíž řešení je aktuální.

Závěrem je třeba ještě konstatovat, že uvedené výsledky úlohu skeletu jako zdroje přístupných živin podceňují tím, že se zvažují jen částice < 30 mm. I hrubší částice však mohou přístupné živiny poskytnout, velmi pravděpodobně však v relativně menším rozsahu. Analýza tohoto podílu živin však vyžaduje podstatně náročnější pracovní postupy.

ZÁVĚR

Hrubší půdní frakce (2 – 10 a 10 – 30 mm) mohou obsahovat pozoruhodná množství rostlinných živin, fosforu, draslíku, vápníku i hořčíku. Obsahují i určitá množství uhlíku a dusíku. Nejvyšší koncentrace ve skeletu, ve srovnání s jemnozemi (< 2 mm), byly zjištěny u fosforu, nejnižší se vyskytovaly u draslíku. Byly zhruba poloviční ve srovnání s jemnozemi ve frakci 2 – 10 mm a pětinové ve frakci 10 – 30 mm. Koncentrace vápníku a hořčíku byly v obou frakcích skeletu vyšší. Dosahovaly 66 a 38 % (Ca) a 78 a 56 % (Mg) koncentrace v < 2 mm.

Nejnižší jsou ve skeletu obsahy dusíku a uhlíku.

Celkové zásoby v minerální půdě do hloubky 60 cm v přepočtu na 1 ha jsou pochopitelně ovlivněny zastoupením jednotlivých frakcí skeletu v půdním profilu. Prokazuje se však, že se mohou na celkové zásobě podílet významně. Pokud posuzujeme půdní profil jako celek, tedy i se zásobou živin v organickém a v podhumusovém horizontu, pak podíl skeletu na celkové zásobě pochopitelně klesá, nadále však může být významný.

Jestliže ve studiích, které se zabývají vztahy mezi zásobami živin v půdě a výživou lesních dřevin, bilancí živin (i uhlíku) v půdě z jakéhokoliv hlediska, změnami v koncentracích živin v půdě apod., pomíne podíl skeletu, může to vést ke značným chybám a zkresleným závěrům.

Je však třeba zdůraznit, že toto jsou závěry vyplývající z výsledků získaných na omezeném materiálu s přihlédnutím k informacím ze zahraničí, které jsou však zatím stejně omezené.

Poděkování:

Tato studie získala podporu Ministerstva zemědělství ČR jako zakázka malého rozsahu.

LITERATURA

- BEETS P. M., KIMBERLEY M. O., GARRETT L. G. 2011. Harvest residue management and fertilisation effects on soil carbon and nitrogen in a 15-year-old *Pinus radiata* plantation forest. *Forest Ecology and Management*, 262: 339-347.
- BREEMEN N. VAN, FINLAY R., LUNDSTRÖM U., JONGMANS A.G., FIEDLER R., OLSSON M. 2000. Mycorrhizal weathering: a true case of mineral plant nutrition. *Biogeochemistry*, 49: 53-67.
- CORTI G., UGOLINI F., AGNELLI A., CERTINI G., CUNIGLIO R. 2002. The soil skeleton, a forgotten pool of carbon and nitrogen in soil. *European Journal of Soil Science*, 53: 283-298.
- FENN M., HUNTINGTON T. G., MCLAUGHLIN S., EAGAR C., GOMEZ A., COOK R. B., BURGHARDT W., KULHAVÝ J., LOMSKÝ B. 2006. Status of soil acidification in North America. *Journal of Forest Science*, 52 (Special Issue): 3-13.
- FIALA P., MATERNA J., REININGER D., SAMEK T. 2009. Stav povrchových půdních vrstev a výživa smrkových porostů v přírodní lesní oblasti Český les. *Zprávy lesnického výzkumu*, 54: 2-10.
- GRIGAL D. F., OHMAN J. R. 2005. Calcium and forest systems: Diffusion from deep sources. *Soil Science*, 170: 129-136.
- HAGERBERG D., THELIN G., WALLANDER H. 2003. The production of ectomycorrhizal mycelium in forests: Relation between forest nutrient status and local mineral sources. *Plant and Soil*, 252: 279-290.
- HEISNER U., RABER B., HILDEBRAND E. E. 2004. The importance of the soil skeleton for plant- available nutrients in sites in the Southern Black Forest, Germany. *European Journal of Forest Research*, 123: 249-257.
- HÖLSCHER D., HERTEL D., KOENIES H. 2002. Soil nutrient supply and biomass production in a mixed forest on a skeleton-rich soil and an adjacent beech forest. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165: 668-674.
- HUNTINGTON T. G., HOOPER R. P., JOHNSON C. E., AULENBACH B. T., CAPPELLATO R., BLUM A. E. 2000. Calcium depletion in a south-eastern United States forest ecosystem. *Soil Science Society of America Journal*, 654: 1845-1858.
- JONGMANS A. G., BREEMEN N. VAN, LUNDSTRÖM U., HEES P. A. W. VAN, FINLAY R. D., SRINIVASAN M., UNESTAM T., GIESLER R., MELKERUD P. A., OLSSON M. 1997. Rock-eating fungi. *Nature*, 389: 682-683.
- KERN M., RABER B., HILDEBRAND E. E. 2005. Verfahren zur Ermittlung des Nährelement-potenzials des Gesamtbodens unter besonderer Berücksichtigung des Bodenskelets und deren Integration in die Bodenzustandserhebung im Wald (BEZ.II). Forschungs-projekt 04HS024 Inst. Bodenkunde, Waldernährungskunde. Universität Freiburg: 29 s.
- KOELE N., HILDEBRAND E. E. 2008. The ecological significance of the coarse soil fraction for *Picea abies* (L.) KARST. seedling nutrition. *Plant and Soil*, 312: 163-174.
- KOHLER M., WILPERT K. V., HILDEBRAND E. E. 2000. The soil skeleton as a source for the short term supply of „base cations“ in forest soils of the Black Forest (Germany). *Water, Air and Soil Pollution*, 122: 37-48.
- MATERNA J. 2002. Souhrnné výsledky průzkumu stavu povrchových půdních vrstev lesních půd v období 1993 – 1999. Brno, UKZÚZ: 80 s.
- MEHERUNA A., TASUKU A. 2005. Effect of fine root contact on plant-induced weathering of basalt. *Soil Science & Plant Nutrition*, 51: 861-871.
- PAGE-DUMROESE D. S., JURGENSEN M. F., BROWN R. E., MROZ G. D. 1999. Comparison of methods for determining bulk densities of rocky forest soils. *Soil Science Society of American Journal*, 63: 379-383.
- PLÍVA K. 2000. Trvale udržitelné obhospodařování lesů podle souboru lesních typů. Brandýs nad Labem, Ústav pro hospodářskou úpravu lesů: 34 s.
- UGOLINI C., CORTI G., AGNELLI A., PICCARDI, F. 1996. Mineralogical, physical and chemical properties of rock fragments in soil. *Soil Science*, 161: 521-541.
- UGOLINI C., CORTI G., DUFÉY J. E., AGNELLI A., BERTINI G. 2001. Exchangeable Ca, Mg and K of rock fragments and fine earth from sandstone and siltstone derived soils and their availability to grass. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 164: 309-315.
- WALLANDER H., WICKMAN T., JACKS G. 1997. Apatite as a P source in mycorrhizal and nonmycorrhizal *Pinus sylvestris* seedlings. *Plant and Soil*, 196: 123-131.
- YANAI R. D., BLUM J. D., HAMBURG S. P., ARTHUR M. A., NEZAT C. A., SICCAMA T. G. 2005. New insights into calcium depletion in northeastern forests. *Journal of Forestry*, 103: 14-20.
- ZÁHORNADSKÁ J. 2002. Srovnávací studie analytických metodik rozborů lesních půd VÚLHM a ÚKZÚZ. Strnady, VÚLHM: 17 s.

SOIL SKELETON - SOURCE OF AVAILABLE NUTRIENTS IN FOREST ECOSYSTEMS

SUMMARY

The concentrations of total carbon, nitrogen as well as of phosphorus, potassium, calcium and magnesium in Mehlich III extract in three fractions of soil samples were analysed. The aim of the study was to establish the share of elements in coarser soil particles – soil skeleton 2 – 10 and 10 – 30 mm on the total amounts of elements. The soil samples originated from soil profiles on bedrocks were very different as for their amounts of nutrients – from very poor sandstone to rich basalt or amphibolite.

The results demonstrated that the concentrations of mentioned elements in coarser particles can be important and in some cases higher than the concentrations in the fine earth, especially of phosphorus. The soil skeleton contained also remarkable amounts of carbon and nitrogen.

The share of total carbon and nitrogen and of available P, K, Ca, Mg (Mehlich III extract) in the soil layer till 60 cm of depth in the skeleton particles < 30 mm can be very important. For example in a soil profile on granite bedrock the amount of P in the extract from skeleton reached 45% of the amount extracted from the fine earth (< 2 mm) if we consider the mineral soil only. If the nutrients in the organic layer are also calculated, the share of soil skeleton decreases, but the amount of nutrients bound in it remains still important.

As none of the studied soil profiles was rich on skeleton particles (2 – 30 mm), in skeleton-enriched soils the importance of coarser soil particles will increase, especially if we consider the greater particles (> 30 mm).

Therefore it can be concluded that it is not possible to neglect the amount of nutrients bound in the coarser soil fraction in studies concerning the cycles of nutrients in soils and in forest ecosystems.

Recenzováno

ADRESA AUTORA/CORRESPONDING AUTHOR:

Ing. Jan Materna
Prosná 305, 190 11 Praha - Běchovice, Česká republika
tel.: 606 110 596; e-mail: jan.materna@quick.cz

VLASTNOSTI SNĚHU VE VZTAHU K MLADÝM POROSTŮM VYBRANÝCH DŘEVIN V HORSKÝCH POLOHÁCH

SNOW CHARACTERISTICS IN YOUNG STANDS SITUATED IN MOUNTAINS

JAN BARTOŠ - ONDŘEJ ŠPULÁK - JIŘÍ SOUČEK

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., VS Opočno

ABSTRACT

Process of snow accumulation and its thawing was evaluated in winter seasons 2008/2009 and 2009/2010 on research plot Lesní bouda situated in Krkonoše Mts. (altitude 1080 m a. s. l.). The snow height, its density and water reserve in snow were evaluated in young stands of dwarf pine, Norway spruce, birch, larch and control free plot. Stands characteristics differed in evaluated winter seasons according to weather development. Accumulation of snow height and its density occurred in the second half of March in both winter seasons. The highest snow water equivalents were found in stands formed by spruce and dwarf pine, control plot had the lowest snow height and water equivalent. Snow heights in dwarf pine stand and near spruce stems were positively affected by branches. Water equivalent in thawing period depended on snow height and stand character. The rapid decrease of water equivalent was on control plot, the lowest decrease was in spruce stand. Shading of denser crowns reduced snow thawing in spruce stand. Mixture of species can positively affect process of snow thawing and spring water runoff from catchments.

Klíčová slova: hustota sněhu, vodní hodnota sněhu, horské podmínky, lesní dřeviny

Key words: snow density, snow water equivalent, mountain site, forest trees

ÚVOD

Sníh tvoří významnou část celkového ročního úhrnu srážek v horských polohách a výrazně ovlivňuje vodní režim v jarních měsících. Na horách tvoří srážky ve formě sněhu průměrně 25 – 30 % ročního úhrnu srážek (KANTOR 1979). Výšku sněhové pokrývky a její vlastnosti ovlivňují zejména morfologie terénu (nadmořská výška, sklon, expozice) a charakter lesního prostředí (les, holina). Názory na podíl jednotlivých faktorů na proces ukládání a odtávání sněhu se liší (GARSTKA et al. 1958; BRECHTEL 1971; JOST et al. 2007; OJRZYŃSKA et al. 2010; TAUFMANNOVÁ et al. 2010; VARHOLA et al. 2010), většina šetření však nepochybně zdůrazňuje důležitost vlivu vegetačního pokryvu. Poznatky o kombinaci jednotlivých faktorů na ukládání sněhu jsou nicméně omezené. Ukládání sněhu výrazně ovlivňuje působení větru, a to jak ve fázi ukládání, tak i druhotným transportem. Charakter porostu (výška, hustota, prodouvavost) může výrazně ovlivnit charakteristiky sněhu. Výzkum vlivu různých lesních porostů na vodní režim v zimním období, zahrnující měření sněhu, má dlouhodobou tradici. Většina šetření byla realizována ve starších porostech (BRECHTEL 1971; KREČMER 1971; KANTOR 1979, 1981, 1988; KANTOR et al. 2009).

Ukládání sněhu i jeho postup odtávání v různých typech lesních porostů výrazně ovlivňuje riziko jarních povodní. Příspěvek se zaměřuje na stanovení vlivu různé druhové skladby mladých porostů na charakteristiky sněhu a postup jeho odtávání s cílem zjištění potenciálu ovlivnění tohoto procesu volbou dřeviny při obnově lesa.

METODIKA

Popis lokality

Sledování ukládání sněhové pokrývky se zaměřením na variabilitu hustoty a vodní hodnoty sněhu v závislosti na mladých porostech různých dřevin probíhalo v hřebenové partii Krkonoš. Oplocená trvalá výzkumná plocha (TVP) Lesní bouda se nachází ve vrcholové části Liščího hřebenu, jihovýchodně od Liščí hory, v nadmořské výšce 1 080 m. TVP o velikosti necelé 2 ha byla založena v roce 1986 na rozsáhlé imisní holině vzniklé po vytěžení smrkového porostu (KRIEGEL 1995; BARTOŠ et al. 2009). Lokalita je řazena do lesního typu 8K2, terén jihozápadní expozice má průměrný sklon 2 %, půda převážně humuso-železitý podzol.

Pro hodnocení vlivu mladých porostů různých dřevin na základní charakteristiky sněhu byly vybrány následující druhy (řazeno podle polohy výsadeb od jihozápadu po severovýchod): borovice kleč, směs břízy bělokoré a karpatské, smrk ztepilý a modřín opadavý. Testované dřeviny byly vysazeny v letech 1986 a 1987 v 10 až 20 m širokých pruzích orientovaných na severozápad (bližší viz BARTOŠ et al. 2009). Pokryvnost korun byla stanovena jako poměr sumy průmětů korun ku ploše. Jako kontrola byla zvolena plocha s velmi mezernatým zmlazením smrku (v roce 2010 do výšky cca 2 m) umístěná ve vzdálenosti asi 30 m od TVP směrem na severovýchod mimo oplocení (volná plocha).

Měření

Výzkum ukládání sněhu a vlivu dřevin na charakteristiky sněhu probíhal v zimních obdobích 2008/09 a 2009/10. Výška sněhové pokrývky byla měřena na transektech deseti sněhoměrných latí přibližně v 10metrovém rozestupu umístěných uprostřed pruhu každé dřeviny a na volné ploše. Výška sněhu byla odečítána v přibližně 14denních intervalech. Pro stanovení hustoty sněhu byla zvolena standardní metoda váhového sněhoměru. Vzorkování bylo prováděno pomocí odměrného válce o průřezu 20 cm². V porostu každé testované dřeviny bylo v každém termínu provedeno optimálně 10 náhodně volených odběrů středem porostu (varianty). Výška sněhu byla odečítána s přesností na 1 centimetr, hmotnost byla vážena digitální vahou s přesností ± 40 g přímo v porostu. Hustota sněhu byla vypočítána jako poměr hmotnosti sněhu k jeho objemu. Vodní hodnota sněhu, vyjadřující množství vody ve sněhové pokrývce, byla vypočítána na základě výšky a hustoty. V zimním období 2008/09 bylo provedeno ambulantní měření v 11 termínech, měření v období 2009/10 bylo realizováno v 8 termínech se zaměřením na přesnější podchycení fáze kulminace a tání sněhu. Z technických důvodů bylo v několika termínech přistoupeno k měření pouze vybraných variant (21. 12. 2009, 7. 1. 2010 a 3. 3. 2010). Charakter průběhu počasí vyjádřený pomocí průměrných denních teplot ve výšce 2 m nad terémem pochází z údajů naměřených automatickou meteorologickou stanicí LEC NOEL 3000 umístěnou na TVP.

Statistické zpracování

Střední hodnoty byly vypočteny pomocí Hornova postupu pro malé výběry ($4 \leq n \leq 20$) (MELOUN, MILITKÝ 2006). V tabulkách jsou udávány hodnoty PL = pivotová polosuma a RL = pivotové rozpětí. Střední charakteristiky sněhu v jednotlivých dřevinách byly hodnoceny Kruskal-Wallisovým testem v programu Unistat (verze 5.6), vzájemné porovnání variant bylo provedeno pomocí Dunnova testu.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Porostní charakteristiky

Charakteristiky porostů jednotlivých dřevin vycházejí ze stanovištních podmínek. V porostu modřínu díky opakovanému prořezávání sahají koruny až k zemi, porostní zápoj je dokonalý až pomístně přehoustlý. Střední výška modřínu v roce 2008 dosahovala 591 cm (tab. 1). Smr-

kový porost je pomístně prořezán opakovaným poškozením stromů vrcholkovými zlomy v minulých letech. Koruny smrku sahají až na zem. Porost břízy je lokálně zapojený, s výjimkou vyšší výšky jsou porostní charakteristiky (tloušťka, kruhová základna a pokryvnost) srovnatelné s porostem smrku. Koruny bříz mají střední délku 2 m, jednotlivé břízy jsou poškozeny vrcholkovými zlomy. Keřovitý porost kleče má plný až přehoustlý zápoj, vlivem hustého zápoje mají větve vystoupavý charakter. Střední délka větví přesahuje 3 m, výška 2 m (tab. 1). Pokryvnost korun smrku na volné ploše (kontrola) nepřesahuje 10 %.

Vývoj teplot

Střední denní teploty vypočtené z hodinových záznamů mají v obou sledovaných sezónách odlišný průběh (obr. 1); konkrétní charakter počasí ovlivnil sněhové charakteristiky v následném období. Dlouhá mrazová perioda (prosinec 2008 – únor 2009, průměrná teplota vzduchu -5,7 °C) s častým výskytem sněhových srážek a pouze s ojedinělými oblevy se příznivě projevila v nárůstu výšky sněhu (tab. 2); hustota sněhu se mírně navýšila až po výraznější oblevě počátkem března (tab. 4). Rychlý vzestup teplot v dubnu 2009 podpořilo rychlé změny charakteristik sněhu. V druhé polovině prosince 2009 se střední denní teploty pohybovaly hluboko pod bodem mrazu, výskyt oblev koncem roku se projevil nárůstem průměrné hustoty (tab. 5) i vodní hodnoty sněhu (tab. 7). V lednu a únoru 2010 výška sněhu postupně narůstala, vlivem oblevy koncem února výška sněhu krátkodobě poklesla (tab. 3). Nižší průměrné denní teploty i opakovaný výskyt mrazu zpomalil odtávání sněhu v dubnu 2010 (obr. 1). Podrobněji k vývoji jednotlivých parametrů sněhové pokrývky viz níže.

Výška sněhové pokrývky

První sníh se v sezoně 2008/09 objevil již v polovině září, v dalších dnech postupně odtál. Souvislá vrstva sněhu se na lokalitě vyskytla až koncem listopadu. V následných termínech se vrstva sněhu postupně zvyšovala, výška sněhu kulminovala ve všech porostech koncem března (tab. 2). Průběh počasí, střední denní teploty nad 0 °C a výskyt dešťových srážek ovlivnily rychlé odtávání sněhu v dubnu 2009. Souvislá vrstva sněhu se na lokalitě vyskytovala ještě 14. dubna, v dalším termínu byla sněhová pokrývka již mezernatá. Nejvyšší výška sněhu byla po celou dobu akumulace sněhu zjištěna v porostu borovice kle-

Tab. 1.

Základní charakteristiky dvacetiletého porostu dřevin na TVP Lesní bouda na jaře 2008. Porosty dřevin jsou v pořadí přibližně od jihozápadu k severovýchodu (směrodatná odchylka v závorce)

Basic stand characteristics of tree species on the research plot Lesní bouda in 2008 at the age of 20 years (standard errors in brackets)

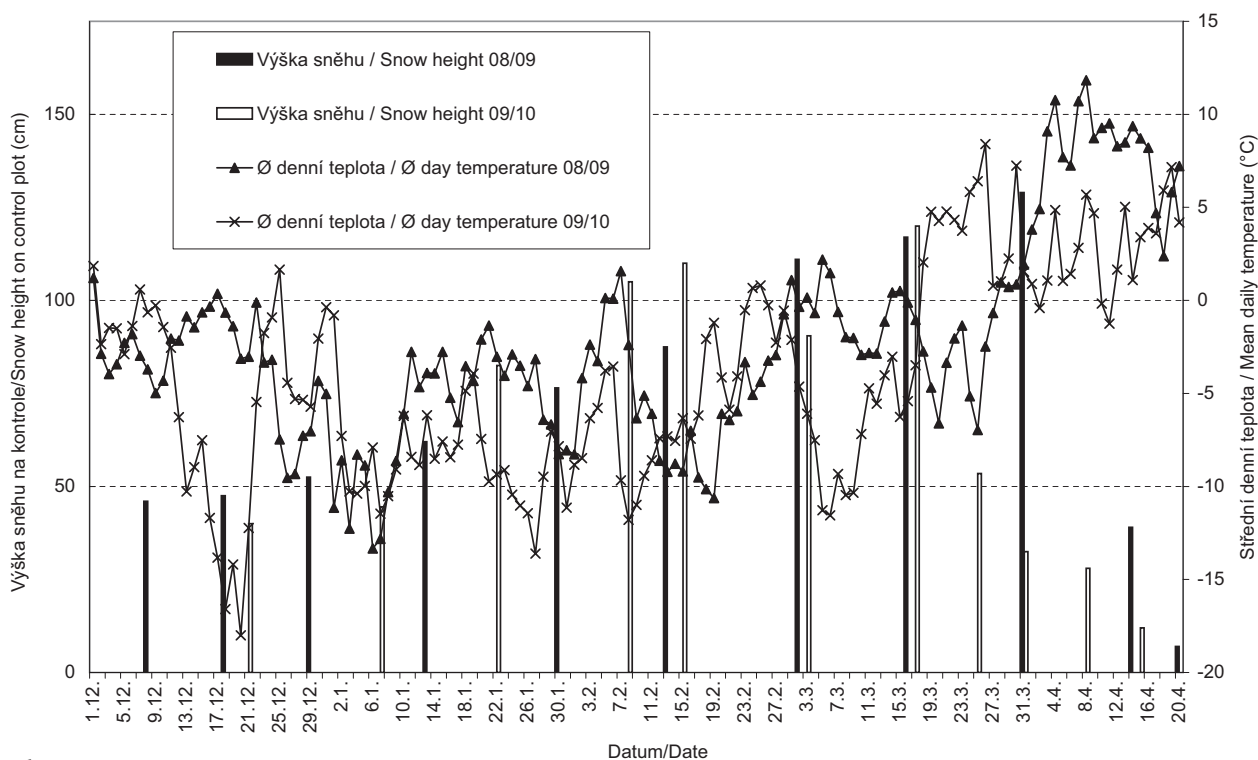
Dřevina ¹	Počet ² /ks.ha ⁻¹	Výčetní tloušťka ³ /mm/	Kruhová ⁴ zákl. /m ² /	Pokryvnost korun ⁵ /%/	Výška ⁶ /cm/
Kleč ⁷	x	x	x	100 (*)	227 (20)
Bříza ⁸	2800 (282)	47,4 (4,8)	5,91 (1,5)	82 (31)	390 (118)
Smrk ⁹	3200 (489)	44,0 (6,0)	5,90 (1,9)	80 (29)	295 (116)
Modřín ¹⁰	1900 (173)	101,4 (16,5)	17,79 (5,1)	109 (28)	591 (176)

Captions: 1 – tree species, 2 – plantation density, 3 – diameter at breast height, 4 – basal area, 5 – crown cover (canopy), 6 – height, 7 – mountain pine, 8 – birch, 9 – spruce, 10 – larch, * – approximation

če, vyšší vrstvu ve srovnání s ostatními variantami vykazoval i porost smrků. Trvale nejnižší výška sněhu byla po celé období zaznamenána na volné ploše. Průměrná výška sněhu pak ve většině termínů měření klesala v pořadí kleč, smrk, bříza, modřín, volná plocha; rozdíly minimálně mezi krajními polohami byly statisticky průkazné (tab. 2).

Vývoj výšky sněhu v zimě 2009/10 měl odlišný charakter. První sníh se v tomto období objevil již v druhé polovině října a v této sezoně také v zápětí roztál. Další výskyt sněhu nastal až v polovině prosince. Do

poloviny ledna výška sněhu na jednotlivých plochách stoupala pouze omezeně a nepřesáhla 60 cm (tab. 3). Výraznější akumulace sněhu nastala v druhé polovině ledna a počátkem února, vlivem oblevy však výška sněhu postupně klesla. Teprve vydatné sněhové srážky v druhé polovině března navýšily výšku sněhu, která přesáhla předchozí únorové maximum. V následném období se výška sněhu postupně snižovala, mezery v souvislé vrstvě se vyskytovaly již od druhé poloviny března, poslední nesouvislé zbytky sněhu byly na lokalitě zaznamenány koncem dubna. Také v tomto období byla ve fázi akumulace maxi-



Obr. 1.

Výška sněhu na kontrolní ploše a průběh středních denních teplot v zimních sezonách 2008/2009 a 2009/2010

Fig. 1.

Snow height on control plot and mean daily temperatures in winter seasons 2008/2009 and 2009/2010

Tab. 2.

Vývoj výšky sněhového profilu v jednotlivých variantách v průběhu zimy 2008/2009. Písmena značí skupiny statistické homogenity
Snow height in tested variants in winter season 2008/2009. For each column values with the same letter are not significantly different at the 0.05 probability level

Variant		8.12.08	18.12.08	29.12.08	13.01.09	30.01.09	13.02.09	2.3.09	16.3.09	31.3.09	14.4.09	20.4.09
Kleč/ Dwarf pine	PL	70,0 a	72,5 a	81,0 a	87,5 a	100,0 a	120,0 a	145,0 a	145,0 a	159,5 b	70,0 ab	30,0 ab
	RL	10,0	15,0	18,0	15,0	20,0	10,0	20,0	10,0	9,0	20,0	20,0
Bříza/ Birch	PL	47,5 bc	50,5 b	59,0 b	69,0 b	85,5 bc	103,5 bc	133,0 ab	135,0 b	152,5 b	63,5 ab	17,5 ab
	RL	5,0	7,0	8,0	8,0	9,0	17,0	14,0	10,0	5,0	13,0	25,0
Smrk/ Spruce	PL	55,0 ab	62,5 a	72,5 a	74,0 b	91,0 ab	108,5 ab	145,0 a	144,5 ab	170,0 b	80,5 a	35,0 a
	RL	10,0	15,0	15,0	12,0	18,0	27,0	30,0	29,0	40,0	15,0	30,0
Modřín/ Larch	PL	43,5 c	49,5 b	57,5 b	66,0 b	81,0 c	96,0 cd	122,5 bc	135,0 b	148,5 b	57,0 b	18,5 bc
	RL	7,0	5,0	5,0	22,0	8,0	12,0	21,0	10,0	13,0	18,0	17,0
Kontrola/ Control	PL	46,0 bc	47,5 b	52,5 b	62,0 b	76,5 c	87,5 d	111,0 c	117,0 c	129,0 a	38,0 c	7,0 c
	RL	14,0	11,0	15,0	24,0	13,0	25,0	22,0	16,0	22,0	16,0	14,0

mální výška sněhu zaznamenána v porostech kleče a smrku; minimální výšky byly zjištěny na volné ploše a v porostu modřínu. Rychlejší pokles výšky sněhu byl zaznamenán i v porostu břízy. V porovnání s předchozími sezonami (BARTOŠ et al. 2009) patřily obě sledované zimy spíše k sezonám s nižší vrstvou sněhu.

Vliv vystoupavých větví kleče na zachycování a nakypřování sněhu v prvních fázích akumulace sněhu na sledované ploše byl popsán již dříve (ŠTURSA et al. 1973; BARTOŠ et al. 2009). S rostoucí výškou a hmotností sněhu se větve postupně ohýbají a jsou přitlačovány k zemi. V době tání pak dochází k propadávání sněhu mezi větvemi, které dříve tvořily „kostru“ sněhového profilu, a tím k urychlení odtávání v porovnání s ostatními dřevinami. Vliv větví kleče na charakteristiky sněhu závisí na celkové výšce sněhu i věku porostu, v mladých porostech s dostatečnou pružností větví je jejich vliv s rostoucí výškou sněhu nízký. Ve starších porostech kleče, kde je již omezená pružnost silných větví, tento efekt přetrvává po celou zimu. Obdobný efekt byl zjištěn v porostech smrku a částečně i modřínu, kde lze pozorovat „nadlehčování“ sněhu pod hluboce zavětvenými korunami. Současně s tímto jevem se u těchto dřevin výrazně více projevuje zhuňňování sněhového profilu opadem mokrého sněhu zachyceného na větvích (obzvláště u smrku), což výrazně zvyšuje variabilitu sněhové pokrývky.

Rozdíly ve výšce sněhu v porostech dřevin značně kolísají v jednotlivých termínech sledování i letech v závislosti na konkrétním průběhu počasí. Vlivem nižší intercepce sněhu v korunách je v listnatých porostech zpravidla zjišťována vyšší vrstva sněhu (opakovaně KANTOR, BRECHTEL 1970, 1971; MINDAŠ 2003), v mladých porostech však mohou být rozdíly mezi listnatými a jehličnatými porosty minimální (KANTOR et al. 2009). Značný vliv na ukládání sněhu má i hustota porostu; proředěním smrkového porostu srovnatelných dimenzí se výška sněhu v proředěné části zvýšila o 18 % (CHROUST 1997).

Hustota sněhu

Hustota sněhu udává stav struktury sněhu v odebraném profilu. Hodnota hustoty postupně narůstá s rostoucí dobou trvání sněhové pokrývky, na lokalitách s opakovaným výskytem period tání sněhu se těsnost vztahu snižuje (SINGH, SINGH 2001). Ve starších porostech dochází k výraznějšímu zachycování sněhu v korunách, následný opad sněhu nebo skapávání vody z korun stromů ovlivňuje hustotu sněhu pod porostem. Míra intercepce sněhu závisí na dřevině a charakteru porostu (např. STORCK et al. 2002). Vysoká hustota sněhu zjištěná již na počátku zimní sezony 2008/09 (tab. 4) naznačuje značné

Tab. 3.

Vývoj výšky sněhového profilu v jednotlivých variantách v průběhu zimy 2009/2010. Písmena značí skupiny statistické homogenity
Snow height in tested variants in winter season 2009/2010. For each column values with the same letter are not significantly different at the 0.05 probability level

Variant		21.12.09	7.1.10	22.1.10	8.2.10	15.2.10	3.3.10	17.3.10	25.3.10	31.3.10	8.4.10	15.4.10
Kleč/ Dwarf pine	PL	57,5 a	60,0 a	115,0 a	145,0 a	145,0 a	110,0 a	142,5 a	76,5 a	55,0 a	44,0 a	35,0 a
	RL	15,0	20,0	10,0	10,0	10,0	20,0	15,0	17,0	10,0	12,0	10,0
Bříza/Birch	PL	45,0 ab	45,0 ab	115,0 a	135,0 ab	130,0 ab	103,5 a	135,0 abc	65,0 b	42,5 b	33,0 ab	22,5 abc
	RL	10,0	10,0	10,0	10,0	0,0	7,0	20,0	14,0	15,0	16,0	15,0
Smrk/ Spruce	PL	45,0 ab	49,0 ab	85,0 b	135,0 ab	120,0 ac	101,0 ab	142,5 ab	81,5 a	59,0 a	46,5 a	38,5 a
	RL	20,0	8,0	10,0	10,0	40,0	18,0	25,0	23,0	34,0	27,0	27,0
Modřín/ Larch	PL	42,5 ab	38,5 c	57,5 b	120,0 bc	102,5 bc	87,5 c	132,5 bc	69,5 ab	46,5 b	35,0 ab	28,0 b
	RL	5,0	3,0	5,0	20,0	15,0	15,0	15,0	9,0	17,0	14,0	14,0
Kontrola/ Control	PL	40,0 b	44,5 bc	82,5 b	105,0 c	110,0 bc	90,5 bc	120,0 c	53,5 b	32,5 b	28,0 b	12,0 c
	RL	0,0	5,0	5,0	10,0	20,0	11,0	20,0	17,0	19,0	16,0	14,0

Tab. 4.

Vývoj hustoty sněhu v jednotlivých variantách v průběhu zimy 2008/2009. Písmena značí skupiny statistické homogenity
Snow density in tested variants in winter season 2008/2009. For each column values with the same letter are not significantly different at the 0.05 probability level

Variant		8.12.08	18.12.08	29.12.08	13.1.09	30.1.09	13.2.09	2.3.09	16.3.09	31.3.09	14.4.09	20.4.09
Kleč/ Dwarf pine	PL	0,259	0,331	0,380 bc	0,416	0,374	0,339	0,314 b	0,411	0,439	0,589 b	0,667
	RL	0,058	0,082	0,103	0,102	0,125	0,057	0,055	0,038	0,041	0,146	0,183
Bříza/Birch	PL	0,403	0,462	0,462 abc	0,509	0,425	0,367	0,357 ab	0,424	0,440	0,651 ab	0,688
	RL	0,016	0,020	0,063	0,093	0,058	0,094	0,036	0,015	0,028	0,069	0,142
Smrk/ Spruce	PL	0,366	0,393	0,376 c	0,480	0,407	0,363	0,332 ab	0,394	0,394	0,609 b	0,659
	RL	0,075	0,047	0,094	0,097	0,047	0,135	0,037	0,056	0,045	0,128	0,063
Modřín/ Larch	PL	0,381	0,446	0,464 ab	0,447	0,439	0,404	0,371 a	0,410	0,457	0,631 ab	0,797
	RL	0,027	0,004	0,077	0,093	0,047	0,087	0,043	0,093	0,036	0,108	0,168
Kontrola/ Control	PL	0,364	0,470	0,487 a	0,488	0,455	0,343	0,388 a	0,447	0,467	0,709 a	0,761
	RL	0,169	0,117	0,041	0,091	0,077	0,094	0,051	0,075	0,095	0,062	0,206

provlhčení sněhového profilu. Nejnižší hustotu dlouhodobě zjišťovanou v porostu kleče ovlivňuje nakypření sněhu vystoupavými větvemi, s nárůstem výšky sněhu a dobou trvání sněhu se rozdíl mezi variantami částečně stírají. Pokles hustoty sněhu i minimální navýšení vodní hodnoty v lednu a únoru 2009 ovlivnil výskyt čerstvého prachového sněhu. S dalším zvyšováním výšky sněhu se mírně zvýšila i hustota sněhu, výraznější nárůst hustoty nastal až v dubnu v souvislosti s odtáváním. Na konci období jarního tání v měsíci dubnu se pak hustota sněhu blížila v některých variantách hodnotě 0,7 g/cm³ (vlhký firn). Statisticky významné rozdíly v hustotě sněhu mezi porovnávanými variantami byly zaznamenány pouze ve třech termínech. Poprvé 29. prosince 2008, kdy hustota sněhu v porostech kosodřeviny a smrku byla statisticky významně menší oproti porostu modřínu a volné ploše. Obdobná situace byla pozorována i v polovině dubna (14. 4.). Na počátku března (2. 3.) se od modřínu a volné plochy statisticky odlišila pouze hustota sněhu varianty kleč (tab. 4). Charakter průběhu hustoty sněhu následující zimu 2009/10 byl zcela odlišný (tab. 5). Nový sníh v prosinci 2009 měl nízkou hustotu, následné zhutňování sněhu bylo pozvolné. Výraznější sněhové srážky počátkem března zastavily zvyšování hustoty sněhu. Hustota sněhu v průběhu celé zimy 2009/10 byla výrazně nižší než v předchozí sezoně. V období tání se střední hustota pohybovala mezi 0,5 a 0,6 g/cm³. Mezi jednotlivými variantami dřevin nebyly v celém období zjištěny průkazné rozdíly v hustotě sněhu. Nejnižší průměrná hustota v době tání byla pozorována v porostu kleče a smrku (tab. 5).

Vodní hodnota sněhu

Vodní hodnota přímo kvantifikuje množství vody zachycené ve sněhové pokrývce. V zimním období 2008/09 vodní hodnota sněhu postupně narůstala, mírné zpomalení nastalo v únoru 2009 (tab. 6). Maximální vodní hodnota byla dosažena v době kulminace výšky sněhu (31. 3. 2009), kdy se hodnoty pohybovaly v rozmezí 600 až 700 mm. Rozdíly vodní hodnoty mezi jednotlivými dřevinami v tomto termínu nebyly statisticky průkazné, v předchozích termínech vykazovala nižší hodnoty zejména volná plocha. Tání sněhu v dalším období se projevovalo rychlým poklesem výšky sněhu i vodní hodnoty. Statisticky průkazné rozdíly vodní hodnoty sněhu v porostech jednotlivých dřevin byly zjištěny až ve fázi intenzivního odtávání (tab. 6). Vyšší hodnota zjištěná v porostu smrku ve srovnání s volnou plochou souvisí i s vyšší průměrnou výškou; výška sněhu v tomto období v porostu smrku byla 5 x vyšší než na volné ploše (tab. 2).

V sezoně 2009/10 se sledování vodní hodnoty sněhu soustředilo do druhé poloviny zimy s cílem detailněji podchytit proces odtávání. Vodní hodnoty v jednotlivých dřevinách v období kulminace výšky sněhu byly vyrovnané (tab. 7). Střední hodnota v období kulminace výšky sněhu dosahovala 450 mm, ve srovnání s předchozí zimní sezonou byla hodnota o 30 % nižší. Při následném tání klesaly výšky sněhu v porostech jednotlivých dřevin obdobně (tab. 3), vodní hodnota sněhu se však lišila. Zejména ve smrkovém porostu byl pokles výrazně pomalejší než na ostatních plochách. Z důvodu značné variability dat byly statisticky průkazné rozdíly zjištěny až při posledním měření 15. 4. 2010 (tab. 7). Rozdílná vodní hodnota v jednotlivých porostech souvisí převážně s rozdíly ve výšce sněhu.

Pomalejší pokles vodní hodnoty sněhu v porostech smrku v obou sledovaných sezonách příznivě působí na proces odtoku vody a riziko výskytu povodní. Výskyt lokálních mezer v porostu smrku, zachycování sněhu na korunách i nakypření sněhové pokrývky větvemi ve spodní části kmene navýšuje množství sněhu v porostu ve fázi akumulace sněhu. Část sněhu zachyceného na korunách smrků v období tání sklouzne z větví dolů a navýšuje vodní hodnotu sněhu. Výška sněhu v porostu smrku má v obou sledovaných sezonách vyšší variabilitu hodnot než v ostatních dřevinách. Holé kmeny bez větví u listnatých dřevin nezabrání transportu sněhu větrem, sněhová pokrývka je tedy výrazněji homogenizovaná. Porost modřínu i přes svoji výšku a výčetní základnu nedisponuje mimo vegetační sezonu takovou účinností zachytávání sněhu jako porost smrku. Řídká světla koruna modřínu nebrání průniku slunečního záření do porostu, zástin korun smrku omezuje průnik záření do porostu a zpomaluje tak rychlost celoplošného odtávání. Rychlejší odtávání sněhu na holině a v mladých listnatých porostech oproti jehličnatým popisuje také ŠACH, KANTOR (1989), ŠACH et. al. (1994). Ozářený prostor kmene a pat stromů, v případě smrku i hluboce zavětvených korun na druhou stranu akumulují teplo a urychlují odtávání v nejbližším okolí. Spolu s působením větru tak dochází ke zvyšování variability sněhové pokrývky v okolí stromů v průběhu radiačních dní, v závěrečné fázi odtávání pak k mezernatosti sněhové pokrývky. Při určitých konstelacích počasí lze uvažovat také o vlivu výškové vyspělého porostu modřínu na pohyb větru. Porost tak může ovlivňovat ukládání a převívání sněhu v nejbližším okolí.

CHROUST (1997) sledoval odlišné ukládání a charakteristiky sněhu v různě proředené smrkové mlazině (výška 3 – 4 m). Rovnoměrné proředení porostu ovlivnilo výšku i hustotu sněhu, v neproředené mlazině byla v důsledku rozdílného ukládání sněhu a snadnějšího přístupu slu-

Tab. 5.

Vývoj hustoty sněhu v jednotlivých variantách v průběhu zimy 2009/2010. Bez statistické průkaznosti
Snow density in particular stands in winter season 2009/2010. Without statistical differences

Variant		21.12.09	7.1.10	3.3.10	17.3.10	25.3.10	31.3.10	8.4.10	15.4.10
Kleč/Dwarf pine	PL	0,088		0,365	0,323	0,489	0,487	0,507	0,514
	RL	0,040		0,175	0,082	0,086	0,172	0,120	0,146
Bříza/Birch	PL	0,127	0,221	0,404	0,344	0,492	0,551	0,557	0,584
	RL	0,056	0,052	0,050	0,029	0,111	0,052	0,070	0,072
Smrk/Spruce	PL	0,056	0,215	0,366	0,325	0,464	0,578	0,576	0,521
	RL	0,085	0,040	0,070	0,032	0,173	0,041	0,060	0,055
Modřín/Larch	PL	0,086			0,338	0,493	0,540	0,535	0,554
	RL	0,049			0,023	0,046	0,071	0,104	0,075
Kontrola/Control	PL		0,243	0,407	0,366	0,487	0,529	0,547	0,555
	RL		0,046	0,072	0,042	0,077	0,114	0,079	0,123

nečného záření vodní hodnota sněhu v úhrnu za zimní období o 7 % vyšší ve srovnání s mlazinou proředěnou. S dalším růstem porostů a zvětšováním zachytne plochy korun se vliv prosvětlení porostu na charakteristiky sněhu mění. MINĚŠ (2003) hodnotil charakteristiky sněhu v mýtních porostech různého složení. Vyšší intercepce sněhu v korunách jehličnanů negativně ovlivnila vodní hodnotu sněhu, autorem uváděné rozdíly přes 20 mm jsou hydrologicky významné. V mladých porostech buku a smrku ve fázi akumulace sněhu zjistil KANTOR malé rozdíly vodní hodnoty, ve fázi intenzivního tání sněhu však rozdíly mezi porosty buku a smrku přesahovaly 100 %. Rychlejší odtávání bylo zaznamenáno v porostech buku (KANTOR et al. 2009).

ZÁVĚR

Z výzkumu vývoje charakteristik sněhu realizovaného ve vrcholové poloze Krkonoš v mladých stejnověkových porostních skupinách borovice kleče, břízy, smrku a modřínu a na kontrolní volné ploše v zimním období 2008/09 a 2009/10 vyplynuly následující závěry:

- Průběh charakteristik sněhu má v jednotlivých zimních sezonách odlišný charakter v závislosti na konkrétním vývoji počasí.
- Kulminace výšky sněhu nastala v obou zimách v druhé polovině března; nejvyšší vrstva byla zjištěna v porostu kleče a smrku, volná plocha vykazovala po celé období nejnižší vrstvu sněhu. Dosaženou výšku sněhu v porostu kleče ovlivňovaly vystoupavé větve. Tento jev byl pozorován i v nejbližším okolí hluboko zavěšených smrků.
- Rozdíly v hustotě sněhu mezi dřevinami a volnou plochou byly ojedinělé a většinou náhodného charakteru.
- Ve fázi akumulace sněhu měly rozdíly vodní hodnoty sněhu mezi porosty náhodný charakter.
- Vodní hodnota sněhu při odtávání byla ovlivňována celkovou dosaženou výškou sněhu i charakterem porostu. Nejrychlejší úbytek vodní hodnoty byl zaznamenán na volné ploše, průkazně nejpomaleji klesala v porostu smrku, kde se výrazně projevoval vliv stínění korunami. Rozdíl dosahoval 100 až 200 mm. .

Tab. 6.

Vývoj vodní hodnoty sněhu v jednotlivých variantách v průběhu zimy 2008/2009. Písmena značí skupiny statistické homogenity
Snow water equivalent in tested variants in winter season 2008/2009. For each column values with the same letter are not significantly different at the 0.05 probability level.

Variant		8.12. 08	18.12.08	29.12.08	13.01.09	30.01.09	13.02.09	2.3.09	16.03.09	31.03.09	14.04.09	20.04.09
Kleč/ Dwarf pine	PL	185,0	209,7	283,7	345,4	357,7	409,5 a	434,2	606,9	693,2	431,7 ab	197,4 ab
	RL	24,7	24,7	74,0	49,3	74,0	98,7	98,7	49,3	74,0	172,7	98,7
Bříza/ Birch	PL	197,4	234,4	259,0	357,7	370,0	397,2 ab	483,5	545,2	668,5	431,7 a	197,4 ab
	RL	49,3	24,7	24,7	74,0	49,3	74,0	98,7	74,0	24,7	24,7	49,3
Smrk/ Spruce	PL	209,7	222,0	271,4	357,7	370,0	409,5 a	446,5	577,3	693,2	493,4 a	271,4 a
	RL	24,7	0,0	49,3	24,7	49,3	197,4	123,3	138,1	74,0	49,3	148,0
Modřín/ Larch	PL	185,0	234,4	296,0	320,7	357,7	397,2 ab	458,8	594,5	656,2	370,0 ab	172,7 ab
	RL	24,7	24,7	49,3	49,3	24,7	74,0	49,3	74,0	49,3	197,4	98,7
Kontrola/ Control	PL	197,4	246,7	296,0	320,7	338,0	298,5 b	421,8	532,9	606,9	259,0 b	86,3 b
	RL	98,7	98,7	98,7	49,3	113,5	123,3	74,0	148,0	98,7	74,0	172,7

Tab. 7.

Vývoj vodní hodnoty sněhu v jednotlivých variantách v průběhu zimy 2009/2010. Písmena značí skupiny statistické homogenity
Snow water equivalent tested variants in winter season 2009/2010. For each column values with the same letter are not significantly different at the 0.05 probability level

Variant		21.12.09	7.1.10	3.3.10	17.3.10	25.3.10	31.3.10	8.4.10	15.4.10
Kleč/ Dwarf pine	PL	44,4		360,2	449,0	365,1	246,7	227,0	222,0 a
	RL	19,7		138,1	108,5	78,9	78,9	78,9	148,0
Bříza/Birch	PL	49,3	108,5	429,2	444,0	296,0	251,6	231,9	157,9 ab
	RL	9,9	29,6	59,2	98,7	59,2	49,3	108,5	59,2
Smrk/ Spruce	PL	19,7	108,5	370,0	468,7	399,6	350,3	286,2	222,0 a
	RL	29,6	9,9	118,4	49,3	148,0	167,7	118,4	108,5
Modřín/ Larch	PL	34,5			473,6	350,3	261,5	207,2	187,5 a
	RL	19,7			39,5	88,8	88,8	78,9	78,9
Kontrola/ Control	PL		108,5	414,4	468,7	286,2	207,2	167,7	103,6 b
	RL		29,6	108,5	108,5	78,9	157,9	98,7	29,6

Studie ukázala pozitivní vliv mladých porostů lesních dřevin na ukládání a odtávání sněhu v porovnání s volnou plochou bez nebo s řídkým porostem. Rozdíly ve sledovaných vlastnostech sněhu mezi porosty hodnocených dřevin jak v průběhu akumulace sněhu, tak odtávání byly minimální. Výraznější prodloužení procesu odtávání sněhu v porostu smrku ve srovnání s volnou plochou snižuje riziko výskytu povodní. Druhová mozaikovitost skupinovitě smíšených odrůstajících porostů na bývalých kalamitních holinách může napomoci rozložení jarního odtoku z povodí.

Poděkování:

Příspěvek vznikl v rámci řešení výzkumného záměru MZE0002070203 „Stabilizace funkcí lesa v antropogenně narušených a měnících se podmínkách prostředí“.

LITERATURA

- BARTOŠ J., ŠPULÁK O., ČERNOHOUS V. 2009. Ukládání sněhu ve vztahu k dřevinám vysazeným na kalamitní holině v hřebenové partii horských poloh. Zprávy lesnického výzkumu, 54: 166-173.
- BRECHTEL H. M. 1970. Die Wasserwirtschaftliche Bedeutung des Waldes. Allgemeine Forstzeitschrift, 15: 78-80.
- BRECHTEL H. M. 1971. Erkundung der Auswirkungen des Waldes auf die Schneeanammlung und Schneeschmelze in der verschiedenen Höhenstufen der Hessischen Mittelgebirge. In: Internationales Symposium Interpraevent. Forschungsgesellschaft für Vorbeugende Hochwasserbekämpfung. 2. Klagenfurt. Wechselnde Verlagsorte: 239-253.
- GARSTKA W. U. et al. 1958. Factors affecting snowmelt and streamflow. A report on the 1946 – 53 cooperative snow investigations at Fraser Experimental Forest. Washington, U. S. Gov. Print. Off.: 189 s.
- CHROUST L. 1997. Ekologie výchovy lesních porostů. Opočno, VÚLHM – VS: 277 s.
- JOST G., WEILER M., GLUNS D. R., ALILA Y. 2007. The influence of forest and topography on snow accumulation and melt at the watershed-scale. Journal of Hydrology (Amsterdam), 347: 101-115.
- KANTOR P. 1979. Vliv druhové skladby lesních porostů na ukládání a tání sněhu v horských podmínkách. Lesnictví, 25: 233-252.
- KANTOR P. 1981. Hydrická účinnost smrku a buku v zimním období. Práce VÚLHM, 58: 153-176.
- KANTOR P. 1988. Vliv sněhové pokrývky na hydrickou účinnost horských imisních oblastí. Práce VÚLHM, 72: 9-36.
- KANTOR P., ŠACH F. 2002. Snow accumulation and melt in a spruce stand and on a clearcut in the Orlicke hory Mts (Czech Republic). Ekológia (Bratislava), 21: 122-135.
- KANTOR P., KARL Z., ŠACH F. 2007. Water regime of a young mountain spruce and beech stand in extreme winter 2005/2006. In: M. Saniga et al. (eds.): Management of forests in changing environmental conditions. Zvolen, Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Katedra pestovania lesa: 17-24.
- KANTOR P., KARL Z., ŠACH F. 2009. Analysis of snow accumulation and snow melting in a young mountain spruce and beech stand in the Orlické hory Mts., Czech Republic. Journal of Forest Science, 55: 437-451.
- KREČMER V. 1971. Mikroklimatický a vodní režim obnovných sečí ve smrkových porostech středohorské oblasti Orlických hor. Dílčí závěrečná zpráva. Jíloviště-Strnady, VÚLHM, 80 s.
- KRIEGL H. 1995. Růst kultur na plochách rozčleněných valy z těžebních zbytků. Práce VÚLHM, 80: 53-63.
- MELOUN M., MILITKÝ J. 2002. Kompendium statistického zpracování dat. Praha, Academia: 764 s.
- MINĎÁŠ J. 2003. Charakteristika sněhových poměrů v lesných porostech stredohorskej oblasti Poľana. Lesnícky časopis, 49: 105-115.
- ORZYŃSKA H., BŁAŚ M., KRYZA M., SOBIK M., URBAN G. 2010. Znaczenie lasu oraz morfologii terenu w rozwoju pokrywy śnieżnej w Sudetach Zachodnich na przykladzie sezonu zimowego 2003/2004. Sylwan, 154: 412-428.
- SINGH P., SINGH V. P. 2001. Snow and glacier hydrology. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers: 742 s.
- STORCK P., LETTENMAIER D. P., BOLTON S. M. 2002. Measurement of snow interception and canopy effects on snow accumulation and melt in a mountainous maritime climate, Oregon, United States. Water Resources Research, 38 (11): 5/1-5/16.
- ŠACH F., KANTOR P. 1989. Vodní účinky mladých porostů smrku omiriky a břízy. Lesnická práce, 68: 10-14.
- ŠACH F., KANTOR P., ČERNOHOUS V. 1994. Water budget in a young stands of substitute tree species in immission region of the Trutnov Piedmont in the Czech Republic. Lesnictví, 40: 211-216.
- ŠTURSA J., JENÍK J., KUBÍKOVÁ J., REJMÁNEK M., SÝKORA T. 1973. Sněhová pokrývka západních Krkonoš v abnormální zimě 1969/1970 a její ekologický význam. Opera Corcontica, 10: 111-146.
- TAUFMANNOVÁ A., JENÍČEK M., KUČEROVÁ D., PEVNÁ H., PODZIMEK S. 2010. Výzkum procesů akumulace a tání sněhu v Krušných horách. In: Hydrologické dny 2010. Voda v měnícím se prostředí. Hydrologie v České republice a ve Slovenské republice na počátku 21. století. Sborník příspěvků a posterových abstraktů. 7. národní konference českých a slovenských hydrologů a vodohospodářů. Hradec Králové, 25. - 27. října 2010. 2. díl. Praha, ČHMÚ: 493-499.
- VARHOLA A., COOPS N. C., WEILER M., MOORE R. D. 2010. Forest canopy effects on snow accumulation and ablation: an integrative review of empirical results. Journal of Hydrology (Amsterdam), 392: 219-233.

SNOW CHARACTERISTICS IN YOUNG STANDS SITUATED IN MOUNTAINS**SUMMARY**

Basic snow characteristics were recorded in Krkonoše Mts. on research plot Lesní bouda at the altitude of 1080 m in 20 year-old stands of dwarf pine, birch, Norway spruce and larch. Control free plot is situated in neighboring clearcut. Stand canopies of species were generally closed or crowded. Paper summarizes measurement in winter seasons 2008/2009 and 2009/2010. Basic snow characteristics differed in both seasons. Snow height culminated in the second half of March in both seasons. The lowest snow height was recorded on control free plot; forest positively influenced snow deposition. The highest snow layer was recorded in spruce and dwarf pine stands. Snow height in dwarf pine stand was positively affected by ascending branches; similar effect on snow height was recorded also in spruce stand. Weather conditions and type of snow affected stand characteristics in both seasons, snow water equivalent in the cumulative periods varied for 30%. Effect of individual species in young stands on snow characteristics in the accumulation period was sporadic. Total snow height and stand character influenced snow water equivalents recorded in the melting period. Higher snow deposition and partly shielding of snow by dense crowns reduced snow melting in spruce stand compared with the control plot. Prolongation of snow melting in spruce stands compared with the control plot reduces risk of flood occurrence.

Recenzováno

ADRESA AUTORA/CORRESPONDING AUTHOR:

Ing. Jan Bartoš, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., VS Opočno
Na Olivě 550, 517 74 Opočno, Česká republika
tel.: 494 668 391; e-mail: bartos@vulhmop.cz

OBNOVA VRSTEV NADLOŽNÍHO HUMUSU NA ZALESNĚNÝCH ZEMĚDĚLSKÝCH PŮDÁCH

RESTORATION OF SURFACE HUMUS LAYERS ON AFFORESTED AGRICULTURAL SOILS

LENKA HATLAPATKOVÁ - VILÉM PODRÁZSKÝ

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Praha

ABSTRACT

The paper documents the state of upper layers on both forest and afforested agricultural soils in Norway spruce and beech stands compared with grassland. The research was conducted in the Orlické hory Mts., on the ecosite of 6K – acid beech-with-spruce forests. Altitude ranges between 780 – 920 m above sea level. The amount and chemical characteristics of the L, F, H and Ah horizons were compared. The restoration of surface humus was described as relatively rapid, showing a legacy of former agricultural use. The effects of beech on afforested agricultural soils were comparable with the spruce though we can suppose the effect of aerial liming at higher altitudes.

Klíčová slova: zalesněná zemědělská půda, humusové formy, dřevinná skladba, půdní chemismus, půdní reakce

Key words: afforested agriculture land, humus forms, tree species composition, soil chemistry, soil reaction

ÚVOD

Nadložní organické horizonty (nadložní humus) jsou specifickou součástí půdního profilu lesních porostů. Spolu s nejsvrchnější vrstvou minerální zeminy, organominerálním horizontem, tak představují humusovou formu jako specifickou součást lesního ekosystému (GREEN et al. 1993). Rozkladem a transformací opadu vznikají a jsou modifikovány složitější organické sloučeniny, které se v průběhu času stávají složkami půdního humusu. Na obsahu humusu v půdě, ale i na množství a kvalitě nadložního humusu, je závislý vývoj, výživa a zdravotní stav lesních porostů (PODRÁZSKÝ, ULBRICHOVÁ 2004). Přestože na tvorbu nadložního humusu působí mnoho faktorů (charakter stanoviště, mikroklima, výchovné zásahy apod.), klíčovým faktorem vzhledem ke složení a množství této organické vrstvy je právě vliv dřevinného složení a následně kvalita a množství opadu vegetace, tedy materiálu, z něhož se nadložní humusová forma vytváří (KACÁLEK et al. 2007, 2009; MATĚJKA, STARÝ 2009; MENŠÍK et al. 2009; PODRÁZSKÝ et al. 2003; PODRÁZSKÝ, REMEŠ 2007a, 2008; VACEK et al. 2005).

Základní členění humusových forem představuje diferenciaci na humus typu mor (surový humus), moder a mul. Pro jehličnaté lesy vyšších poloh je typický zejména mor, který vykazuje nejnižší rychlost rozkladu organické hmoty. V rámci této humusové formy lze většinou snadno vylíčit 3 výrazné holorganické vrstvy (horizonty L, F a H), které se od sebe dají odlišit morfologicky a strukturně pouhým okem. Hodnocení humusových forem zahrnuje dále svrchní minerální horizont, který bývá velmi silně obohacen humusem – Ah (GREEN et al. 1993; NĚMEČEK et al. 2004).

Množství nadložního humusu v lesních ekosystémech je závislé na mnoha faktorech a liší se podle stanoviště. Např. ve smrčinách vyšších poloh se zásoba nadložního humusu pohybuje obvykle mezi 80 – 100 t.ha⁻¹ (SÁŇKA, MATERNA 2004), v Krušných horách byly

stanoveny hodnoty i kolem 200 t.ha⁻¹ (PODRÁZSKÝ 2008b). Velmi variabilní hodnoty akumulace nadložního humusu s výrazným vlivem dřeviny v přirozených lesích doložil i PODRÁZSKÝ (2007, 2009). K dispozici je i řada dílčích studií, dokumentujících akumulaci vrstvy nadložního humusu a postup vytváření typické dynamiky organické hmoty na nově zalesněných plochách vyšších poloh. NOVÁK a SLODIČÁK (2006) uvádějí, že v jimi sledovaných 40letých porostech smrku ztepilého založených na zemědělských půdách došlo k akumulaci 60 – 100 tun nadložního humusu na hektar. PODRÁZSKÝ (2001) uvádí z Krušných hor akumulaci průměrně 28,4 t.ha⁻¹ za 28 let (tzn. zhruba 1 t.ha⁻¹ ročně) ve smrkových porostech založených na nelesní půdě a potvrzuje tak značný potenciál smrku ztepilého v tvorbě nadložního humusu. Dále např. PODRÁZSKÝ, ULBRICHOVÁ (2004) a PODRÁZSKÝ (2008) provedli řadu komplexních šetření humusových profilů v Krušných horách, kterými doložili akumulaci nadložního humusu až 44,8 t.ha⁻¹ ve 30 – 40letých smrkových porostech. KLIMO et al. (2006) dokládá vývoj akumulace nadložního humusu v porostech přeměněných z bukových na buko-smrkové a smrkové, a to z hodnoty 16,9 t.ha⁻¹ až na 77,8 t.ha⁻¹ během první generace smrkového porostu. KACÁLEK et al. (2010) uvádí ve studii z Orlických hor akumulaci nadložního humusu ve 12letém smrkovém a bukovém porostu na zalesněné zemědělské půdě mírně nad 20 t.ha⁻¹, ve 12letém porostu břízy pouze 10,9 t.ha⁻¹, v 50letém smrkovém porostu 55,9 t.ha⁻¹. S akumulací půdní organické hmoty pak úzce souvisí i fixace uhlíku lesními ekosystémy (PODRÁZSKÝ 1998).

Cílem předkládaného příspěvku je popsat stav akumulace humusových forem a jejich základní pedochemické charakteristiky na zalesněných lokalitách v oblasti Orlických hor, zejména srovnat vliv různých dřevin a způsobu využití ploch na mocnost, hmotnost a základní půdně chemické vlastnosti, jakož i posoudit dosavadní průběh pedogenetického procesu na nově zalesněných lokalitách.

METODIKA

Výzkum byl proveden v okolí Deštného v Orlických horách. Byla vybrána série ploch, zahrnující porosty na půdě, která byla pokryta lesem již v minulosti (trvalá lesní půda – L), porosty na zemědělské půdě zalesněné po 2. světové válce (zalesněná zemědělská půda – Z) a plochy dodnes zemědělsky využívané (trvalý travní porost – TTP) (HATLAPATKOVÁ et al. 2006a, b). V první fázi se hodnocení zaměřilo na dřeviny smrk (*Picea abies* (L.) Karsten) a buk (*Fagus sylvatica* L.) ve srovnatelných stanovištních podmínkách (tab. 1). Geologický podklad na sledovaném území tvoří proterozoické horniny kadomsky (assyntsky) zvrásněné, s různě silným variským přepracováním (svory až ruly, fylonit) (Geologická mapa). Zemědělské a lesní půdy tvoří přechod od kambizemí ke kryptopodzolům; na předmětných plochách jde konkrétně o kambizem dystrickou a kryptopodzol modál-

ní (Půdní mapa). Pro srovnání byla zvolena plocha na nelesní půdě využívané jako trvalý travní porost. Soubor lesních typů u všech ploch bylo možno určit nebo předpokládat jako 6K – kyselá smrková bučina v nadmořské výšce mezi 780 a 920 m n.m.

Odběr vzorků humusových forem se uskutečnil v říjnu a listopadu 2005, kdy byly odebírány vrstvy L, F, H a nejsvrchnější minerální horizont obohacený humusem – Ah. Odběry byly provedeny kvantitativně, a to kovovým rámečkem 25 x 25 cm, včetně horizontu Ah, na každé ploše v 6 opakováních a byla zaznamenána jejich tloušťka v cm. Vzorky byly odeslány do laboratoře Tomáš (Opočno), kde byla určena akumulace horizontů humusových forem, tzn. hmotnost (g) sušiny odebraných vzorků horizontů nadložního humusu – L, F, H a horizontu Ah. Sušina byla stanovena při 105 °C a dále zde byl stanoven obsah živin metodikou podle Mehlich III (obsah P, K, Ca a Mg v mg.kg⁻¹).

Tab. 1.

Porostní a stanovištní charakteristiky výzkumných ploch
Stand and site characteristics of the research plots

Plocha/Plot	Porost/ Forest stand	Dřevina/ Tree species	Lesní typ/ Ecosite	Věk (roky) k 11/2005/ Age (years) in 11/2005	Nadmořská výška (m n. m.)/ Altitude (m a. s. l.)
Z18	355D6	SM/Spruce	6K	57	860
Z24	355D6a/4	BK/Beech	6K	40	800
L42	2C14	SM/Spruce	6K	136	920
L38	354C10	BK/Beech	6K	100	850
26	Trvalý travní porost (TTP)/grassland				780

Vysvětlivky: Z = porosty I. generace/stands on former agricultural land
L = trvale lesní porost/permanent forest land

Tab. 2.

Tloušťka jednotlivých horizontů a hmotnost sušiny na plochách
Thickness and amount of dry matter of surface humus layers on the plots

Plocha/Plot	Hmotnost (Weight)				
	Z18	Z24	L42	L38	26
Dřevina/Tree species	SM/spruce	BK/beech	SM/spruce	BK/beech	TTP/grassland
Horizon(t)	kg/m ²	kg/m ²	kg/m ²	kg/m ²	kg/m ²
L	0,3 a	0,1 b	0,3 ab	0,3 ab	0,4 a
F	1,0 ab	0,7 a	2,2 b	2,2 b	1,3 ab
H	4,2 b	1,0 a	1,9 ab	4,5 b	3,7 ab
ΣLFH	5,5 b	1,8 a	4,4 ab	6,9 b	5,4 b
Ah	18,9 ab	12,5 ab	5,3 b	7,5 ab	14,4 a
Celkem/In total	24,4	14,3	9,7	14,5	19,8
Plocha/Plot	Tloušťka (Thickness)				
	Z18	Z24	L42	L38	26
Dřevina/Tree species	SM/spruce	BK/beech	SM/spruce	BK/beech	TTP/grassland
Horizon(t)	cm	cm	cm	cm	cm
L	1,0 ac	2,8 b	2,1 abc	0,8 a	2,5 bc
F	1,0 a	2,0 ab	2,8 b	2,8 b	1,9 ab
H	2,1 ab	0,8 a	1,4 ab	2,9 b	1,9 ab
ΣLFH	4,1	5,6	6,3	6,5	6,3
Ah	4,1	2,9	1,8	2,6	2,5
Celkem/In total	8,2	8,5	8,1	9,1	8,8

Pozn.: různé indexy označují statisticky významné rozdíly v rámci srovnatelného horizontu
Note: different indexes mean significant differences within comparable horizon

Další analýzy byly provedeny v laboratoři ÚHÚL v Brandýse nad Labem dle standardních operačních postupů (SOP), kde byly u jednotlivých vzorků stanoveny tyto hodnoty:

- půdní reakce aktivní a výměnná jako pH/H₂O, pH/KCl, podle ČSN ISO 10390 a SOP-004,
- titrační výměnná acidita (TVK) (mval. 100g⁻¹), dle metodiky ÚHÚL, výluh 1M roztokem KCl (SOP-019),
- výměnný H⁺ dle metodiky ÚHÚL (mval.100g⁻¹),
- výměnný Al³⁺ stanovený výpočtem (TVK - H⁺) (mval.100g⁻¹),
- charakteristiky půdního sorpčního komplexu se stanovily dle SOP-020 ve výluhu 0,1M BaCl₂, po získání výluhu byly výměnné báze stanoveny pomocí plamenové atomové absorpční spektrometrie (FAAS), suma výměnných bází - SVB = Σ (K, Na, Ca, Mg) (mval.100g⁻¹), celková výměnná kationtová kapacita (CEC, T) byla stanovena jako součet SVB a TVK (mval.100g⁻¹), nasycení sorpčního komplexu bázemi (BS) jako podíl SVB/CEC (%),
- obsah celkového humusu (%) byl stanoven pomocí přepočtu koeficientem 1,724 z obsahu celkového uhlíku (TOC) (%) stanoveného pomocí přístroje PRIMACS^{SLC} (SOP-018),
- obsah celkového dusíku (N) byl stanoven dle ISO 130878 (metodou dle Dumase, SOP-017, přístroj PRIMACS^{SLC}) (%),
- C/N - poměr TOC/N (výpočet ze stanoveného TOC a N),
- obsah celkových živin dle SOP 10: obsah fosforu fotometricky, ostatní živiny pomocí FAAS (Fe, Al, Mn, Ca, Mg a K) (hmotnostní % příslušného oxidu).

Průměrné hodnoty pro jednotlivé plochy a horizonty byly mezi sebou porovnány s využitím programu STATISTICA Cz 7 (StatSoft ČR). Srovnávány byly hodnoty stejných horizontů. Vzhledem k tomu, že ve většině případů nebyla prokázána homogenita rozptylů či normalita rozložení dat, byly k mnohonásobnému srovnávání jednotlivých charakteristik pro všechny vzorky použity neparametrické testy (Kruskal-Wallisova ANOVA - vícenásobné porovnání průměrného pořadí pro všechny skupiny). Testována byla vždy hypotéza H₀ = porovnávané plochy se v daných vlastnostech v rámci jednotlivých horizontů neliší na hladině významnosti p < 0,05.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Statisticky významné rozdíly v tloušťce jednotlivých horizontů humusových forem a v jejich zásobě byly prokázány i přes velkou variabilitu hodnot (tab. 2). V bukových porostech přitom převládala humusová forma moder, ve smrkových mor (vylišeno dle GREEN et al. 1993). Ke značné akumulaci organických látek došlo přitom i v trvalém travním porostu, a to kvůli rozvoji výrazného drnu; nebyla však přitom oddělena bio- a nekromasa. U humusových forem v lesních porostech se jednalo vesměs o hmotnost horizontů nadložního humusu bez součástí živého drnu. Tloušťka a zásoba jednotlivých holorganických horizontů zde byla srovnatelná s lesními porosty.

Je možno konstatovat, že mocnost kumulativních holorganických vrstev byla nevýznamně vyšší v bukových porostech, což může souviset s lehčím uložením bukových humusových horizontů. Mocnost pak byla vyšší na stále zalesněných lokalitách. Variabilita v jednotlivých horizontech byla velmi vysoká. Mocnost drnového horizontu byla naprosto srovnatelná s povrchovým horizontem lesních půd. Hmotnost nadložních vrstev byla velmi významně nejnižší v případě mladého bukového porostu na zalesněné zemědělské půdě, jinak byla včetně nezalesněné plochy srovnatelná. Vcelku lze říci, že rychlost akumulace se blížila hodnotám zjištěným na srovnatelných plochách stejné PLO, v oblasti NPR Trčkov (PODRÁZSKÝ, REMEŠ 2007b) a hodnoty jak v bukových, tak i ve smrkových porostech dosahovaly běžných hodnot

pro dané stanovištní podmínky (MENŠÍK et al. 2009; NOVÁK, SLODIČÁK 2006; PODRÁZSKÝ 1998, 2007, 2009). Hmotnost travního drnu se pak vyrovnala zásobě nekromasy horizontů nadložního humusu v lesních porostech. Rychlost akumulace nadložního humusu byla na daných stanovištích velmi vysoká a obě dřeviny se nelišily, což kontrastuje s obecnými představami, ale i s poznatky z příznivějších podmínek. Oproti tomu například KACÁLEK et al. (2010) z podmínky Předhoří Orlických hor dokládá týž výsledek u porostů buku a smrku, i když mladších (12 let). Byla prokázána vysoká akumulace nadložního humusu v mladých bukových porostech s hustým zápojem a velkou produkcí opadu (PODRÁZSKÝ et al. 2003).

Horizont Ah byl na daných stanovištích poměrně mělký. Překvapující byla jeho větší mocnost i zásoba v porostech smrku na zalesněné půdě ve srovnání s bukem a naopak nižší mocnost i zásoba na trvale lesní půdě. Možné vysvětlení (pro které však není srovnání v literatuře) je, že bukový opad je v daných podmínkách rychle mineralizován a akumuluje se tak méně organické hmoty v humusových formách ve srovnání se smrkem, a to včetně horizontu Ah. Na zalesněných zemědělských půdách je pak dosud patrný „zžděžený“ horizont Ah, poněkud mocnější ve srovnání s trvale lesní půdou.

Tabulka 3 dokládá charakteristiky půdní acidity, vyjádřené jako půdní reakce aktuální a potenciální a výměnný hliník a vodík. Jako statisticky průkazné byly prokázány nejvyšší hodnoty pH (obou typů) na zemědělské půdě. Na zemědělské zalesněné půdě byly neprůkazné vyšší hodnoty pH doloženy v buku, na lesní půdě tomu bylo naopak – nelze vyloučit vliv předchozího i opakovaného provozního vápnění ve vyšších polohách. U buku byly slabě vyšší hodnoty pH na trvale zalesněné půdě, u smrku byly ve svrchních horizontech i významně vyšší hodnoty na trvale lesní půdě, hlouběji se hodnoty blížily – opět tak lze předpokládat vliv ošetření vápněním v minulých obdobích. Těmto trendům odpovídaly i hodnoty výměnné acidity a jejich složek, třebaže významnější a průkazné rozdíly byly i zde prokázány především vzhledem k půdě travního porostu.

Obsah přístupných bází (tab. 4) byl průkazně nejvyšší v humusových vrstvách porostu smrku na lesní půdě, což opět indikuje velice podobný vliv vápnění, jinak byl významně vyšší hodnoty oproti ostatním stanovištím prokázány i na nelesní lokalitě. Hodnoty této charakteristiky pod bukem vykazovaly tendenci mírně vyšší úrovně. Nasycení sorpčního komplexu bázemi bylo opět významně nejvyšší v půdě travního porostu, vysoké hodnoty byly rovněž ve smrkovém porostu na trvale lesní půdě. Jinak tendence vyšších hodnot pod bukem nebyla průkazná.

Holorganické a především minerální horizonty lesních porostů obsahovaly průkazně vyšší obsahy celkového humusu; tento trend se projevoval i ve srovnání trvale lesní a zalesněné zemědělské půdy. Porosty smrku jevíly tendenci vyšších hodnot, i když neprůkaznou, u porostů na trvale lesní půdě byly hodnoty obsahu velmi podobné. Obsah humusu korespondoval s celkovou kationtovou výměnnou kapacitou.

Velmi podobná dynamika byla pozorována v případě obsahu celkového dusíku. I v tomto případě byly významně nižší hodnoty pozorovány v horizontech svršku půdy v trvalém travním porostu, s výjimkou nejbohatšího opadu, s velkým podílem živých pletiv; v případě lesních půd byla pozorována dynamika typická pro chudý opad lesních dřevin. Poměrně chudý opad byl díky transformačním procesům obohacen danou živinou, takže horizont F s maximální intenzitou mikrobiální transformace (WESEMAEL 1992) vykazoval nejvyšší hodnoty obsahu celkového dusíku. Smrkové porosty na zemědělské půdě pak obsahovaly menší koncentrace N ve srovnání s trvale lesní půdou, u bukových byl tento neprůkazný trend naznačen jen v hlubších vrstvách.

Poměr C/N byl významně nejnižší v půdě trvalého travního porostu a v porostu buku na zemědělské půdě, která po této stránce vykazovala dosud podobný charakter. V ostatních porostech byly hodnoty podobné, velmi variabilní.

Tab. 3.

 Půdní reakce a obsah výměnného hliníku, vodíku a výměnná acidita v nadložním humusu na jednotlivých stanovištích
 Soil pH and content of exchangeable aluminum, hydrogen and exchangeable acidity in the surface humus of the stands

	Plocha/Plot	Hor.	pH/H ₂ O	pH/KCl	Al ³⁺ mval/100g	H ⁺ mval/100g	(TVK) acidita/ acidity mval/100g
18	SM/spruce	L	4,0 a	3,4 a	2,5 a	5,6 a	8,2 a
		Z	4,0 a	3,2 a	3,1 a	4,3 ac	7,4 a
		H	3,8 ac	3,0 ac	11,0 a	3,8 ac	14,7 a
		Ah	3,9 abc	3,2 abc	9,9 ab	1,7 abc	11,6 abc
24	BK/beechn	L	4,5 ac	3,7 ac	málo vzorku/low sample		
		Z	4,5 abc	3,7 abc	2,2 abc	2,6 bc	4,8 ab
		H	4,1 ab	3,4 ab	8,2 ab	1,7 bc	9,9 ab
		Ah	4,0 bc	3,5 bc	7,6 ab	0,9 bc	8,5 bc
42	SM/spruce	L	5,8 b	5,0 b	0,4 b	1,7 b	2,1 b
		L	F	4,6 bc	3,9 bc	1,1 b	4,3 ac
		H	4,0 abc	3,2 abc	5,3 ab	4,1 ac	9,3 ab
		Ah	3,9 ac	3,2 ac	12,2 b	3,1 ac	15,3 ac
38	BK/beechn	L	4,5 abc	3,7 abc	1,0 ab	4,7 a	5,7 ac
		L	F	4,1 ac	3,2 ac	2,7 ac	5,2 a
		H	3,5 c	2,8 c	9,8 a	5,2 a	15,1 a
		Ah	3,5 a	2,8 a	12,5 b	4,8 a	17,3 a
26	TTP	L	5,6 bc	5,3 bc	2,3 a	1,9 b	4,2 bc
		grassland	F	5,5 b	4,8 b	1,3 bc	0,3 b
		H	5,2 b	4,3 b	1,8 b	0,5 b	2,3 b
		Ah	5,0 b	4,0 b	3,7 a	0,5 b	4,1 b

 Pozn.: různé indexy označují statisticky významné rozdíly v rámci srovnatelného horizontu
 Note: different indexes mean significant differences within comparable horizon

Tab. 4.

 Charakteristiky půdního sorpčního komplexu, obsah humusu a dusíku a poměr C/N v nadložním humusu na plochách
 Soil adsorption complex characteristics, humus and nitrogen contents, and C/N ratio in the humus form layers on the plots

	Plocha/Plot	Hor.	SVB mval/100g	CEC mval/100g	BS %	Humus %	N %	C/N
18	SM/spruce	L	14,3 a	22,4 a	64,2 a	68,2 abc	1,2 ac	33,6 abc
		Z	F	12,5 a	19,9 a	62,9 a	76,2 a	1,5 abc
		H	5,5 a	20,1 abc	27,0 a	52,0 a	1,2 ab	25,6 a
		Ah	1,2 a	12,8 ab	9,6 a	14,7 ab	0,5 a	18,6 bc
24	BK/beechn	L	málo vzorku/ low sample			35,5 a	1,3 abc	15,6 a
		Z	F	20,2 ab	25,1 ab	80,7 abc	58,5 ab	1,9 b
		H	6,0 a	15,9 ac	38,5 abc	27,8 ab	1,2 ab	14,1 b
		Ah	1,5 a	9,9 a	14,7 ab	10,4 a	0,5 abc	11,8 a
42	SM/spruce	L	42,2 b	44,3 b	95,3 b	76,2 bc	0,9 a	47,5 b
		L	F	43,7 b	49,1 b	88,8 bc	76,8 a	1,8 b
		H	21,6 b	30,9 b	69,8 bc	63,2 a	1,7 b	21,8 ab
		Ah	5,2 b	20,5 b	25,1 b	33,7 b	1,1 b	18,3 abc
38	BK/beechn	L	26,6 ab	32,3 ab	82,4 ac	81,6 b	1,3 bc	35,6 bc
		L	F	17,4 a	25,3 ab	68,5 ac	77,0 a	1,8 b
		H	9,1 ab	24,1 bc	37,4 ac	59,3 a	1,4 b	24,5 a
		Ah	3,1 ab	20,4 b	15,3 ab	34,5 b	0,9 bc	22,4 b
26	TTP	L	48,2 b	52,5 b	91,9 bc	61,9 ac	1,8 b	19,8 ac
		grassland	F	20,0 ab	21,5 a	91,7 b	29,4 b	1,0 a
		H	10,3 ab	12,5 a	80,3 b	15,8 b	0,6 a	14,5 b
		Ah	5,2 b	9,3 a	55,0 b	10,5 a	0,5 ac	12,7 ac

 Pozn.: různé indexy označují statisticky významné rozdíly v rámci srovnatelného horizontu
 Note: different indexes mean significant differences within comparable horizon

 SVB suma výměnných bází/sum of exchange basis
 CEC kationtová výměnná kapacita/cation exchange capacity
 BS nasycení bázemi/base saturation

Obsah přístupného fosforu (tab. 5) byl ve svrchních horizontech nejvyšší na travní ploše, tendence vysokého obsahu se zachovala i na zalesněné zemědělské půdě pod bukem. Ve smrku byly hodnoty průkazně nižší. Smrkové porosty jeví trend nižšího obsahu této živiny v minerálním půdním horizontu, zejména na trvale zalesněné lokalitě.

Maximální hodnoty obsahu přístupného draslíku byly pozorovány rovněž na zatravněné ploše. Na tom se zcela jistě podílel i vliv dominantního travního drnu, s vysokými nároky trav na tuto živinu (LARCHER 1988). Naopak velmi nízké, průkazně nejnižší obsahy K byly doloženy v nadložních humusových horizontech ve smrku na zalesněné zemědělské půdě, kde se může projevovat jak značné vyplavování po zalesnění, tak příjem K a jeho fixace v biomase v mladém, intenzivně rostoucím porostu. Naopak na trvale zalesněné půdě byl vyšší obsah draslíku pozorován v humusové formě smrku, v porostu prosvětleném, s rozvojem přízemní, především travní vegetace, ovlivňující svrchní vrstvy opadu.

Statisticky významně se navýšením obsahu přístupného vápníku projevuje zemědělské využívání plochy (plocha 26 – TTP) a stejně tak pravděpodobně provozní vápnění smrkového porostu ve vyšších nadmořských výškách (plocha 42 – SM L). U bukových porostů byly vyšší obsahy doloženy na zemědělské půdě a na trvale lesní půdě byly vyšší obsahy Ca v přístupné formě dokumentovány pod bukem, což je srovnatelné s řadou prací z jiných lokalit (PODRÁZSKÝ, REMEŠ 2007b). Stejná dynamika byla dokumentována v případě přístupného hořčíku. U porostů lesních dřevin je zajímavá tendence nižšího obsahu výměnného hořčíku na bývalých zemědělských půdách, obdobně i na ploše nelesní.

Podobná dynamika tvorby humusových forem byla doložena na zalesněných půdách v oblasti Trčkova ve stejném regionu (PODRÁZSKÝ, REMEŠ 2007b; KLIMO et al. 2006). V mladých porostech buku

docházelo i v přirozených podmínkách k silné akumulaci nadložního humusu (PODRÁZSKÝ et al. 2003), což koresponduje i se zde zjištěnými údaji. Obnova humusové vrstvy je poměrně rychlá a lze počítat, alespoň z kvantitativního hlediska, dosažení množství typického pro lokální lesní porosty v rozmezí 100 – 150 let (NOVÁK, SLODIČÁK 2006; PODRÁZSKÝ, ULBRICHOVÁ 2004).

ZÁVĚR

Výsledky výzkumu potvrdily rychlou akumulaci nadložního humusu na zalesněných zemědělských půdách; ve smrkovém porostu již hodnoty zásoby holorganických horizontů dosáhly výše srovnatelné s lesními stanovišti. V buku probíhala akumulace nadložních horizontů z hlediska zásoby výrazně pomaleji. Akumulace nadložní organické hmoty byla na trvale zalesněných půdách pro smrk a buk srovnatelná.

V charakteristikách půdní kyselosti a sorpčního komplexu se rovněž odrazilo současné i dřívější zemědělské využívání půdy, u smrkových porostů vyšších poloh je pravděpodobný i vliv provedeného provozního vápnění. Rozdílný vliv obou dřevin byl na zalesněných lokalitách patrný, i když neprůkazně, a charakter půd pod smrkem a pod bukem se z tohoto hlediska dramaticky nelišil.

Akumulace humusu a dusíku postupuje kontinuálně, drn rovněž obsahuje značné zásoby těchto elementů – i když nebyla v jeho případě důsledně separována bio- a nekromasa.

V obsahu přístupných živin se u fosforu projevuje obohacení na současných i dřívějších zemědělských půdách, imobilizace v biomase smrku s větší produkcí, což se projevovalo i v obsahu přístupného draslíku.

Tab. 5.

Přístupné živiny podle Mehlicha III v nadložním humusu na jednotlivých plochách
Plant available nutrients content by the Mehlich III method in the humus form layers on the plots

Plocha/Plot	Horizon(t)	P	K	Ca	Mg
18 SM/spruce	L	10,0 a	149,0 a	697,0 a	101,0 a
	Z	32,0 a	280,0 a	1173,7 a	160,7 a
	H	24,3 a	256,0 ab	933,0 ac	150,7 ac
	Ah	12,5	92,7 a	231,5 a	54,7 a
24 BK/beechn	L	126,0 bc	3560,0 bc	2190,0 bc	604,0 abc
	Z	69,3 b	758,7 ab	2412,7 bc	270,0 ab
	H	48,0 b	229,3 a	830,0 a	98,7 a
	Ah	26,5	111,2 ab	255,2 ac	43,0 a
42 SM/spruce	L	42,0 abc	2708,0 abc	1956,0 abc	774,0 bc
	L	47,3 ab	1190,3 b	4665,7 b	731,3 b
	H	28,0 b	488,0 b	1941,7 b	429,3 b
	Ah	9,8	202,5 b	518,8 bc	186,8 b
38 BK/beechn	L	32,0 ac	920,0 ac	782,0 ac	182,0 ac
	L	44,7 ab	621,0 ab	1537,3 ac	188,7 a
	H	31,3 ab	265,7 ab	1067,3 abc	151,3 abc
	Ah	27,2	165,7 ab	393,8 abc	102,0 ab
26 TTP grassland	L	232,0 b	5064,0 b	3347,0 b	1464,0 b
	F	66,0 b	1350,0 b	2330,0 abc	549,0 b
	H	28,7 ab	492,7 b	1426,3 bc	226,0 bc
	Ah	5,5	234,0 b	687,0 b	88,5 ab

Pozn.: různé indexy označují statisticky významné rozdíly v rámci srovnatelného horizontu
Note: different indexes mean significant differences within comparable horizon

V obsahu vápníku a hořčíku se projevilo kromě zemědělského využití trvale nelesní lokality i vápnění, které ovlivnilo výše položený smrkový porost. Bukový opad příznivěji ovlivnil dynamiku dvojmocných bází na zalesněné zemědělské půdě.

Prostředí lesních půd tak ve sledované oblasti jeví tendence poměrně rychlé obnovy stavu a dynamiky typické pro lesní ekosystémy, i když zhruba v polovině obmýtí je bývalý typ využití dosud patrný. Vliv dřeviny se neuplatňuje nijak dramaticky, na druhé straně jsou pravděpodobně registrované vlivy provedených melioračních zásahů.

Poděkování:

Příspěvek vznikl v rámci řešení projektu NAZV QG50105 Obnova lesního prostředí při zalesnění nelesních a devastovaných stanovišť.

LITERATURA

- Geologická mapa, 1 : 50 000 [online]. Česká geologická služba 2000-2010 [cit. 11.03.2011]. Dostupné na World Wide Web: http://www.geology.cz/app/ciselniky/lokalizace/show_map.php?mapa=g50&y=602343&x=1034930&r=1500&s=1&legselect=0
- GREEN R.N., TROWBRIDGE R.L., KLINKA K. 1993. Towards a taxonomic classification of humus forms. Forest Science Monograph, No. 29: 49 s.
- HATLAPATKOVÁ L., VACEK S., MIKESKA M. 2006a. Zalesňování zemědělských půd v Orlických horách a v jejich podhůří. Panorama. Z přírody, historie a současnosti Orlických hor a podhůří, č. 14: 19-28.
- HATLAPATKOVÁ L., PODRÁZSKÝ V., VACEK S. 2006b. Výzkum v lesních porostech na bývalých zemědělských půdách v oblasti Deštného a Neratova v PLO 25 - Orlické hory. In: Neuhöferová, P. (ed.): Zalesňování zemědělských půd, výzva pro lesnický sektor. Sborník referátů. Kostelec nad Černými lesy, 17. 1. 2006. Praha, ČZU v Praze; Jíloviště-Strnady, VÚLHM – VS Opočno: 185-191.
- 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.
- KACÁLEK D., NOVÁK J., DUŠEK D., BARTOŠ J., ČERNOHOUS V. 2009. How does legacy of agriculture play role in formation of afforested soil properties? Journal of Forest Science, 55: 9-14.
- KACÁLEK D., NOVÁK J., BARTOŠ J., SLODIČÁK M., BALCAR V., ČERNOHOUS V. 2010. Vlastnosti nadložního humusu a svrchní vrstvy půdy ve vztahu k druhům dřevin. Zprávy lesnického výzkumu, 55: 19-24.
- KLIMO, E., MATERNA, J., LOCHMAN, V., KULHAVÝ, J. 1988. Forest soil acidification in the Czech Republic. Journal of Forest Science, 2006, 52 (Special Issue): 14-22.
- LARCHER, W. 1988. Fyziologická ekologie rostlin. Praha, Academia: 368 s.
- MATĚJKA K., STARÝ J. 2009: Differences in top-soil features between beech-mixture and Norway spruce forests of the Šumava Mts. Journal of Forest Science, 55: 540-555.
- MENŠÍK L., KULHAVÝ J., KANTOR P., REMEŠ M. 2009. Humus conditions of stands with different proportion of Douglas fir in the Hůrky Training Forest District and Křtiny Training Forest Enterprise. Journal of Forest Science, 55: 345-356.
- NĚMEČEK J. et al. 2004. Elektronický taxonomický klasifikační systém půd ČR. [online]. [cit. 12. března 2011]. Dostupné na World Wide Web: <http://klasifikace.pedologie.cz/>.
- NOVÁK J., SLODIČÁK M. 2006. Opad a dekompozice biomasy ve smrkových porostech na bývalých zemědělských půdách. In: Neuhöferová, P. (ed.): Zalesňování zemědělských půd, výzva pro lesnický sektor. Sborník referátů. Kostelec nad Černými lesy, 17. 1. 2006. Praha, ČZU v Praze; Jíloviště-Strnady, VÚLHM – VS Opočno: 155-162.
- PODRÁZSKÝ V. 1998. Akumulace uhlíku v lesních ekosystémech – příklad smrkového a bukového porostu ve vyšších nadmořských výškách. Lesnictví – Forestry, 44: 392-397.
- PODRÁZSKÝ V. 2001. Role smrku ztepilého jako přípravné dřeviny při obnově půdního prostředí lesních ekosystémů. In: Krajina, les a lesní hospodářství. Výzkumné záměry LF ČZU v Praze 2000. Sborník z celostátní konference. I. díl. Praha, Česká zemědělská univerzita v Praze: 136-140.
- PODRÁZSKÝ V., VIEWEGH J., REMEŠ J. 2003. Srovnání stavu humusových forem v mladých porostech smrku a buku na území NPR Žákova hora. Zprávy lesnického výzkumu, 48: 62-64.
- PODRÁZSKÝ V. V., ULBRICHOVÁ I. 2004. Restoration of forest soils on reforested abandoned agricultural lands. Journal of Forest Science, 50: 249-255.
- PODRÁZSKÝ V. 2007. Stav lesních půd ve výškovém transektu na lokalitě Plechý – NP Šumava. Lesnícky časopis – Forestry Journal, 53: 333-345.
- PODRÁZSKÝ V., REMEŠ J. 2007a. Effects of the wild cherry (*Cerasus avium* L./ Moench) on the humus forms in the mixed stand. Lesnícky časopis – Forestry Journal, 53: 215-220.
- PODRÁZSKÝ V., REMEŠ J. 2007b. Humus form status in close-to-nature forest parts in comparison with afforested agricultural lands. Lesnícky časopis – Forestry Journal, 53: 99-106.
- PODRÁZSKÝ V., REMEŠ J. 2008. Půdotvorná role významných introdukovaných jehličnanů – douglasky tisolisté, jedle obrovské a borovice vejmutovky. Zprávy lesnického výzkumu, 53: 27-33.
- PODRÁZSKÝ V. 2008a. Restoration of humus forms on the bulldozed plots and reforested agricultural lands in the Ore. Mts. Scientia Agriculturae Bohemica, 39: 232-237.
- PODRÁZSKÝ V. 2008b. Tvorba povrchového humusu při zalesňování zemědělských ploch a po buldozerové přípravě v Krušných horách. Zprávy lesnického výzkumu, 53: 258-263.
- PODRÁZSKÝ V. 2009. Variabilita humusových forem v rámci dynamiky porostů NPR Žákova hora. In: Národní přírodní rezervace Žákova hora. Konference konaná na počest hraběte Dr. Radslava Kinského k výročí 80. let od začátku ochrany NPR Žákova hora 14. 6. 2009 v zámku ve Žďáru nad Sázavou. Sborník příspěvků. Praha, Česká zemědělská univerzita v Praze: 44-53.
- Půdní mapa 1 : 100 000. [online]. CENIA 2010. [cit. 11. března 2011]. Dostupné na: http://geoportal.cenia.cz/mapmaker/MapWin.aspx?M_Site=cenia&M_Lang=cs
- SÁŇKA M., MATERNA J. 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. Praha, MŽP: 84 s. Planeta 11/2004.
- VACEK S., SIMON J., KACÁLEK D. 2005. Strategie zalesňování nelesních půd. Lesnická práce, 84: 13-15.
- WESEMAEL B. VAN 1992. Soil organic matter in Mediterranean forests and its implications for nutrient cycling and weathering of acid, low-grade metamorphic rocks. Thesis, Universiteit van Amsterdam. Amsterdam, University of Amsterdam: 140 s.

RESTORATION OF SURFACE HUMUS LAYERS ON AFFORESTED AGRICULTURAL SOILS**SUMMARY**

Among all basic ecosystem compartments, surface humus has a vital importance for effective nutrient cycling. Its restoration after afforestation indicates the revitalization of the functional forest ecosystem, especially at higher altitudes. The study was carried out in the Orlické hory Mts., near Deštné, north-eastern Bohemia. The studied sites with different land-use history were as follows: permanent grassland, Norway spruce aged 136 years, beech of 100 years, both on stable forest localities, Norway spruce aged 57 and beech 40 on afforested agricultural soils. Altitude ranges between 780 (grassland) and 920 m above sea level (permanent Norway spruce site) (Tab. 1). Accumulation of the surface humus is documented in Tab. 2. The research confirmed relatively rapid accumulation of the surface humus on the afforested agricultural sites, the amount in the spruce stand ($55.1 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) was fully comparable with the stable forest ecosystems ($43.6 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ for spruce, $69.4 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ for beech). In the beech site the surface organic layer restoration was much lower ($17.9 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$). In the permanent forest stands the situation in the spruce and the beech was similar. The soil acidity and adsorption complex characteristics reflected visibly the former land use type; in the spruce stands of the highest altitudes, the properties of soil seem to be affected by liming (Tab. 3 and 4). The soil properties under both spruce and beech did not differ significantly, the trends were partly detectable. The grassland soil showed significantly higher soil pH. The land use affects also the total C and N dynamics (Tab. 4). Their accumulation is continuous and increases significantly after afforestation. The plant available phosphorus content reflects the effects of former and recent agricultural use (Tab. 5); spruce probably immobilizes considerable part of this element in the fast growing biomass. Similar trend was found for plant available potassium. Bivalent bases were affected more favorably by the beech. The afforested agricultural soils showed high potential for fast restoration to conditions of forest soil. The species effect was not so visible.

Recenzováno

ADRESA AUTORŮ/CORRESPONDING AUTHORS:

Ing. Lenka Hatlapatková, Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesů
Kamýcká 1176, 165 21 Praha 6 - Suchdol, Česká republika
tel.: 224 383 792; e-mail: hatlapatkova@fld.czu.cz

prof. Ing. Vilém Podrázský, CSc., Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesů
Kamýcká 1176, 165 21 Praha 6 - Suchdol, Česká republika
tel.: 224 383 403; e-mail: podrazsky@fld.czu.cz

ČASOVÁ A PRACOVNÍ NÁROČNOST VÝSADBY PROSTOKOŘENNÝCH ODROSTKŮ LISTNATÝCH DŘEVIN V HORSKÝCH POLOHÁCH

TIME REQUIREMENTS AND WORK STANDARDS RELATED TO PLANTING OF BARE-ROOTED SAPLINGS OF BROADLEAVES ON MOUNTAIN SITES

MARTIN BALÁŠ - IVAN KUNEŠ - MICHAL ŠRENK - TEREZA KOŇASOVÁ

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Praha

ABSTRACT

The article summarises the preliminary time records yielded during the planting of bare-rooted large-sized planting stock (saplings) on mountain sites. Mean time required to plant one sapling by one worker amounts to approximately 6.5 minutes. This time includes the delivery of sapling and support pole to a planting site, grass sward (turf) removing, digging a planting hole, planting of tree, driving a pole into the ground, and fixation of a tree to the support pole. One worker is able to plant approx. 45 saplings per one day, if the effective time of active work represents cca 5 hours a day work shift (rest time, transport to a remote work place and back, and other unavailability time shortened the effective work time in the shift). If the common wage costs amount to 150 CZK (including all taxes and payments) and the entire eight-hour shift is considered, the work planting costs of one sapling are approx. 27 CZK (1.1 EUR).

Klíčová slova: časové snímky, odrostky, zalesňování, pracovní normy

Key words: time survey, advanced nursery seedlings (saplings), afforestation, work standards

ÚVOD

V důsledku imisně ekologické kalamity, vyvolané znečištěním ovzduší a doprovodnými stresy abiotického i biotického původu, došlo během 70. a 80. let 20. století v českých pohraničních horách k rozsáhlému poškození lesních porostů – např. v Jizerských horách se jednalo o cca 12 000 ha (BALCAR, KACÁLEK 1999). V roce 1992 tak činily zásoby dřeva ve smrkových porostech v hlavním komplexu Jizerských hor cca 55 % stavu roku 1982 (ÚHŮL 1999). Vznikem rozsáhlých holin o velikosti stovek hektarů byly značně narušeny ekologické funkce lesa (cf. PELC 1992; BALCAR et al. 1994; AOPK 2010; ŠACH 1999).

Zalesňování takových rozsáhlých volných ploch přináší množství specifických problémů, jako jsou nepříznivé klimatické a půdní podmínky, přemnožení hmyzích a myšovitých škůdců apod. Nezdar zalesnění se v letech 1992 – 1998 souhrnně pohyboval mezi 30 – 50 % (ÚHŮL 1999). I přes tyto ztráty, na běžné růstové podmínky poměrně vysoké, se během 90. let velkou většinu holin podařilo znovu zalesnit (BALCAR, KACÁLEK 2003). Po relativně dlouhém období s malou růstovou intenzitou se porosty v současné době nacházejí nejčastěji ve stadiu mlazin, které relativně rychle odrůstají. Tyto nově vzniklé lesní porosty však postrádají druhovou, věkovou a prostorovou rozrůzněnost. Z hlediska stability lesních porostů je žádoucí přizpůsobit postupně současnou druhovou skladbu skladbě cílové (SLODIČÁK et al. 2005).

Vnášení žádoucí listnaté příměsi je však v těchto podmínkách značně obtížné, a to zejména v porovnání s kultivací jehličnatých dřevin (smrku). Použití listnatého sadebního materiálu běžné obchodní velikosti (26 – 50 cm) bývá spojeno se značnými ztrátami v prvních letech po

výsadbě (např. BALCAR 1998 uvádí až 2/3 mortalitu jeřábu v prvních třech letech po výsadbě) a obnovení výškového přírůstu obvykle trvá několik dalších let (cf. SOUČEK 2004). Příčinou jsou hlavně nepříznivé podmínky v přízemní vrstvě vzduchu, tj. zejména výraznější kolísání teplot (SPITTLEHOUSE, STATHERS 1990; ŠPULÁK 2009), útlak buření, poškození sněhem a také tlak býložravé zvěře. V některých specifických podmínkách, souvisejících s reliéfem krajiny (tzv. mrazové kotliny), nejsou výjimkou ani letní noční a ranní mrazíky. Příkladem může být mrazová epizoda ze dne 8. 7. 2010, kdy v oblasti osady Jizerka byl v přízemní vrstvě vzduchu naměřen v ranních hodinách mráz –2 °C, přičemž přes den vystoupila teplota v 2 m nad zemí až na 25 °C. Další mrazové epizody, byť projevující se prakticky jen v přízemní vrstvě vzduchu, nastaly 27. 7. a 20. 8. 2010 (Kuneš, Baláš – nepublikovaná data).

Použití vyspělého sadebního materiálu představuje jednu z možností, jak alespoň částečně překonat nepříznivé podmínky extrémních stanovišť a zvýšit tak úspěšnost ujímání výsadeb a zkrátit čas potřebný k jejich odrůstání. Vyspělým sadebním materiálem se rozumí prostokořenné polooodrostky (51 – 120 cm) a odrostky (velikost 121 – 250 cm), které prošly několikanásobnou úpravou kořenového systému při podřezávání nebo školkování.

Výsadba vyspělého sadebního materiálu vyžaduje dodržení přísných technologických postupů. Při pěstebním procesu ve školce je potřeba vypěstovat bohatý, ale kompaktní kořenový systém, koncentrovaný pod rostlinu, který zabezpečí dostatečnou výživu a stabilitu stromku a zároveň nebude nadměrnou překážkou pro manipulaci s ním (vyzvedávání a výsadba) – cf. KUNEŠ et al. (2006); BURDA (2009); BURDA, NÁROVCOVÁ (2009). Dále je třeba samozřejmě dbát na kva-

litní provedení samotné výsadby a také o kultury následně pravidelně pečovat (zejména se jedná údržbu ochrany proti zvěři a v horských podmínkách také o údržbu mechanické stabilizace).

Vypěstý sadební materiál se při obohacování druhové skladby horských jehličnatých porostů doposud provozně prakticky nepoužíval. V minulosti bylo jeho použití několikrát zmiňováno v odborném tisku (např. PEŘINA 1969 nebo LOKVENC 1978; LOKVENC et al. 1992). Dále např. KANTOR, PEKLO (2001) popisují přesazování jedinců buku lesního z přirozeného zmlazení o rozměrech odpovídajícím odrostkům. V nedávné době se odrostky zabýval např. MAUER (1998, 1999, 2008). Kromě malých provozních pokusů (VANĚČEK 2001) se však rozsáhlejšího praktického uplatnění metoda odrostků prozatím nedočkala.

V současné době je metoda zkušebně využívána v Jizerských horách (KUNEŠ et al. 2006). První předběžné výsledky hodnocení prosperity některých výsadeb uvádějí MILLEROVÁ et al. (2009); MILLEROVÁ (2010); KUNEŠ, BALÁŠ (2009).

Výsadbu odrostků je možné označit spíše za doplňkovou metodu, která nemá nahradit používání sazenic běžné obchodní velikosti, ale může být s výhodou použita ve speciálních případech, právě často v kombinaci s výsadbou sazenic běžné velikosti (cf. KUNEŠ, BURDA 2007). Odrostky je kromě výše uvedeného obohacování druhové skladby o listnaté dřeviny dále vhodné uplatnit rovněž tam, kde se uvažuje o individuálních ochranných opatřeních proti zvěři (tubusy, oplůtky), při prosadbách, rekonstrukcích, v mrazových kotlinách, na zabuřeněných plochách atd. Metoda obnovy lesa s využitím odrostků je podrobně popsána v příspěvku KUNEŠ, BALÁŠ, BURDA (2010).

Vzhledem k zatím minimálnímu rozšíření metody odrostků neexistují normy pro jejich výsadbu, které by byly dostupné širší veřejnosti. Aby bylo možné efektivně plánovat a realizovat budoucí výsadby, je nutné znát podrobné údaje o pracovní náročnosti výsadby, což je důležitý podklad pro finanční kalkulace. Normy používané pro okrasné výsadby (městská zeleň) jsou v lesním provozu vzhledem k diametrálně odlišným podmínkám nepoužitelné, stejně jako normy (Sborník 1997) pro výsadbu sazenic standardní velikosti. Podle těchto norem činí výkon jednoho pracovníka za směnu (8 h) zhruba 200 ks sazenic (podle podmínek v rozpětí zhruba 130 – 250 ks). Jiná norma (NOUZOVÁ 1995) uvádí údaje pro výsadbu sazenic větších než 25 cm do jamek o velikosti 35 × 35 cm, nepočítá ovšem s instalací stabilizace. Na jednu hodinu práce je zde počítáno s výsadbou cca 15 ks (10 – 20 podle podmínek).

Cílem příspěvku je předložit výsledky sledování spotřeby pracovního času při výsadbě vypěstělo sadebnímu materiálu (odrostků) v podmínkách horských oblastí (Jizerské hory, 8. LVS).

MATERIÁL A METODIKA

Rozdělení výsadby do jednotlivých etap

Zjišťování časové náročnosti výsadby pilotního charakteru, kdy byla ověřována a dotvářena metodika nejen měření, ale i způsob samotné výsadby, proběhlo na podzim 2007 při výsadbách buku lesního. Pracovní proces výsadby byl rozdělen na 4 etapy a každý úkon byl měřen zvlášť. Etapy výsadby byly rozlišeny následovně: (i) strhnutí drnu sekeromotykou a prokypření půdy, (ii) vyrytí půdy do požadované hloubky rýčem a její deponování vedle jamky, (iii) samotné vysazení stromku, (iv) zatlučení kůlu. Vyzarování odrostků bylo prováděno dodatečně a nebylo proto již zahrnuto do měření. Ostatní podmínky byly podobné jako u hlavní studie. U dílčích etap (i) a (iii) bylo zaznamenáno 32 snímků, resp. 21 snímků u etap (ii) a (iv).

Hlavní studie časové náročnosti výsadby byla provedena při výsadbě odrostků listnatých dřevin (zejména břízy karpatské a buku les-

ního) v listopadu 2009. Časové snímky byly pořizovány na třech různých stanovištích, která ovšem nejsou dále rozlišována, neboť se jedná o stanoviště svým charakterem víceméně podobná, spíše méně náročná, většinou dobře schůdná a v relativně příznivých sklonových poměrech. Ovšem v rámci stanoviště se často vyskytovaly značné mikrostanovištní rozdíly, zejména co do vlastností půdy (tloušťka a tuhost drnu, skeletovitost apod.). Práce byly vykonány externí dodavatelskou firmou, pracovní četa byla složena z 5 pracovníků (mužů).

Proces výsadby byl za účelem časového snímkování rozčleněn na jednotlivé etapy:

- (1) roznesení sadebnímu materiálu ze záložniště do místa výsadby;
- (2) roznesení kůlů z místa, kam byly dopraveny silničním vozidlem, na místo výsadby;
- (3) stržení drnu v místě budoucí sadební jamky;
- (4) prokopání jamky (cca 35 × 35 cm; hloubka cca 25 – 30 cm podle mocnosti drnu) a prokopání zeminy v sadební jamce;
- (5) samotné zasazení (usazení odrostku do správné polohy, urovňání kořenů, zasypaní kořenů zeminou, ztuhnutí zeminy);
- (6) zatlučení kůlu;
- (7) mechanická stabilizace (vyvázání sazenice ke kůlu plastovými páskami).

Pozn.: Etapy (3) až (5) jsou v některých případech souhrnně označovány jako „výsadba“; etapy (3) a (4) jako „kopání jamky“.

Další výsadba odrostků se uskutečnila v listopadu 2010. Během výsadby nebyly měřeny jednotlivé časové snímky, ale jen souhrnný čas spotřebovaný pro výsadbu daného počtu stromků. Výsadbu provedli převážně členové autorského týmu – dva muži a jedna žena.

Způsob měření jednotlivých etap výsadby

Při zjišťování časové náročnosti byly měřeny tzv. aktivní časy, které zahrnují pouze skutečnou dobu, po kterou je aktivně prováděna daná činnost, tzn. „od prvního do posledního kopnutí do země“. Jsou to tedy nezbytně nutné časy potřebné k provedení příslušné dílčí etapy, které nezahrnují technické prostroje a přestávky.

Dále byly u některých etap měřeny tzv. reálné časy, které zachycují vždy několik neprodleně na sebe navazujících etap, ať již stejných nebo různých. „Reálný“ čas nechť je definován jako součet „aktivního“ času a technických prostojů mezi ukončením předchozí jednotky práce a začátkem následující jednotky. Čas technických prostojů je zejména doba, kdy pracovník přechází od jedné sazenice ke druhé, vyhledává vhodné místo pro výsadbu a rovněž doba potřebná pro krátkodobý odpočinek (zejm. u fyzicky značně náročného zatlučení kůlů). „Reálné“ časy byly tudíž měřeny vždy dohromady jako blok několika jednotlivých etap. Blok se může skládat buď z několika cyklů rozdílných etap (strhnutí drnu, prokopání, výsadba), nebo to může být cyklus např. deseti shodných etap (zatlučení kůlů).

U dvou pracovních etap (roznášení sazenic a kůlů) by zjištění „aktivního“ času nebylo možné. Kůly se obvykle roznášejí v počtu zhruba 5 – 10 ks najednou a postupně se odkládají do míst předpokládané výsadby, sazenice se roznášejí zpravidla po dvou svazcích (po 10 ks). V těchto případech tak mohl být zjišťován pouze tzv. souhrnný čas, tedy doba potřebná k roznesení celého svazku. „Souhrnný“ čas v podstatě odpovídá času „reálnému“, ale pro přehlednost byly tyto dvě etapy vyčleněny do zvláštní kategorie. Výsledný čas pro provedení donesení jednoho kůlu/sazenice je tedy podílem celkového času pro roznesení celého svazku a počtu kůlů/sazenic. Tento čas závisí zejména na roznáškové vzdálenosti a počtu kůlů, který pracovník unese. Průměrná roznášková vzdálenost činila cca 50 m.

Výsadba nebývá zpravidla prováděna tak, že by se provedly postupně všechny etapy u jedné sazenice a po dokončení její výsadby by se

přešlo k výsadbě sazenice další. Jednotlivé etapy výsadby jsou obvykle sdruženy do pracovních bloků: nejprve se roznese určitý počet kůlů, poté najednou vykope odpovídající počet jamek, dále jsou rozneseny sazenice, které jsou postupně vysazeny a následně vyvázány. Činnosti může provádět více pracovníků souběžně (jeden roznáší kůly, další kope jamky atd.), nebo jeden pracovník ve „svém rajónu“ provádí jednotlivé etapy postupně. Čas potřebný k výsadbě jedné sazenice tedy není možné zjistit přímo a najednou, ale jedná se o součet jednotlivých dílčích činností prováděných nezávisle na sobě.

U etap stržení drnu, prokopání jamky a zasazení bylo změřeno shodně po 180 časových snímcích. Zatlučení kůlu bylo změřeno celkem 79krát a vyvázání 56krát. Dále byla změřena doba trvání 7 roznášek sazenic (pokaždé byly nesené 2 svazky po 10 kusech, tedy celkem 140 sazenic) a 15 roznášek kůlů (zpravidla bylo roznášeno 8 – 12 kůlů na vzdálenost 30 – 90 m; dohromady tedy cca 150 kůlů).

U sledovaných výsadeb nebylo použito individuálních ochranných prostředků (výsadby byly realizovány uvnitř již existujících oplocenek).

Popis použitého sadebního materiálu

Před první etapou výsadby byly zjišťovány morfologické parametry vybraných oddílů použitého sadebního materiálu (podrobné výsledky jsou uvedeny v práci TYRPA 2008). Svazek odrostků jeřábu ptačího, připravený k výsadbě, je zachycen na obr. 1. Kupříkladu vysazované odrostky brýzy karpatské měly následující parametry:

- průměrná výška nadzemní části 125 cm (medián 121 cm, směrodatná odchylka 17,7 cm),
- tloušťka kořenového krčku: 9,6 mm (medián 9 mm, směrodatná odchylka 1,66 mm),
- průměrná hodnota objemového poměru kořenové a nadzemní části: 0,83 (medián 0,81, směrodatná odchylka 0,011),
- průměrný podíl jemných kořenů (tloušťka < 1 mm) v celkovém objemu kořenů: 31 % (medián 34 %, směrodatná odchylka 4,24 %).

Statistické vyhodnocení

Doby trvání jednotlivých etap byly měřeny s přesností na sekundy. Součástí vyhodnocení je testování normality rozdělení časů trvání jednotlivých etap výsadby. Nulová hypotéza: rozdělení nebude odlišné od normálního. Ke zpracování a vyhodnocení dat byl použit software MS Excel, Statistica a Statgraph. Pro testování, zda rozdělení četností dob trvání jednotlivých etap má normální rozdělení, byl použit chí–kvadrát test dobré shody.



Obr. 1. Prostokořenné odrostky sazené na horských stanovištích (foto J. Zadina)

Fig. 1. Bare-rooted saplings planted on the mountain sites (photo J. Zadina)

VÝSLEDKY A DISKUSE

Pilotní studie (2007)

Výsledky pilotního časového snímkování (odpovídají „aktivním“ časům) jsou uvedeny v tab. 1.

Průměrná doba trvání výsadby (součet průměrných hodnot dílčích etap: stržení drnu, vykopání jamky, zasazení stromku) je 151 s (2 min 31 s). Součet mediánů je 137 s (2 min 17 s). Medián má u všech dílčích etap hodnotu nižší než průměr, charakteristická je vysoká variabilita (vyjádřená směrodatnou odchylkou) v závislosti na terénních podmínkách. Největší variabilitu a rozdíl mezi průměrem a mediánem vykazuje etapa prokopání jamky.

Tab. 1.

Doby trvání jednotlivých výsadebních etap při pilotním snímkování v roce 2007
Required times to execute particular work phases during the planting of the saplings – a pilot study in 2007

Pracovní etapa/ work phase	Průměr/ mean [s]	Směrodatná odchylka/ standard deviation	Medián/ median	Minimální hodnota/ min. value [s]	Maximální hodnota/ max. value [s]	Celková doba výsadby/ total time [s]
stržení drnu/sward removing	56	17	54	28	103	151
vrytí jamky/digging a planting hole	53	39	42	8	166	
zasazení/tree planting	42	12	41	20	80	
zatlučení kůlu/installing a support pole	29	9	28	16	46	29

Hlavní studie (2009)**• „Aktivní“ čas**

Výsledky zjištěné při hlavním časovém snímkování („aktivní“ časy) za příslušné pracovní etapy jsou uvedeny v tab. 2.

Výsledky zjištěné při hlavním časovém snímkování („souhrnné“ časy) za příslušné pracovní etapy jsou uvedeny v tab. 3.

Podobně jako pilotní studie, také výsledky hlavní studie naznačují, že doby trvání prakticky všech dílčích etap vykazují relativně vysokou variabilitu. Směrodatná odchylka dosahuje v některých případech až cca 50 % hodnoty aritmetického průměru dob trvání jednotlivých etap. Velmi vysoké jsou rovněž amplitudy zejména maximálních hodnot.

Variabilita dat je dána značnými mikrostanovištními rozdíly, a tedy i různou obtížností provádění jednotlivých pracovních etap. V některém místě je výsadba relativně snadná, naopak o několik metrů jinde může být vykopání jamky, zatlučení kůlu a provedení výsadby velice náročné, až nemožné.

Často je nutné provést „zkusné“ vykopání části jamky, aby se zjistilo, zda v daném místě lze vůbec jamku vykopat. Stává se tedy, že i na místě, které se zdá být pro výsadbu vhodné, se po pracném strnutí drnu objeví kamenité podloží, kam není možné stromek vysadit, případně zatlouci kůl. Pak je nutné toto místo opustit a začít kopat jinde. V některých místech může být nedostatek zeminy k zasypání kořenů (drny a kamení), což se řeší nakopáním zeminy v okolí jamky. V takových případech je naměřen relativně krátký čas na stržení drnu, ale naopak dlouhý čas na etapy prokopání jamky a vysazení.

Rozdělení četností dob trvání různých etap výsadby je charakteristické zpravidla úplnou absencí velmi nízkých hodnot (krátkých dob trvání), neboť i v relativně nejlepších podmínkách práce trvá určitý minimální čas. Od určité hodnoty následuje strmý nárůst množství hodnot. Jedná se o časy dosahované na stanovištích průměrně náročných na výsadbu, kterých je většina. V dalších časových intervalech četnost velmi rychle klesá (obtížných stanovišť je menšina).

Medián je jen málo odlišný od aritmetického průměru, ale většinou je nižší (viz tab. 2). To značí, že hodnoty rozdělení jsou opět poněkud kumulovány do levé části rozdělení a zároveň, že existují vysoké hodnoty, které vychylují průměr doprava od mediánu. Tyto vysoké hodnoty časů jsou zaznamenány na mikrostanovištích mimořádně obtížných pro výsadbu (mocný a tuhý drn, skelet či jiné překážky).

• Testování normality dat

U etap stržení drnu, prokopání jamky, vysazení byla zjištěna statisticky vysoce průkazná odlišnost zkoumaných rozdělení od normálního rozdělení (hodnoty parametru p nižší než 0,0001). Byla tedy zamítnuta hypotéza, že histogramy četností dob trvání jednotlivých etap mají normální rozdělení. Naopak byla vždy zjištěna podobnost s rozdělením gama ($p > 0,05$).

Podobně je tomu u souhrnného histogramu (součet časů pracovních etap stržení drnu + prokopání jamky + zasazení; vždy pro stejný stromek), jak je znázorněno na obr. 2.

Také v tomto případě je sice možné zamítnout hypotézu, že histogram četností má normální rozdělení, ale hodnota p se již blíží kritické mezi

Tab. 2.

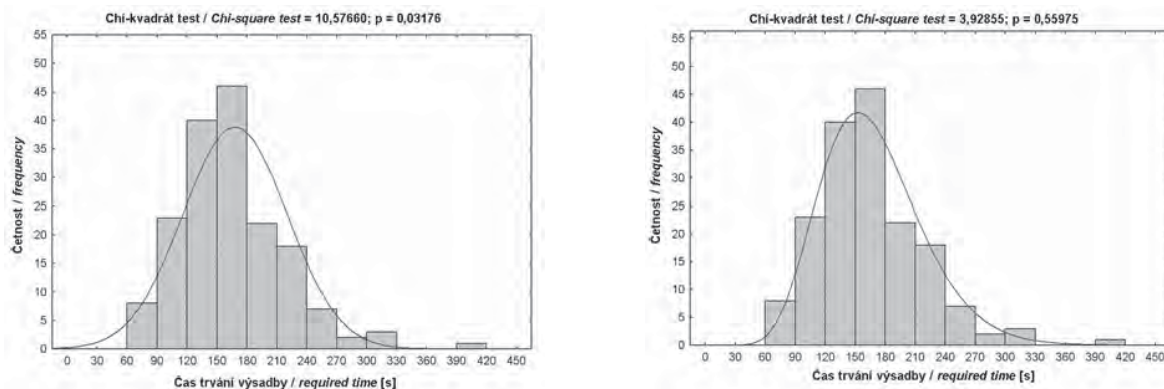
„Aktivní“ časy trvání některých pracovních etap při výsadbě odrostků
„Active“ times required to execute some work phases during the planting of saplings

Pracovní etapa/ work phase	Průměr/ mean [s]	Směrodatná odchylka/standard deviation	Medián/ median	Minimální hodnota/min. value [s]	Maximální hodnota/max. value [s]	Dolní kvartil/ lower quartile	Horní kvartil/ upper quartile
stržení drnu/ sward removing	83	32	77	31	180	60	100
prokopání jamky/ digging a planting hole	40	21	36	9	120	24	50
zasazení/tree planting	43	20	39	10	153	30	55
zatlučení kůlu/installing a support pole	26	11	23	9	55	18	33
vyvázání/tree fixation to a pole	37	20	31	14	105	25	42
celkem/total time	229 (3 min 49 s)	–	206 (3 min 26 s)	–	–	–	–

Tab. 3.

Souhrnné časy trvání některých pracovních etap při výsadbě odrostků
„Summary“ times required for some work phases during the planting of saplings

Pracovní etapa/ work phase	Průměr/ mean [s]	Směrodatná odchylka/ standard deviation	Medián/ median	Minimální hodnota/ min. value [s]	Maximální hodnota/ max. value [s]	Dolní kvartil/ lower quartile	Horní kvartil/ upper quartile
roznesení sazenic/ sapling delivery	7	2	7	5	10	6	9
roznesení kůlů/ pole delivery	17	3	17	12	22	16	17
celkem/total time	24	–	24	–	–	–	–



Obr. 2.

Rozdělení četností dob trvání výsadby (stržení drnu + prokopání jamky + zasazení) a porovnání s normálním rozdělením (vlevo) a gama rozdělením (vpravo)

Fig. 2.

Frequency distribution of required times to plant a sapling (sward removing + hole digging + planting) in comparison with the normal distribution (left figure) and the gamma distribution (right figure)

($p = 0,032$). Naopak nebyla prokázána významná odlišnost od rozdělení gama ($p = 0,56$). Rozdělení gama tedy zřejmě vystihuje lépe podstatu sledovaných dat oproti rozdělení normálnímu. Výsledek testování normality dat má vliv na analýzu výsledků. Pokud je prokázána odlišnost od normálního rozdělení, je nutné v analýzách uvádět rovněž hodnotu mediánu, což je v příspěvku důsledně dodržováno.

• „Reálný“ čas

Průměrná spotřeba „aktivního“ a „reálného“ času je porovnána v tab. 4. V tomto porovnání nebyly do celkového času zahrnuty etapy roznesení kůlů a sazenic, protože u těchto etap není možné „aktivní“ a „reálný“ čas rozlišit (nosí se vždy několik kusů najednou). „Souhrnný“ čas pro tyto etapy, který je analogií pro čas „reálný“, je uveden v tab. 3.

Z údajů v tab. 4 je možné odvodit, že podíl „aktivního“ času činí zhruba 62 % oproti času reálnému. Celkový reálný čas potřebný ke kompletnímu vysazení jednoho odrostku jedním pracovníkem je součet „reálného“ času, jak je uveden v tab. 4, a souhrnného času potřebného k roznesení sazenic a kůlů (tab. 3) a činí 393 s (tzn. 6 min 33 s).

V přepočtu na jednoho pracovníka lze tedy kompletně vysadit 9 prostokořenných odrostků za hodinu práce. V daných podmínkách však nemůže být skutečná činná práce zastávána po celou standardní 8hodinovou pracovní směnu. Jistý čas je nutné počítat zejména pro dopravu na odlehlé pracoviště a zpět, rovněž také čas pro organizační záležitosti (instrukce před výsadbou), přestávky (odpočinek a stravování), přípravu náradí, vykládku kůlů a sazenic z vozidla. V horských podmínkách se často přidávají omezení způsobená špatnými povětrnostními podmínkami (děšť). Plné využití standardní délky pracovní směny také není dlouhodobě možné z důvodů značné fyzické náročnosti této práce i specifčnosti prostředí. Při ideální organizaci práce a příznivém počasí by bylo teoreticky možné počítat s délkou reálné pracovní směny cca 6 – 7 hodin, v reálných podmínkách však pracovní doba reálně využitelná pro vlastní výsadbu dosahuje zhruba 5 hodin. Denní výkon v přepočtu na jednoho pracovníka lze tedy odhadnout na 45 odrostků.

• Porovnání výsledků s normami

Pokud je uvažována pouze výsadba bez provedení stabilizace (roznáška kůlů, zatlukání a vyvazování), činí „reálný“ čas potřebný k výsad-

Tab. 4.

Porovnání „aktivního“ a „reálného“ času u vybraných pracovních etap
Comparison of the „active“ and „real“ times required to execute selected work phases

Pracovní etapa/ work phase	Průměrný „aktivní“ čas/ mean „active“ time [s]	Průměrný „reálný“ čas/ mean „real“ time [s]	Podíl „aktivního“ času oproti „reálnému“/active-to-real time ratio [%]
výsadba celkem/digging a hole and tree planting	166	253	66
zatlučení kůlu/installing a support pole	26	58	45
vyvázání/tree fixation to a pole	37	58	64
vybrané etapy celkem/selected phases together	229	369	62
roznesení kůlů a sazenic celkem/ poles and saplings delivery – together	–	24	–
kompletní vysazení jednoho odrostku/ complete planting of one sapling		393 s (6 min 33 s)	

bě jedné sazenice 260 sekund (4 min 20 s). Pracovní výkon by tedy byl cca 14 stromků za 1 hodinu. Tato hodnota odpovídá údajům uvedeným v normě (Nouzová 1995) pro obtížnější stanoviště. Nutnost provedení stabilizace tedy navýší pracovní čas (sníží normu) nejméně o 1/3.

Ze souhrnných údajů o počtu vysazených stromků (podíl počtu vysazených stromků a počtu pracovníků) je možné vyvodit, že v přepočtu na jednoho pracovníka vychází zhruba 40 až 50 kompletně vysazených stromků za jeden den (uvažováno 5 hodin reálné práce), ve špatných terénních, případně klimatických podmínkách i méně. Tento, z praktických zkušeností vyplývající výsledek, je tedy v souladu s údaji odvozenými na základě časových snímků.

• Mzdové náklady

Mzdové náklady závisí na způsobu a výši odměňování pracovníků a jsou proto jen obtížně vyčíslitelné. Úvahy o mzdových nákladech na jednotku práce na jedné straně a výdělku za jednotku práce na straně druhé nelze od sebe oddělit. V zásadě je třeba vycházet ze mzdy, za kterou jsou pracovníci ochotni danou práci vykonávat; její výše se bude lišit v čase a v jednotlivých regionech. V současné době lze uvažovat, že hodinové náklady na jednoho zaměstnance, pracujícího na výsadbě stromků, z pohledu zaměstnavatele (tzn. včetně odvodů, pojištění a daní) činí zaokrouhleně 150 Kč. Pro zjednodušení tedy předpokládáme odměňování prostřednictvím časové mzdy v této výši. Pokud by pracovníci dostali zaplacené jen za část pracovní směny skutečně využitě k práci (5 h), pak by mzdové náklady na jeden kompletně vysazený odrostek činily cca 17 Kč. Je-li uvažováno se zaplacením celé 8hodinové pracovní doby, pak mzdové náklady na vysazení jednoho odrostku dosahují cca 27 Kč. Na základě této úvahy by bylo teprve možné přistoupit ke stanovení parametrů úkolové mzdy.

V praxi jsou pracovníci zpravidla odměňováni kombinací časové a úkolové mzdy, jejichž parametry jsou značně proměnlivé. To úvahy o jednotkových mzdových nákladech na výsadbu značně komplikuje. Uvedená částka je tedy pouze modelovým odhadem pro zvolenou (odhadnutou) hodinovou sazbu.

• Náročnost jednotlivých etap a rozdělení pracovníků v četě

Výkon skupiny pracovníků může být ovlivněn také vhodným rozdělením činností jednotlivým pracovníkům během výsadby. Proto je třeba znát, jaký je podíl jednotlivých pracovních etap na celkové časové náročnosti. Z toho lze pak odvodit optimální přidělení pracovní činnosti pro jednotlivé pracovníky. Většinou se předpokládá, že etapy stržení drnu, prokopání jamky a zasazení stromku jsou prováděny najednou jedním pracovníkem. Ale nemusí to být pravidlem – zejména zasazování stromků může provádět jiný pracovník než ten, který strhá drn a prokopává jamku. Dále se předpokládá, že během pracovního dne (např. po přestávce na svačinu) se v jednotlivých činnostech pracovníci střídají (i když ani to není nutnost, zejména s ohledem na různou fyzickou zdatnost pracovníků a náročnost jednotlivých pracovních etap).

Kromě časové náročnosti je nutné brát v úvahu rovněž velmi odlišnou fyzickou náročnost jednotlivých pracovních etap. Pořadí etap podle fyzické náročnosti, sestavené podle vlastní zkušenosti autorů příspěvku, je následující: zatlučení kůlu (nejnáročnější); stržení drnu; prokopání jamky; roznášení kůlů; roznášení sazenic; zasazení stromku; vyvazování (nejméně náročné, i když zejména v chladném počasí velmi nepříjemné). Rozdílné fyzické náročnosti může být využito při rozdělování činností dvěma způsoby – střídání různě náročných prací v rámci „odpočinku“, nebo přidělení méně náročných etap fyzicky méně zdatným pracovníkům a tím zajištění jejich plného využití. Lze předpokládat, že fyzicky méně zdatný pracovník bude mít komparativní výhodu v provádění méně náročných pracovních etap – tedy že provede vyvazování nebo výsadbu s plným výkonem, naopak pokud by zatlučoval kůly nebo kopal jamku, jeho výkon by byl podstatně nižší. Naopak fyzicky zdatný pracovník by při provádění méně náročných etap sice rovněž podal plný výkon, ovšem jeho pracovní síla potřebná k provádění náročných etap by tak nebyla plně využita. Přehled relativní časové náročnosti jednotlivých etap výsadby a příklad přidělení pracovních etap jednotlivým pracovníkům uvádí tab. 5.

2 pracovníci: (předpokládá se, že oba mají podobnou fyzickou zdatnost): Pracovník A začne kopat jamky, mezitím pracovník B roznáší kůly. Potom v rámci odpočinku pracovník A roznese sazenice

Tab. 5.

Relativní časová náročnost jednotlivých pracovních etap na celkové výsadbě a modelové rozložení pracovního zatížení v četách o různém počtu pracovníků

Time proportion of the particular work phases in the whole operation of planting and model allocation of workload to workers in the teams of various number of people

Pracovní etapa/work stage	relativní náročnost etapy/relative time consumption [%]	Počet pracovníků v pracovní četě a jejich ideální podíl na celkovém výkonu/ number of workers in the team and their optimal share on the overall workload				
		2 – (50 %)	3 – (33 %)	4 – (25 %)	5 – (20 %)	6 – (17 %)
Přidělení pracovníků k jednotlivým pracovním etapám a jejich skutečné zatížení/ allocation of workers to particular work phases (activities) and their real workload						
roznesení sazenic/sapling delivery	2	A (49 %)	A (26%)	A (23 %)	A (17 %)	A (17 %)
roznesení kůlů/pole delivery	4	B (51 %)	B (27 %)	A	B (19 %)	
stržení drnu/sward removing	32	A	C (47 %)			
prokopání jamky/digging a planting hole	15	A	C	B; C (23; 24%)	C; D; E (21; 21; 22 %)	B; C; D; E (à 17 %)
zasazení/tree planting	17	B	B	A		
zatlučení kůlu/installing a support pole	15	B	A	D (30 %)	A	F (15 %)
vyvazování/tree fixation to a pole	15	B	A; B	D	B	A
celkem/total	100					

a následně se vrátí ke kopání jamek (tyto dvě činnosti střídá). Poté pracovník B postupně provádí výsadbu, zatlučení kůlů a vyvazování. Toto rozdělení práce je sice teoreticky výhodné (na pracovníka A připadá 49 % práce a na pracovníka B 51 %, ale je náročné na organizaci a střídání činností).

3 pracovníci: Pracovník C kope jamky. Pracovník B (může být méně zdatný) roznese kůly a poté zasazuje stromky, které zároveň roznesl pracovník A. Pracovník A (fyzicky zdatnější) pak střídá roznášení dalších stromků se zatlučením kůlů. Následně se podle potřeby pracovníci A a B podělí o vyvazování stromků. Mezi sebou se může střídát pracovník A a C. V případě podobné zdatnosti všech pracovníků je práce B odpočinková. Pokud se pracovníci nebudou střídát, tak pracovník C bude přetížen a pracovníci A a B budou mít prostoje.

4 pracovníci: Pracovníci B a C kopou jamky. Pracovník A průběžně střídá roznášení sazenic a kůlů se zasazováním stromků. Pracovník D (velmi zdatný) zatluče kůly a vyvazuje. Po skončení kopání jamek mohou jít pracovníci B a C pomoci pracovníkovi D s vyvazováním. Pracovník A může být relativně méně fyzicky zdatný.

5 pracovníků: Pracovníci C, D a E shodně provádějí celou výsadbu (stržení drnu, prokopání jamek, zasazení). Pracovník A (nejzdatnější) střídá roznášení sazenic se zatlučením kůlů. Pracovník B (průměrně zdatný) roznáší kůly a vyvazuje. Jedná se o dosti výhodné rozložení, které umožňuje optimální využití jednotlivých pracovníků, přičemž se využije potenciál fyzicky zdatných i méně zdatných pracovníků.

6 pracovníků: Pracovníci B, C, D a E shodně provádějí celou výsadbu a střídavě „odpočívají“ při roznášení kůlů. Pracovník A (může být méně zdatný) střídá roznášení sazenic a vyvazování. Pracovník F (musí být velmi zdatný, případně se občas střídá s pracovníkem A) provádí svoji jedinou činnost, a to zatlučení kůlů. Toto rozložení umožňuje využít různé fyzicky zdatných pracovníků a zajišťuje jim relativně rovnoměrné využití.

Pro omezení osychání kořenů je možné ze záložiště do místa výsadby roznést vždy jen tolik sazenic, kolik jich lze během krátké doby zasázat. Vzhledem k tomu, že se jedná o časově poměrně málo náročnou etapu, je možné, aby roznesení provedl vždy ten pracovník, u kterého by aktuálně hrozil prostoj v práci. Tato etapa tedy nemusí být pevně přidělena konkrétnímu pracovníkovi.

Doplňková studie (2010)

Další výsadba odrostků se uskutečnila v listopadu 2010. Během výsadby nebyly měřeny jednotlivé časové snímky. Tři pracovníci kompletně vysadili za cca 2,5 hodiny 80 ks odrostků javoru klenu. Z toho je možné dovodit, že v přepočtu na jednoho pracovníka připadá hodinový výkon cca 11 odrostků, což je cca 5,5 minuty na jeden vysazený odrostek. To při 5hodinové pracovní směně činí cca 55 kompletně vysazených odrostků na jednoho pracovníka. Uvedené časy jsou zhruba o 1/5 lepší než výkony zaznamenané v hlavní studii. Pozitivní úlohu zřejmě hrála především dobrá motivace pracovníků a relativně příznivý terén. Naopak negativně byl výkon ovlivněn neobvykle mocným travním drnem, důrazem na vysokou kvalitu. Tento, byť malý vzorek časových údajů o výsadbě, je potvrzením rámcové správnosti výsledků z hlavní studie a také toho, že při dobré motivaci a organizaci práce je možné v běžném terénu v praxi reálně dosahovat výkonu kolem 50 odrostků za 5hodinovou směnu.

Výsledky časového snímkování výsadby odrostků jsou podrobně zpracovány v diplomové práci spoluautora tohoto článku (ŠRENK 2010), stručné výsledky časového snímkování jsou uvedeny v příspěvcích BALÁŠ, KUNEŠ (2010) a BALÁŠ et al. (2010).

ZÁVĚR

Na základě údajů získaných měření časové náročnosti pracovních činností je možné konstatovat, že na kompletní výsadbu jednoho odrostku listnaté dřeviny včetně stabilizace vyvazáním ke kůlu se v přepočtu na jednoho pracovníka spotřebuje úhrnně cca 6,5 minuty. To znamená, že pracovní výkon jedné osoby odpovídá cca 9 vysazeným stromkům za 1 hodinu, tedy cca 45 kompletně vysazeným stromkům za jeden pracovní den (5hodinová doba práce ve směně). V dobrých podmínkách a za přispění účinné motivace pracovníků je možné dosáhnout denního výkonu až kolem 50 odrostků. Na druhou stranu ve zhoršených terénních podmínkách (svažitý terén, kamenitá půda, dlouhá donášková vzdálenost, mocný drn) je možné očekávat podstatné snížení výkonu.

Pracovní výkon dále závisí na velikosti pracovní čety a rozdělení práce mezi jednotlivými pracovníky. Nejvýhodnější velikost čety se jeví 5 až 6 pracovníků. To umožní plné vytížení a využití různých schopností každého z nich. Zjištění časové náročnosti výsadby na obtížných stanovištích bude předmětem dalšího sledování.

Konkrétní finanční náročnost výsadby je daná způsobem a výší odměňování pracovníků. Při hodinové sazbě 150 Kč a proplacené 8hodinové směně činí mzdové náklady na kompletní vysazení jednoho stromku cca 27 Kč.

Poděkování:

Příspěvek vznikl za finanční podpory projektu IGA FLD ČZU v Praze č. 200943120009, projektu CIGA ČZU v Praze č. 20104304, projektu Národní agentury pro zemědělský výzkum NAZV QH 92087 a projektu Nadace pro záchranu a obnovu Jizerských hor č. ZGP 090105. Autoři děkují pracovníkům firmy Uniles, a. s., Rumburk za pochopení, ochotu a spolupráci při měření časových snímků jejich práce. Poděkování za zajištění realizace výsadeb patří LČR, s. p., LS Frýdlant, zejména revírníkovi Ing. Pavlovi Lánskému, a Správě CHKO Jizerské hory, zejména Ing. Vladimíru Vršovskému, a dalším spolupracovníkům, především z řad studentů ČZU v Praze.

LITERATURA

- AOPK. 2010. Plán péče o Chráněnou krajinnou oblast Jizerské hory na období 2011–2012. [on-line]. Liberec, Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Správa Chráněné krajinné oblasti Jizerské hory: 63 s., 42 s. příl. [cit. 10. srpna 2011]. Dostupné na World Wide Web: <http://www.jizerskehory.nature.cz/wps/portal/cs/jizerske-hory/o-sprave-chko>.
- BALÁŠ M., KUNEŠ I. 2010. Zkušenosti s výsadbou odrostků listnatých dřevin v horských polohách. Lesnická práce, 89: 716-718.
- BALÁŠ M., KUNEŠ I., KOŇASOVÁ T., ŠRENK M., MILLEROVÁ K., ZAHRADNÍK, D. 2010. Spotřeba pracovního času při výsadbě odrostků listnatých dřevin v horských polohách. In: Coyous 2010. Konference mladých vědeckých pracovníků. Praha, 24. 3. 2010. Praha, ČZU v Praze: 315-325.
- BALCAR V., VACEK S., HENŽLÍK V. 1994. Poškození a úhyn lesních porostů v Sudetských horách. In: Paschalis P., Zajaczkowski S. (eds.): Protection of forest ecosystems. Selected problems of forestry in Sudety Mountains. Warsaw, Rozvoj SGGW: 29-57.
- BALCAR V. 1998. Obnova lesů v Jizerských horách. Lesnická práce, 77: 338-340.

- BALCAR V., KACÁLEK D. 1999. K použití autochtonních dřevin pro výsadbu na imisních holinách Jizerských hor. In: Slodičák M. (ed.): *Obnova a stabilizace horských lesů*. Sborník z konference. Bedřichov v Jizerských horách, 12. – 13. 10. 1999. Jiloviště-Strnady, VÚLHM – VS Opočno: 71-76.
- BALCAR V., KACÁLEK D. 2003. Výzkum optimálního prostorového uspořádání bukových výsadeb při přeměnách porostů náhradních dřevin v Jizerských horách. *Zprávy lesnického výzkumu*, 48: 53-61.
- BURDA P. 2009. Ověření pěstebních postupů a využití školkařských technologií při pěstování sadebního materiálu lesních dřevin a posouzení kvality vyprodukovaného materiálu. *Disertační práce*. Praha, ČZU v Praze – Katedra pěstování lesů: 90 s.
- BURDA P., NÁROVCOVÁ J. 2009. Ověřování technologie pěstování polo-odrostků a odrostků v lesních školkách. *Zprávy lesnického výzkumu*, 54: 92-98.
- KANTOR P., PEKLO Z. 2001. Hodnocení výsadeb odrostků buku na školním poli Hůrky. *Lesnická práce*, 80: 444-446.
- KUNEŠ I., BURDA P., ŠEDLBAUEROVÁ J., ZADINA J. 2006. 10 000 listnáčů pro Jizerské hory. In: Jurásek A., Novák J., Slodičák M. (eds.): *Stabilizace funkce lesa v biotopech narušených antropogenní činností*. Sborník z mezinárodní vědecké konference. Opočno, 5. – 6. 9. 2006. Jiloviště-Strnady, VÚLHM – VS Opočno: 77-87.
- KUNEŠ I., BURDA P. 2007. Vnášení listnaté příměsi do mladých smrkových porostů na zalesněných imisních holinách našich hor. In: *Zvyšování druhové pestrosti lesů. Setkání lesníků východních Čech konané ke stému výročí první lesnické exkurze České jednoty lesnické do vysokomýtských lesů*. Sborník referátů z odborného semináře. Vysoké Mýto, 30. 8. 2007. Praha, Česká lesnická společnost: 35-39.
- KUNEŠ I., BALÁŠ M. 2009. Zalesňování extrémních stanovišť s využitím vyspělého sadebního materiálu. In: Vacek S., Simon J. et al.: *Zakládání a stabilizace lesních porostů založených na bývalých zemědělských a degradovaných půdách*. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy: 664-674.
- KUNEŠ I., BALÁŠ M., BURDA P. 2010. Vnášení listnatých odrostků do horských jehličnatých porostů. *Lesnická práce*, 89: 656-658.
- LOKVENC T. 1978. Problematika zalesňování velkými sazenicemi. *Lesnická práce* 57: 153-157.
- LOKVENC T. et al. 1992. Zalesňování Krkonoš. Vrchlabí, Správa KRNAP; Opočno, VÚLHM – Výzkumná stanice: 111 s.
- MAUER O. 1998. Zásady pěstování a užití poloodrostků a odrostků. In: *Poloodrostky a odrostky lesních dřevin*. Sborník referátů z celostátního semináře. Budišov u Třebíče, 6. 10. 1998. Praha, Česká lesnická společnost: 8-17.
- MAUER O. 1999. Pěstování poloodrostků listnatých dřevin. *Lesnická práce*, 78: 66-69.
- MAUER O. 2008. Pěstování poloodrostků a odrostků (význam, zásady, pěstování, určení k výsadbě). In: Foltánek V. (ed.): *Pěstování poloodrostků a odrostků sadebního materiálu lesních dřevin v lesních školkách*. Sborník referátů ze semináře. Sepekov, 5. 6. 2008. Brno, Tribun EU: 6-21.
- MILLEROVÁ K., BALÁŠ M., KUNEŠ I., ŠPULÁK O. 2009. Vitalita výsadeb odrostků jeřábu ptačího a buku lesního po první vegetační sezoně v extrémních podmínkách Jizerských hor. In: *Krajina, les a lesní hospodářství*. Sborník z mezinárodní vědecké konference. Kostelec nad Černými lesy, 10. 2. 2009. Praha, ČZU v Praze: 136-145. [CD, elektronický zdroj].
- MILLEROVÁ K. 2010. Prosperita experimentálních výsadeb jeřábu ptačího v Jizerských horách. *Diplomová práce*. Praha, ČZU v Praze, Katedra pěstování lesů: 53 s.
- NOUZOVÁ J. 1995. Výkonové normy v lesním hospodářství. *Publikace pro potřeby výuky*. Vimperk, Integrovaná střední škola lesnická.
- PELC F. 1992. Ekologické aspekty lesního hospodaření v Jizerských horách. In: *Sborník k 25 letům Chráněné krajinné oblasti Jizerské hory*. Liberec, Správa CHKO Jizerské hory: 81 s.
- PEŘINA V. 1969. Příspěvek k používání listnatých odrostků. *Lesnická práce*, 48: 171-176.
- ŠPULÁK O. 1997. Sborník normativů a výkonů v pěstební činnosti. *Vnitřní materiály podniku působícího v lesním hospodářství*. Lesy Krnov.
- SLODIČÁK M. et al. 2005. *Lesnické hospodaření v Jizerských horách*. Hradec Králové, Lesy ČR; Jiloviště-Strnady, VÚLHM: 232 s.
- SOUČEK J. 2004. K obnově porostů na horní hranici lesa. *Lesnická práce*, 83: 458-459.
- SPITTLEHOUSE D., STATHERS R. 1990. *Seedling Microclimate*. Victoria, BC Ministry of Forests: 28 s.
- ŠACH F. 1999. Problematika introskeletové eroze v Jizerských horách ve vazbě na poznatky z Krkonoš. In: Slodičák M. (ed.): *Obnova a stabilizace horských lesů*. Sborník z celostátní konference s mezinárodní účastí. Bedřichov v Jizerských horách, 12. – 13. 10. 1999. Jiloviště-Strnady, VÚLHM: 89-94.
- ŠPULÁK O. 2009. Příspěvek k poznání teplotních souvislostí prosadeb jehličnatých porostů náhradních dřevin. *Zprávy lesnického výzkumu*, 54 (Special): 53-61.
- ŠRENK M. 2010. Zalesňování nepříznivých stanovišť v Jizerských horách. *Diplomová práce*. Praha, ČZU v Praze, Katedra pěstování lesů: 68 s.
- TYPTA J. 2008. Morfologické parametry prostokořenných odrostků používaných k prosadbám v Jizerských horách. *Bakalářská práce*. Praha, ČZU v Praze – Katedra pěstování lesů: 29 s.
- ÚHŮL 1999. *Oblastní plán rozvoje lesů – přírodní lesní oblast 21 Jizerské hory a Ještěd*. Brandýs nad Labem, Ústav pro hospodářskou úpravu lesů – pobočka Jablonec nad Nisou.
- VANĚČEK J. 2001. Jak dosáhnout zajištěné kultury během jednoho dne. *Lesnická práce*, 80: 308-309.

TIME REQUIREMENTS AND WORK STANDARDS RELATED TO PLANTING OF BARE-ROOTED SAPLINGS OF BROADLEAVES ON MOUNTAIN SITES

SUMMARY

The saplings of bare-rooted broad-leaved trees are experimentally used in the mountain area of the Jizerské hory Mts. (Northern Bohemia, Czech Republic) for afforestation of some specific habitats – namely for the reintroduction of broad-leaved trees to the coniferous forest stands and also for the artificial forest regeneration in frost hollows, intensively weeded soils, tree lines (alleys) along the roads etc. Our saplings are large-sized bare-rooted planting stock exceeding 1.2 m in height that have a high-quality root system rich in feeder roots (Fig. 1). Up to now, the technology has not been widely used in a forestry practice. Therefore, no sufficient experiences have been available as for the organization and time requirements of planting.

This article summarizes the time records yielded during the planting of the saplings on the mountain sites.

The planting process was divided into several phases: (1) delivery of saplings from the disposal site (in the forest) to a place of planting; (2) delivery of support poles; (3) removing a sward (turf); (4) digging a planting hole; (5) planting a tree (including root arrangement and filling the planting hole with soil); (6) driving a pole into the ground; (7) fixation of the planted tree to the support pole.

The mean times of the above-described phases are as follows: 7 seconds for the phase (1); 17 s for the phase (2); 126 s for the phase (3); 61 s for the phase (4); 66 s for the phase (5); 58 s for the phase (6); 57 s for the phase (7) (Tab. 2, 3). The total mean planting time (planting of one sapling by one worker) is 393 s, i.e. 6:33 minutes (Tab. 4). In other words, 9 saplings can be planted by a person per one hour. Since planting of bare-rooted broadleaves is recommendable in autumn (shortened autumn day-light period) and with regard to the specific local conditions (remote localities of planting), the five-hour real work time per one day was only considered. Therefore, the one-day mean performance of one worker was about 45 completely planted saplings with installed stabilization (support poles).

The data of work phases have not a normal distribution. The left-sided distribution was registered (Fig. 2). Therefore, the median of time records has always a lower value in comparison with mean. No records of very short planting time were obtained because the work always requires some minimum time. On the other hand, the extremely long times were only recorded on the exceptionally unfavourable microsites. However, these several extremely long-lasting planting times shifted up the mean time of planting above the median.

The above summarized results of the main study (conducted in 2009) were comparable with the outcomes of a preliminary study (2007) in which the phases (3), (4), (5) and (6) were only measured. The total duration of these chosen phases in 2007 and 2009 was 180 and 192 s, respectively (see Tab. 1 and Tab. 4). The additional study (2010), in which the planting was conducted by the members of our research team, yielded better results – the time required for planting of one sapling by one worker was only about 5.5 min. Thus, one worker planted approx. 11 trees per one hour and 55 trees per one day. These findings suggest that as for work performance the motivation plays an important role.

Note to say that recent research was conducted on common (“normal”) sites in the upper plateau of the mountains. On more-complicated sites (rough terrain, steep slopes, skeletal soils, long way to deliver the plants and support poles) the planting will surely require longer time.

As far as the organization of planting activities is concerned, teams of 5 or 6 workers can be recommended (Tab. 5). These team sizes enable the most efficient utilization of work potential of all team members.

If the common wage amounts to 150 CZK per one hour (including all taxes) and the entire eight-hour shift is calculated, the costs for planting of one bare-rooted sapling are approximately 27 CZK (= 1.1 EUR; up-to-date exchange rate: 24.50 CZK/EUR).

Recenzováno

ADRESA AUTORA/CORRESPONDING AUTHOR:

Ing. Martin Baláš, Česká zemědělská univerzita v Praze, Katedra pěstování lesů, Fakulta lesnická a dřevařská
Kamýcká 1176, 165 21 Praha 6 - Suchbát, Česká republika
tel.: 605 067 609; e-mail: balas@fld.czu.cz

ROZDÍLNOST NÁKLADŮ PĚSTEBNÍ ČINNOSTI (ZALESŇOVÁNÍ) VE VAZBĚ NA VELIKOST A CHARAKTER VLASTNĚNÉHO MAJETKU

COSTS VARIANCE OF SILVICULTURAL MEASURE (REFORESTATION) IN RELATION TO THE SIZE CLASS AND CHARACTER OF OWNED PROPERTY

DANIEL VLKANOVÁ

Lesy České republiky, s. p., Hradec Králové

ABSTRACT

The way of ensuring forest and riparian stands management is given by the holding size class and character of owned property. In forest management it is necessary to comply with a special management regime, especially with regard to the forest category and size class of the holding. Riparian stands are particularly specific for their uniqueness, linear progress, and economical purpose. Obviously, there is the impact of the current Czech legislation. The purpose of the paper is to present basic features that are decisive for differentiation of particular holding class as well as results of the analysis of the fundamental operation costs for afforestation or establishment of new plantations on forest areas different in size, on watercourse areas and reservoirs. In order to pursue the assessment of costs many respondents were addressed: forest owners, tenants, companies that provide services related to forest and riparian stands such as Lesy České republiky, s. p. (Forests of the Czech Republic, state enterprise), Povodí Labe, s. p. (Elbe River Board, state enterprise), municipal forests, legal entities and natural persons. Decisive time for the assessment of costs related to forest stands establishment covered the period from 2008 – 2010. The main objective of the paper was to evaluate the impact of the holding size class and character of owned property on the costs invested on establishment of new plantations.

Klíčová slova: lesní hospodářství, ekonomika, náklady, břehové porosty

Key words: forest management, economics, costs, riparian stands

ÚVOD

Systém statistických zjišťování používaný v lesním hospodářství v České republice, vedený po dvou liniích na sobě víceméně nezávislých (I. Výkaz Českého statistického úřadu Les 8-01 a II. Výkaz resortní – Mze Les 1-01 zpracovávaný přímo Mze a Les 2-01 zpracovávaný Ústavem pro hospodářskou úpravu lesů), realizovaný v roční periodicitě, představuje v současné době základní zdroj ekonomických ukazatelů v lesním hospodářství. Jedná se v podstatě o zpracování povinně vyplněných výkazů určených subjekty a jejich přepočítání na hodnoty pro celou Českou republiku. Takto získané hodnoty jsou každoročně zveřejněny ve Zprávě o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky, tzv. Zelené zprávě vydávané Ministerstvem zemědělství. V rámci celé České republiky je prováděno zjišťování stavu lesa v souladu se zákonem o lesích č. 289/1995 Sb., § 28. Nařízením vlády č. 193/2000 Sb. byl provedením prvního cyklu Národní inventarizace lesů pověřen Ústav pro hospodářskou úpravu lesů, Brandýs nad Labem (ÚHÚL). Tento první cyklus byl proveden v letech 2001 – 2004. Nařízením vlády č. 247/2009 Sb. probíhá druhý cyklus Národní inventarizace lesů, a to pro roky 2011 – 2014. Většina údajů pro potřeby inventarizace je získávána účelovým venkovním šetřením a doplněna o data získávaná z ortofotomap (výměra lesa) a jiných zdrojů, jako například z katastru nemovitostí. Hlavním cílem Národní inventarizace lesů je poskytnout státní správě požadované informace o lesích a umožnit tak zhodnoce-

ní hospodaření v lesích a dosahování cílů lesního hospodářství. Zároveň poskytuje údaje o dlouhodobé kontrole důsledků státní lesnické politiky a dotační politiky státu na stav lesů v České republice. Hlavním úkolem je zajistit a podat souhrnné přesné údaje o stavu lesů a při opakovaných šetřeních posoudit vývoj stavu lesů v České republice jak z pohledu životního prostředí, tak i z hlediska hospodářského využití. Proces Národní inventarizace lesů je nezávislý na jiných způsobech zjišťování stavu lesa, včetně hospodářských plánů a osnov. Výsledky inventarizace nejsou ovlivňovány ani vlastníkem lesů, ani státní správou lesů. Náklady na inventarizaci lesů hradí stát. Lesním zákonem č. 289/1995 Sb. (LZ) je také ovlivňováno hospodaření vlastníků lesa ve vztahu k výměře vlastněného lesního majetku. Všichni vlastníci lesních majetků nad 50 ha jsou povinni mít dle § 24 LZ vypracovaný lesní hospodářský plán (LHP). Vlastníci lesních majetků do výměry 50 ha pak mohou převzít dle § 25 LZ lesní hospodářské osnovy (LHO). Oba tyto dokumenty se zpracovávají zpravidla s platností na deset let. Rozdíl z hlediska nákladů pro vlastníka lesa je ten, že vyhotovení a úhradu nákladů na LHO je v kompetenci orgánu státní správy lesů, kdežto LHP je hrazen vlastníkem, který má právo žádat o pokrytí části nákladů v rámci dotačních titulů Ministerstva zemědělství. Plány a osnovy mají svá závazná a doporučující ustanovení. Závaznými ustanoveními LHP jsou maximální celková výše těžeb a minimální podíl melioračních a zpevňujících dřevin při obnově porostu. Vlastník lesa má právo na základě právního předpisu upraveného Ministerstvem

zemědělství žádat o podporu na výsadbu těchto dřevin. Pouze pro státní lesy a lesy ve vlastnictví obcí je závazným ustanovením též minimální plošný rozsah výchovných zásahů v porostech do 40 let věku. Samozřejmostí je, že i vlastníci majetků menších než 50 ha mohou hospodařit dle schváleného LHP. LHP je nástrojem vlastníka. LHO vypracovávané na majetcích vlastníků do 50 ha slouží zejména pro zjištění stavu lesa a pro výkon státní správy lesů. LZ dále rozlišuje ještě hranici výměry vlastníka 3 ha z hlediska správy lesa. Pro vlastníka lesa s výměrou od 3 ha do 50 ha, který má zájem LHO využít pro hospodaření v lese a protokolem ji převezme, se tato osnova stává závaznou v ustanovení o celkové výši těžeb, která je nepřekročitelná a zároveň je i povinné dodržování podílu melioračních a zpevňujících dřevin při obnově porostu. Pro vlastníka lesa o výměře lesa menší než 3 ha po protokolárním převzetí osnovy je závazná pouze celková nepřekročitelná výše těžeb. Podstatné je, že vlastníci lesních majetků hospodařící podle schváleného LHP a převzatých osnov s výměrou nad 3 ha jsou omezeni částečně při výběru dřevin při obnově porostů (% podílu melioračních a zpevňujících dřevin), ale že všichni vlastníci mají právo se ucházet o dotační tituly směřované k částečné úhradě nákladů na výsadbu dřevin na lesních porostech, dle příslušných právních předpisů. V podstatě nadřazeným LZ je Zákon o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb. Účelem tohoto zákona je především za účasti příslušných krajů, obcí, vlastníků a správců pozemků přispět k udržení a obnově přírodní rovnováhy v krajině, k ochraně rozmanitosti forem života, přírodních hodnot a krás a k šetrnému hospodaření s přírodními zdroji. Přitom je nutno zohlednit hospodářské, sociální a kulturní potřeby obyvatel i regionální a místní poměry. Zákon o ochraně přírody a krajiny vymezuje řadu pojmů, z nichž pro potřeby této práce je nutné zdůraznit pojem významný krajinný prvek (VKP), jímž je myšlena ekologicky, geomorfologicky nebo esteticky hodnotná část krajiny utvářející její typický vzhled nebo přispívající k udržení její stability. Významnými VKP jsou lesy, rašelinště, vodní toky, rybníky, jezera, údolní nivy a řada jiných prvků registrovaných orgánem ochrany přírody. V této úrovni legislativy jsou si lesy a břehové porosty jako součást vodních toků rovný. Ochrana přírody a krajiny je dle tohoto zákona zajištěna zejména v oblasti břehových porostů (§ 2, odst. 2, písm. d) ochranou dřevin rostoucích mimo les a v oblasti ochrany lesů (§ 2, odst. 2, písm. f) pak účastí na tvorbě a schvalování lesních hospodářských plánů s cílem zajistit ekologicky vhodné lesní hospodaření. Při hospodaření na lesních majetcích, pro které je vyhotoven LHP, je těžební činnost omezena maximální celkovou výší těžeb (s výjimkou těžeb indukovaných pod určitým dohledem ochrany přírody). Zde je těžební činnost plánována zpravidla na deset let dopředu. V případě břehových porostů jsou správci vodních toků (Podniky povodí a Lesy České republiky, s. p.) nuceni každý zásah kácením ve VKP (břehového porostu jakožto stromů rostoucích mimo les) řešit vždy jednotlivě povolením nebo minimálně oznámením. V pravomoci orgánu ochrany přírody je příslušné písemné oznámení o úmyslu kácení v břehovém porostu (byť je ke kácení dřevin důvod pěstební za účelem obnovy porostů nebo při provádění výchovné probírky porostů, či z důvodů zdravotních nebo podle zvláštních předpisů, jako je např. zákon o vodách) v patnáctidenní lhůtě pozastavit, omezit nebo zakázat. Orgán ochrany přírody může ve svém rozhodnutí o povolení ke kácení dřevin uložit žadateli přiměřenou náhradní výsadbu jako kompenzaci ekologické újmy vzniklé pokácením dřevin spolu s následnou péčí o dřeviny po nezbytně nutnou dobu, nejvýše však po dobu pěti let. Zde je určitá časová paralela s péčí o vysazenou kulturu na lesním pozemku do doby zajištění porostu. Odlišností je pak možnost uložení náhradní výsadby i na jiných pozemcích než těch, které jsou ve vlastnictví žadatele o kácení ve VKP. Samozřejmě za předpokladu souhlasu vlastníka pozemku na něj má být výsadba umístěna. Pokud orgán ochrany přírody neuložil provedení náhradní výsadby tomu, kdo kácí dřeviny z důvodu výstavby a s povolením orgánu ochrany přírody, je povinen zaplatit odvod do rozpočtu obce, která jej použije na zlepšení životního prostředí. Stejně tak ten, kdo kácí dřeviny protiprávně, je povinen zaplatit odvod do Státního fondu životního prostředí České

republiky (SFŽIP), přičemž výši odvodu i možnost jeho případného prominutí stanoví zvláštní zákon. Dotační tituly ve směru k výsadbám porostů na lesních majetcích jsou částečně financovány i z rozpočtů Ministerstva zemědělství a dle notifikovaných, ale různé se lišících pravidel jednotlivých krajských úřadů. Finanční podpora do výsadeb břehových porostů je minimální a je uskutečňována z prostředků SFŽIP, případně sekundárně financovaná při realizaci z dotací určených na protipovodňová opatření nebo při asanaci škod vzniklých při povodních, při nových výstavbách objektů, vodních nádrží a podobně. Finanční příspěvek státu speciálně na obnovu břehových porostů v podstatě není zřízen. Užití reprodukčního materiálu pro potřeby obnovy porostů je více propracováno a legislativně upraveno u obnovy porostů na lesních pozemcích než u pěstování břehových porostů.

MATERIÁL A METODIKA

Při hodnocení nákladovosti pěstební činnosti (zalesňování) bylo nutné stanovit ve vazbě na velikost a charakter vlastněného majetku základní členění, které by umožňovalo vzájemně posoudit jednotlivé pěstební výkony spojené s obnovou porostů a zalesňováním. Rozloha lesního majetku úzce souvisí s podmínkami nákladové a výnosové vyrovnanosti, vycházející ze stavu lesa, jako souboru identifikovatelných odchylek od modelu normálního lesa. Stav lesa tak reflektuje dřívější hospodářská opatření (hospodářský tvar, hospodářský způsob, kategorie lesa). Obecně se uvádí, že minimální plocha lesního majetku s normálním rozložením věkových tříd by měla být 200 ha, optimálně však 500 ha. Tato plošná výměra již většinou umožňuje zmíněnou nákladovou a výnosovou vyrovnanost hospodaření, tvorbu zdrojů (kapitálu) pro majetkovou reprodukci a infrastrukturní vybavenost včetně odborného personálu pro správu a ochranu majetku. Vedle toho vytváří podmínky pro efektivní uplatnění lesních technologií (KUPČÁK 2006). V České republice je cca 6 200 obcí, přičemž ne každá obec je vlastníkem lesních nemovitostí. Statistické údaje k 31. 12. 2009 hovoří o 425 143 ha lesa patřící obcím a městům. To reprezentovalo 16,39 % z celkové výměry lesů v ČR. Ze statistických hodnot také vyplývá, že stávající struktura obecních majetků není příznivá, neboť průměrná výměra lesa je 68 ha a celkem 62 % obcí vlastnících lesy hospodaří na majetku menším než 10 ha. Jinak je tomu u břehových porostů. Základem pro řádné obhospodařování břehových porostů byly před 50 lety speciální hospodářské plány (SHP). Povinnost hospodařit podle těchto plánů byla stanovena závodům LTM (Lesotechnických meliorací) dle článku 32 a 34 prováděcí vyhlášky č. 17/1961 Sb. k § 42 zákona o lesích a lesního hospodářství č. 166/1960 Sb. I přes svou pokrokovost byla povinnost hospodařit podle SHP v břehových porostech plněna pouze v malém rozsahu a v některých krajích nebyla plněna vůbec. U podniku Povodí Labe, s. p. bylo například součástí stavby vodního díla Rozkoš u České Skalice řešení vegetačních úprav okolí této nádrže. Pro tento účel byl v prosinci 1967 vypracován vcelku podrobný projekt zalesnění a vegetačních úprav, který se stal podkladem pro realizaci výsadby dřevin a péči o ni v první fázi vývoje nově vzniklých kultur, až do jejich úplného zajištění s počítanou potřebou vylepšování, která vznikla v důsledku přirozeného úhynu jednotlivých sazenic a v důsledku škod zvěří. Následná péče o zdárný vývoj mlazin, tyčkovin, tyčovin, nastávajících kmenovin a porostů zralých nebyla tímto projektem řešena. V přibližně dvacetiletém období od realizace výsadeb neexistoval mechanismus, který by ovlivnil kvalitní péči o nově vzniklé porosty. V posledních letech je vidět zvýšená snaha o zkvalitnění stávajících porostů. Aby byl tento příznivý trend podpořen, byl prováděn hrubý inventarizační popis porostů, z něhož je vytvořen orientační plán hospodaření. Jde o stanovení jakéhosi harmonogramu prací a ujednacení zásad pěstování jednotlivých porostů (VLKANOVÁ, ŠEBESTOVÁ 1993). Břehové porosty jsou společenstva dřevin (keřů) rostoucích na pozemcích vodních toků nebo nádrží. Podle hospodářského určení jde o porosty sloužící k ochraně a stabilizaci břehů, zajištění inundačních území, vázání a meliorování šterko-

vých polí, zadrženi splachu, zastínění toku a tím k ochraně koryt před zarůstáním buřin. Zesilují estetický účinek toků při utváření charakteristického rázu krajiny a jsou zdrojem produkce dřevní hmoty (NOVÁČEK 1975). NOVÁČEK (1975) uvádí, že pěstované břehové porosty mohou znamenat i z hlediska hospodářského značný přínos. Například na produkčně průměrných až horších stanovištích jsou průměrné zásoby olšových břehových porostů (oboustranných, jednořadových) asi 60letých, 200 plm h. s k. na 1 km délky širšího vodního toku. Pro porovnání to přibližně odpovídá dřevní zásobě 60letého porostu na průměrném stanovišti na ploše 1 ha. Obdobná relace mezi břehovými a lesními porosty je pravděpodobná i u ostatních dřevin břehových porostů (JS, JV aj.). Jaká plocha pozemků spadajících pod správu Povodí Labe, s. p. je pokryta břehovými porosty není nikde vyčísleno ani evidováno. Existuje pouze dílčí vodohospodářská provozní evidence z technickoprovozní činnosti. Dosavadní snahy o vytvoření informačního systému evidujícího břehové porosty nebo pokusy o prosazení vytvoření SHP k nakládání s břehovými porosty nebyly dotaženy do zdárného konce. Od roku 1992 probíhá postupný proces nekonečné inventarizace pozemků sloužících vodohospodářským potřebám, respektive zájmům státu. Rok 2011 je rokem, kdy dochází z rozhodnutí Ministerstva zemědělství ke zrušení podniku Zemědělské vodohospodářské správy, p. o. a rozdělení majetku a vodních toků na nástupnické organizace, a sice podnik Lesy České republiky, s. p. a jednotlivé podniky Povodí. Tabulka č. 1 udává přehled délky vodních toků ve správě organizační jednotky Správa toků Labe spadající pod Lesy České republiky, s. p., a to v celé délce a s vylišením délky vodních toků v km pouze v rámci Královéhradeckého kraje. Dále jsou

pak v tabulce č. 1 uvedeny hodnoty pro podnik Povodí Labe, s. p., závod Hradec Králové ve stejném členění. Hodnoty jsou uváděny za rok 2010 a 2011, tzn. před a po transformaci ZVHS do struktur citovaných podniků. Nutno zdůraznit, že tato čísla budou v dalším období upřesňována, a to s největší pravděpodobností směrem nahoru.

Břehové porosty jsou liniové, skupinové a v menší míře souvislé plochy. Souvislé plochy pokryté dřevinami (lesem) se nacházejí pouze u vodních nádrží, kde zasahují až k hranici čáry zátopy, která bývá zpravidla i hranicí vlastnickou. Největší souvislejší břehový porost (lesní) o výměře cca 32 ha se nachází na území Královéhradeckého kraje u vodního díla Rozkoš. Břehové porosty jsou v podstatě svázány hranicí vlastnickou, která je v nejčastější míře určena břehovou hranou danou příslušným profilem vodního toku (VLKANOVA 1993). Za touto hranicí lze mluvit o stromech či porostech příbřežních, doprovodných nebo lesích na břehové porosty bezprostředně navazující. Pro potřeby posuzování nákladů a výnosů vlastníka břehových porostů je možné vycházet z úvahy dané zkušeností, například v návaznosti na posuzování stavu výsadby břehových porostů u závodu Hradec Králové, Povodí Labe, s. p. v letech 1993 a 2004 (VLKANOVA 2004). Pro stanovení srovnatelné měrné jednotky je nutné vyjádřit, jakou plochu v hektarech zaujímá a vyjadřuje 1 km břehového porostu u běžného vodního toku. Uvažovaný průmět koruny byl stanoven na 5 m. Je uvažováno, že břehový porost se vyskytuje na levém i pravém břehu vodního toku. Povodí Labe se rozprostírá na území čtyř států (Německo, Česká republika, Rakousko a Polsko). Z toho téměř dvě třetiny plochy povodí Labe se nacházejí v Německu. Z celkové plochy povodí Labe (148 268 km²) se nachází v České republice 33,68 % plochy, tj. 49 933 km² (SIMON 2005), což není zanedbatelná výměra. Z tabulky č. 1 je tak možno odvodit, že v rámci Královéhradeckého kraje obhospodařovala Správa toků Labe Lesů České republiky, s. p. v roce 2010 1 218 ha a závod Hradec Králové Povodí Labe, s. p. pak v témže roce 1 415 ha. Tyto dvě organizace tak v roce 2010 v rámci celého kraje obhospodařovaly výměru břehových porostů o velikosti 2 633 ha. V roce 2011 to bude minimálně 3 670 ha. Pro posouzení rozdílnosti nákladovosti pěstebních (zalesňovacích) nákladů byly majetky s ohledem na svoji velikost a charakter rozděleny na lesní majetky nad 200 ha, které jsou podrobovány většímu statistickému prověření a na majetky s menší mírou statisticky vyhodnocovaných údajů, a to od 51 do 200 ha, dále pak do 50 ha a do specifické skupiny majetku – břehových porostů. Celkem bylo pro každou skupinu majetků osloveno 5 respondentů, kteří jsou buď vlastníky daných majetků, nebo vykonávají na těchto majetcích službovou činnost. Pro srovnatelnost dat byla od vlastníků převzata data ze skutečně vynaložených nákladů a u společností vykonávajících příslušné služby v pěstební činnosti pak údaje vlastníkům majetků fakturované. Celkem bylo osloveno a data za roky 2008, 2009 a 2010 odevzdalo 20 respondentů. Výběr byl zúžen na region Královéhradeckého kraje. Podařilo se vybrat respondenty hospodařící v rámci přírodní lesní oblasti Podkrkonoší (23).

Tab. 1.

Délka vodních toků v km, dle jednotlivých správců majetku ČR ve vybraném území

Length of watercourses in km, by individual Czech property administrators in the selected area

Správce toku/rok Watercourse administrator/year	2010	2011
LČR ST Labe celkem ¹⁾	2 900	5 361
LČR ST Labe v HK kraji ²⁾	1 218	1 720
Povodí Labe závod HK celkem ³⁾	1 470	2 400
Povodí Labe závod HK v HK kraji ⁴⁾	1 415	1 950

Captions: ¹⁾ Forests of the Czech Republic, s. e., watercourse administrator of the Elbe river, in total; ²⁾ Forests of the Czech Republic, s. e., watercourse administrator of the Elbe river, in Hradec Králové region; ³⁾ Elbe River Board, s. e., department Hradec Králové, in total; ⁴⁾ Elbe River Board, s. e., department Hradec Králové, in Hradec Králové region

Tab. 2.

Počty majetků a celkové rozlohy lesa v ČR k 1. 1. 2009 (ÚHÚL)

Number of holdings and total forest area in the Czech Republic (correct as of 1st January 2009, according to data of Forest Management Institute, Brandýs nad Labem)

	Počet LHC/Number of forest management-plan areas	%	Rozloha celková (ha)/Total area (ha)	%	Ø rozloha na 1 celek (ha)/Ø area of 1 unit (ha)
Do 50 ha/Up to 50 ha	152	5,75	3 583	0,16	23,57
51 – 200 ha/From 51 to 200 ha	1 607	60,83	163 156	7,06	101,53
Nad 200 ha/Above 200 ha	883	33,42	2 143 994	92,78	2 428,08
Celkem/In total	2 642	100	2 310 733	100	874,62

VÝSLEDKY

Pro možnost porovnání lesních majetků, na nichž je hospodařeno s využitím schváleného LHP byla vypracována z dat ÚHÚL platných k 1. 1. 2009 tabulka č. 2, která zobrazuje počty majetků – lesních hospodářských celků (LHC) v České republice a v Královéhradeckém kraji pak tabulka č. 3, v členění do 50 ha, od 51 do 200 ha a větších než 200 ha v absolutních hodnotách a s příslušným procentickým vyjádřením.

Z dostupných statistických dat za rok 2009 lze odvodit, že z celkové výměry lesa 2 593 923 ha je pod LHP zařízeno a obhospodařováno v rámci České republiky celkem 2 310 733 ha, což činí 89 % celkové výměry. 11 % lesní půdy o celkové výměře 283 190 ha je rozděleno do majetků o menších výměrách do 50 ha, hospodařících buď s převzatou, nebo bez převzaté LHO. Hodnoty udávané v tabulce č. 3 za Královéhradecký kraj jsou zatíženy určitým zkreslením, neboť LHC nejsou striktně ohraničena hranicemi územně-správních celků – krajů. V tabulce jsou tedy uvedena souhrnná data za LHC, pro něž byl schvalovacím orgánem místně příslušný Královéhradecký krajský úřad.

V závislosti na velikosti a charakteru majetku byly pro posuzované skupiny majetku vypracovány z dat příslušných respondentů tabulky č. 4 až 7.

V tabulce č. 8 je porovnání nákladů na zajištění zalesněných nebo obnovených porostů (kultur) ve věku 5 let po výsadbě vztaženo na 1 ha za všechny posuzované skupiny majetků. Vycházíme-li z vyhlášky č. 139/2004 Sb., kterou se stanoví podrobnosti o přenosu semen a sazenic lesních dřevin, o evidenci o původu reprodukčního materiálu a podrobnosti o obnově lesních porostů a o zalesňování pozemků prohlášených za pozemky určené k plnění funkcí lesa, a opomeme-li využití přirozené obnovy, pak musíme vycházet z přílohy č. 6 vyhlášky, která nám stanoví minimální počty jedinců jednotlivých druhů dřevin na 1 ha pozemků při obnově lesa a zalesňování pro dané cílové hospodářské soubory. Pro potřeby této práce byl uváděn respondenty průměrný počet skutečně vysazovaných jedinců na 1 ha bez rozlišení dřeviny. Předpokladem je dodržování legislativy stran vysazovaného minimálního počtu jedinců na 1 ha a splnění předepsaného procenta melioračních a zpevňujících dřevin. Stejně tak byla stanovena cena v Kč za 1 ks sazenice jako cena průměrně dosažená v daném roce respondenty, bez rozlišení druhu dřeviny a velikostních parametrů sazenice. Vyhláška č. 139/2004 Sb. považuje za obnovený nebo zalesněný pozemek, roste-li na něm nejméně 90 % minimálního počtu životaschopných jedinců rovnoměrně rozmístěných po ploše. V tomto množství může být maximálně 15 % pomocných dřevin. Při posuzování zajištěnosti lesního porostu se hodnotí mimo jiné kritéria, kdy stromky vykazují trvalý výškový přírůst, jsou odrostlé negativnímu vlivu buřene a nejsou výrazně poškozeny, jsou po ploše rov-

Tab. 3.

Počty majetků a celkové rozlohy lesa v KH kraji k 1. 1. 2009 (ÚHÚL), dle příslušnosti ke schvalujícímu orgánu státní správy - Krajský úřad KHK

Number of holdings and total forest area in Hradec Králové region under the competence of State accreditation authority – County council Hradec Králové (correct as of 1st January 2009, according to data of Forest Management Institute, Brandýs nad Labem)

	Počet LHC/Number of management-plan areas	%	Rozloha celková (ha)/Total area (ha)	%	Ø rozloha na 1 celek (ha)/Ø area of 1 unit (ha)
Do 50 ha/Up to 50 ha	1	0,79	49,74 (50)	0,04	49,74
51 – 200 ha/From 51 to 200 ha	81	64,29	8 367	6,59	103,30
Nad 200 ha/Above 200 ha	44	34,92	118 473	93,37	2 692,57
Celkem/In total	126	100,00	126 890	100,00	1 007,06

Tab. 4.

Průměrné náklady na výkon u majetků nad 200 ha+

Average measure costs - holdings above 200 ha+

Výkon/Measure	2008	2009	2010	Ø
Náklady na nákup 1 sazenice (Kč)/Costs per 1 seedling (CZK)	6,23	5,83	6,05	6,04
Náklady na 1 jamkovou výsadbu do 35 x 35cm (Kč)/Costs per 1 hole planting up to 35 x 35cm (CZK)	4,50	4,60	4,30	4,47
Jednotkové náklady na nátěr proti zimnímu okusu zvěří (Kč)/Costs per 1 chemical treatment against winter browsing (CZK)	0,68	0,70	0,77	0,72
Jednotkové náklady na vyžínání v ploškách okolo sazenice (Kč)/Unit costs per mowing around a seedling (CZK)	0,91	0,90	0,90	0,90
Náklady na celoplošné ožínání (Kč/1ha)/Costs per 1 ha whole-area mowing (CZK)	7 280	7 399	7 346	7 342
Náklady na individuální ochranu 1 sazenice (kůl, obal) (Kč)/Costs per 1 individual seedling protection (stick, shelter) (CZK)	57	81	66	68
Počet sazenic výsadby na 1 ha/Number of seedlings per 1 ha	5 495	5 798	5 521	5 605

Tab. 5.

Průměrné náklady na výkon u majetků od 51 ha do 200 ha
Average measure costs - holdings from 51 ha to 200 ha

Výkon/Measure	2008	2009	2010	Ø
Náklady na nákup 1 sazenice (Kč)/Costs per 1 seedling (CZK)	6,88	6,52	6,73	6,71
Náklady na 1 jamkovou výsadbu do 35 x 35cm (Kč)/ Costs per 1 hole planting up to 35 x 35cm (CZK)	3,80	4,15	4,20	4,05
Jednotkové náklady na nátěr proti zimnímu okusu zvěří (Kč)/ Costs per 1 chemical treatment against winter browsing (CZK)	0,74	0,74	0,75	0,74
Jednotkové náklady na vyžínání v ploškách okolo sazenice (Kč)/ Unit costs per mowing around a seedling (CZK)	0,82	0,80	0,83	0,82
Náklady na celoplošné ožínání (Kč/1ha)/ Costs per 1 ha whole-area mowing (CZK)	4 924	4 986	5 101	5 004
Náklady na individuální ochranu 1 sazenice (kůl,obal) (Kč)/ Costs per 1 individual seedling protection (stick, shelter) (CZK)	61	65	65	64
Počet sazenic výsadby na 1 ha/Number of seedlings per 1 ha	6 122	6 013	5 831	5 989

Tab. 6.

Průměrné náklady na výkon u majetků do 50 ha
Average measure costs - holdings up to 50 ha

Výkon/Measure Rok/Year	2008	2009	2010	Ø
Náklady na nákup 1 sazenice (Kč)/Costs per 1 seedling (CZK)	7,25	7,30	6,98	7,18
Náklady na 1 jamkovou výsadbu do 35 x 35cm (Kč)/ Costs per 1 hole planting up to 35 x 35cm (CZK)	3,55	3,60	3,90	3,68
Jednotkové náklady na nátěr proti zimnímu okusu zvěří (Kč)/ Costs per 1 chemical treatment against winter browsing (CZK)	0,65	0,70	0,73	0,69
Jednotkové náklady na vyžínání v ploškách okolo sazenice (Kč)/ Unit costs per mowing around a seedling (CZK)	0,75	0,80	0,80	0,78
Náklady na celoplošné ožínání (Kč/1ha)/ Costs per 1 ha whole-area mowing (CZK)	4 800	4 950	5 100	4 950
Náklady na individuální ochranu 1 sazenice (kůl,obal) (Kč)/ Costs per 1 individual seedling protection (stick, shelter) (CZK)	60	65	60	62
Počet sazenic výsadby na 1 ha/Number of seedlings per 1 ha	5 924	5 805	5 721	5 817

Tab. 7.

Průměrné náklady za výkon u břehových porostů
Average measure costs - riparian stands

Výkon/Measure Rok/Year	2008	2009	2010	Ø
Náklady na nákup 1 sazenice (Kč)/Costs per 1 seedling (CZK)	94	103	116	104
Náklady na 1 jamkovou výsadbu do 50 x 50 x 50cm (Kč)/ Costs per 1 hole planting hole up to 50 x 50 x 50cm (CZK)	105	95	100	100
Jednotkové náklady na nátěry proti zimnímu okusu zvěří (Kč)/ Costs per 1 chemical treatment against winter browsing (CZK)	0	0	0	0
Jednotkové náklady na vyžínání v ploškách okolo sazenice (Kč)/ Unit costs per mowing around a seedling (CZK)	20	21	21	21
Náklady na celoplošné ožínání (Kč/1ha)/ Costs per 1 ha whole-area mowing (CZK)	10 358	10 030	9 863	10 084
Náklady na individuální ochranu 1 sazenice (kůl,obal) (Kč)/ Costs per 1 individual seedling protection (stick, shelter) (CZK)	45	52	55	51
Počet sazenic výsadby na 1 ha/Number of seedlings per 1 ha	320	298	311	310

noměrně nebo skupinovitě rozmístěny a jejich počet nepoklesl pod 80 % minimálního počtu pro obnovu nebo zalesnění. Pro potřeby této práce bylo při výpočtech vycházeno z předpokladu, že v prvním roce obnovy (zalesňování) bude v ploškách ožnuto a následně i ošetřeno proti zimnímu okusu zvěří celé vysazované množství sazenic (tj. průměrné počty dle skupin majetků) a ve druhém až pátém roce pak bude toto množství redukováno na 90 %. Hranice 90% redukce množství ks na 1 ha byla stanovena pro jednotnost výpočtu u lesních majetků i s ohledem na standardně nastavené smluvní podmínky vlastníků těchto majetků vůči dodavatelům pěstebních prací ve sledovaném období tří let. U výpočtu pro ožínání v ploškách ve skupině břehových porostů bylo počítáno se 100 % vysazovaných jedinců po celou dobu 5 let z důvodu používání odrostků o výšce minimálně 120 cm+, které tvoří téměř cílový počet na plochu 1 ha do období dospělosti porostu a tento počet je po pětiletých údržbách vlastníkem smluvně striktně vyžadován. Názorné ukázky jsou na obr. 1 a 2. Náklady na vylepšování a doplňování sazenic nebyly do nákladů kalkulovány. U břehových porostů nebylo kalkulováno s náklady na nátěr sazenic proti zimnímu okusu, neboť jsou vysazovány odrostky a sazenice je vždy kotvena kůlem a opatřena ochranou kmene o minimální výšce 1 m. Tato individuální ochrana sazenic (kůl, ochrana) ale nebyla v této práci kalkulována do hodnocených nákladů u lesních majetků, neboť její využití v praxi je účelové (např. vylepšování, úprava dřevinné skladby) a je spíše ojedinělé.

Ve výsledné porovnávací tabulce č. 8 jsou v posledních dvou řádcích uvedeny sumární náklady za popisované výkony v rozlišení použití výkonů pro ožínání v ploškách a pro ožínání celoplošně po celé období 5 let péče o vysazené porosty.

DISKUSE

Informace o rozsahu a kvalitě světových lesních zdrojů jsou značně různorodé. Souvisí to s různou úrovní jejich inventarizace v jednotlivých zemích a zejména s rozdílnou charakteristikou pozemků, které jsou do kategorie „les“ zahrnovány, s nebyvalou diverzitou jejich charakteru a skladby. V podstatně jednodušší struktuře lesního hospo-

dářství České republiky se legislativní dokumenty (tzv. lesní zákony) jednoznačně definování pojmu les až dosud vyhýbaly. V komentáři k lesnímu zákonu, platnému pro období 1977 – 1995 byl les charakterizován jako rozsáhlý souvislý soubor rostlin převážně stromovitého růstu. V současné době platný lesní zákon (č. 289/1995 Sb.) chápe les jako lesní porosty s jejich prostředím a pozemky určené k plnění funkcí lesa. Je samozřejmé, že podobné definice nelze použít pro účely lesnické statistiky ani v národním měřítku, natož ve značně různorodých a měnících se podmínkách světového lesnictví. Současná statistika Organizace pro výživu a zemědělství - FAO vychází z platné, poměrně zjednodušené definice lesní půdy, podle které sem patří půda, na níž stromy dosahující výšku nad 5 m pokrývají více než 10 % výměry. Nezahrnuje obvykle tzv. ostatní půdu pokrytou lesem – wooded land – tzn. pozemky pokryté rozptýlenými stromy mimořádně nízkého zápoje nebo křovinami a nízkými stromy do výšky 5 m (BLUŽOVSKÝ 2002). Břehové porosty jsou dle výkladu zákona o ochraně přírody a krajiny (č. 114/1992 Sb.) definovány jako stromy rostoucí mimo les. Vzhledem k tomu, že doprovází tyto porosty vodní tok, jsou zpravidla popisovány ve vztahu ke kilometrůžní příslušného vodního toku. Pro srovnávání nákladů a výnosů u břehových porostů s obdobnými činnostmi na lesních pozemcích je nutné stanovit, jakou plochu tyto porosty zaujímají. Jako doposud nejpraktičtější a zároveň nejrealnější je použití plochy břehového porostu odvozeného z výše citovaného průmětu koruny (5 m) při oboustranném obsazení vodního toku dřevinnou vegetací. 1 km vodního toku tak reprezentuje výměru břehového porostu o výměře 1 ha.

ZÁVĚR

Ekonomika pěstební činnosti je významnou složkou řízení všech lesních majetků a břehových porostů. Počáteční finanční náklady na zalesnění nebo obnovu porostů spolu s řádnou pětiletou péčí o tyto porosty jsou vysoké. Nesporný vliv na náklady při zalesňování a následné péči má velikost a geografická příslušnost obhospodávaného majetku. Do nákladů na pěstební činnosti se čím dále tím více začínají promítat zvýšené režijní náklady (na dopravu materiálů a pracovníků). Výsledky posuzování lze shrnout do několika bodů. Za

Tab. 8.

Průměrné náklady na obnovu porostů
Average costs on stand regeneration

Ceny v Kč/1 ha Costs (CZK)/1 ha	200 ha +	51-200 ha	Do 50 ha/ Up to 50ha	BP/RS
Náklady na nákup sazenic/Costs on seedlings	33 854	40 186	41 766	32 240
Náklady na výsadbu/Costs on planting	25 054	24 255	21 407	31 000
Náklady na nátěry/5 let Costs on chemical treatments/5 years	18 564	20 387	18 463	0
Náklady na individuální ochranu/ Costs on individual protection	0	0	0	15810
Náklady na ožínání v ploškách/5 let Costs on mowing around seedlings/5 years	23 204	22 590	20 871	32 550
Náklady na celoplošné ožínání/5 let Costs on whole-area mowing/5 years	36 710	25 020	24 750	50 420
Suma nákladů na obnovu (plošky)/ All-in costs on revitalization around seedlings	100 676	107 418	102 507	111 600
Suma nákladů na obnovu (celoplošně)/ All-in costs per whole-area rehabilitation	114 182	109 848	106 386	129 470

Vysvětlivka/Caption: BP = břehové porosty / RS = riparian stands

prvé se jednoznačně prokázalo, že vlastník většího lesního majetku si při nákupu většího objemu množství sazenic k výsadbě dokáže na trhu sadebního materiálu prosadit nižší cenu. Při porovnání hodnot od skupiny největších lesních majetků po ty nejmenší (majetky nad 200 ha, majetky od 51 do 200 ha, majetky do 50 ha) činí náklady $6,04 < 6,71 < 7,18$ Kč/ks. Ve výsledku je rozdíl $1,14$ Kč za sazenici. Toto číslo například při objemu ročního zalesňování (60 000 000 ks) u největšího správce lesního majetku v České republice, kterým je společnost Lesy České republiky, s. p., reprezentuje potenciální náklad cca 68,4 mil. Kč. Za druhé se ukázalo, že v případě realizace výkonu výsadby do nepřipravené půdy o velikosti jamek do 35×35 cm náklady na tuto činnost jdou u jednotlivých majetků, co do výše nákladů na měrnou jednotku, oproti nákladům na materiál sadební směrem opačným. Náklady na tuto činnost ve srovnání stejném, dle velikosti majetků, $4,47 > 4,05 > 3,68$ Kč/ks ukazují rozdíl až $0,79$ Kč za 1 ks provedené výsadby. Důvodem je s největší pravděpodobností realizace tohoto výkonu u malých lesních majetků přímo prostřednictvím konkrétního pracovníka, bez nutnosti pokrývání režijních nákladů u podnikatelských subjektů zajišťujících tuto činnost prostřednictvím třetích osob pro vlastníky větších lesních majetků. Za třetí je třeba konstatovat, že náklad na výsadbu, včetně dodání sadebního materiálu, je u všech tří typů skupin majetků v podstatě stejný. Výsledek vychází $10,51 < 10,76 < 10,86$ Kč/1ks za výsadbu stromku spolu s jeho dodáním ve prospěch velkých majetků. Ve výsledku minimální rozdíl $0,35$ Kč/1ks ve skutečnosti stírá výhodu úspory nákladů u majetků různé velikosti uvedených v bodě prvním a druhém, viz výše. Za čtvrté, v případě porovnávání nákladů na nátěr sazenic proti zinnému okusu vychází rozdíl mezi jednotlivými majetky $0,05$ Kč/1ks. Při porovnávání nákladů na tento výkon ve vztahu k počtu sazenic vysazovaných na jednotlivých majetcích na 1 ha, má i tento rozdíl svoji váhu. Podstatnější ovšem je, stejně tak jako u výkonu ožínání sazenic proti buření v ploškách, ovlivnění nákladu vyjádřeného na měrnou jednotku 1 ha právě vysazovaným množstvím sazenic. U majetků v rozmezí 51 – 200 ha byl zjištěn největší vysazovaný počet sazenic na 1 ha. Lze se jen domnívat, že vlastníci těchto (posuzovaných) majetků nevykazují takovou rozpočtovou střídmost v nákladech jako vlastníci větších majetků, kde při vyšších objemech realizovaných výkonů tvoří tento náklad vysokou částku. Stejně tak u drobných vlastníků je snaha vysazovat počty sazenic při spodní hranici minimálních počtů předepsaných pro příslušné hospodářské soubory daných legislativním předpisem. Za páté lze tvrdit, že náklady na celoplošné ožínání jsou jakýmsi tvůrcem zisku v péstební činnosti nebo rezervním finančním polštářem u společností provádějících tuto službu na majetcích větších vlastníků pro krytí ztrát vzniklých například při nezdaření v zalesňování. Náklady v sestupné řadě od největších majetků po nejmenší $7\ 342 > 5\ 004 > 4\ 950$ Kč/1 ha ukazují rozdíl v absolutních hodnotách ve výši $2\ 392$ Kč/1ha, což je v procentickém vyjádření hodnota 32 %, které šetří drobný vlastník oproti vlastníkům velkých majetků. Za šesté lze říci, že specifika pěstování břehových porostů svádí k prvotní úvaze, že náklady na jejich pěstování jsou výrazně vyšší než u nákladů na pěstování dřevin na lesních pozemcích. Ceny za sazenice odrostků a vlastní výsadbu, spolu s ukotvením dřevin kůly s upevněním individuální ochrany proti škodám zvěří, se zdají vysoké (225 Kč/ks). Celkové hektarové náklady ale vycházejí jen mírně vyšší z důvodu výsadby pouze cílového počtu sazenic, jehož počet bude do dospělosti jen nepatrně upravován. V průběhu pětileté péče o tyto výsadby dochází i k úsporám za nerealizované nátěry proti škodám zvěří. Porovnáme-li posuzované náklady na vypěstování břehového porostu po 5 letech a náklady za stejné období na vypěstování lesní kultury u majetků nad 200 ha, neboť vycházíme ze skutečnosti, že břehové porosty jsou převážně v majetku státu a jejich výměra hranici 200 ha převyšuje, pak dospějeme k závěru, že náklady za 5leté období u břehových porostů ve výši $111\ 600$ Kč/ha (ožínání v ploškách) a $114\ 182$ Kč/ha (ožínání celoplošné) u největších lesních majetků (200 ha+). U břehových porostů je ve většině případů vyžínáno

v ploškách u toků ve volné krajině. Celoplošné ožínání (sekání trávy, mulčování) se provádí v městských aglomeracích u větších vodních toků nebo u upravených vodních toků na bermách s dvojitým lichoběžníkovitým příčným profilem (např. Cidlina, Mrlina) a náklady na tuto činnost tak směřují za jiným výkonem (údržba toku, průtočného profilu), viz obr. 1 a 2.

U lesních porostů také není využíváno pouze ožínání v daném roce jen v ploškách, nebo jen celoplošně. Vždy se jedná o kombinaci těchto dvou technologií spolu s ožínáním v pruzích, využití chemických prostředků k tlumení buřeneš apod. Při vědomí, že lesní porosty po zajištění kultury v cca dvacetiletém období čeká ještě minimálně dvakrát výchovný zásah prořezávkou v ceně dle statistiky za rok 2009 ve výši $8\ 353$ Kč/ha (dvakrát), pak náklad ve výši cca $1\ 500$ Kč/ha za jednorázové odstranění kůlů a individuálních ochran od dřevin břehového porostu posouvá hranici výše nákladů v neprospěch lesních porostů oproti břehovým obecně vždy. Výběr vybraných posuzovaných péstebních nákladů pro tuto práci je zcela záměrný z důvodu jejich největšího zastoupení v poměru k ostatním objemům výkonů prováděných do stadia zajištění porostu v daném regionu Královéhradeckého kraje.

LITERATURA

- BLUŽOVSKÝ Z. 2002. Obchod se dřevem. Praha, ČZU: 127 s.
- KUPČÁK V. 2006. Ekonomika lesního hospodářství. Brno, MZLU: 257 s.
- NOVÁČEK M. 1975. Břehové porosty a jejich řádné obhospodařování. Lesnická práce, 54: 316-320.
- SIMON M. 2005. Labe a jeho povodí. IKSE- MKOL: 258 s.
- VLKANOVÁ D. 1993. Problematika výsadby u Povodí Labe na záv. 41 Hradec Králové v letech 1991-1993. Povodí Labe: 65 s.
- VLKANOVÁ D., ŠEBESTOVÁ M. 1993. Rozkoš – posouzení břehových porostů v roce 1993. Hradec Králové, Povodí Labe: 21 s.
- VLKANOVÁ D. 2004. Posouzení stavu výsadby břehových porostů z let 1996-2003 na tocích závodu HK. Hradec Králové, Povodí Labe: 7 s.
- Vyhláška č.139/2004 Sb., kterou se stanoví podrobnosti o přenosu semen a sazenic lesních dřevin, o evidenci o původu reprodukčního materiálu a podrobnosti o obnově lesních porostů a o zalesňování pozemků prohlášených za pozemky určené k plnění funkcí lesa.
- Zákon č.289/1995 Sb., o lesích.
- Zákon č.114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.



Obr. 1.
Výsadba břehového porostu (Bělá, Častolovice) (foto D. Vlkanova)

Fig. 1.
Planting of riparian vegetation (Bělá River near Častolovice, Eastern Bohemia) (photo D. Vlkanova)



Obr. 2.
Výsadba břehového porostu (Mrlina, Mlýnec) (foto D. Vlkanova)

Fig. 2.
Planting of riparian vegetation (Mrlina River near Mlýnec village, Central Bohemia) (photo D. Vlkanova)

COSTS VARIANCE OF SILVICULTURAL MEASURE (REFORESTATION) IN RELATION TO THE SIZE CLASS AND CHARACTER OF OWNED PROPERTY

SUMMARY

When analyzing the costs of fundamental activities related to young forest and riparian stand tending in the stage of their establishment, i.e. reforestation or afforestation, it was necessary to define the particular categories of property regard to its size. Consequently, four categories were determined for the purpose of their assessment in this paper. Considering forest holdings management, 3 size classes were set: a) up to 50 ha, b) 51 – 200 ha, c) above 200 ha. Current legislation, i.e. Act No. 289/1995 Coll. (Forest law) was decisive for determination of the limit of 50 ha, because it says that forest management plans (FMP) for owned area above 50 ha must be prepared, and approved by nature protection authority. Owned area up to 50 ha is considered for small-scale forestry. The limit of 200 ha was chosen taking into account the fact that in most cases, this area already provides a cost-benefit management. In the Czech Republic, forest holdings over that limit are statistically analyzed and evaluated annually. The fourth category covers riparian stands, a very specific subject that currently is not related to any particular management plan supported by the law. Riparian stands are perceived by the public more as an aesthetic part of the landscape, however, their indisputable importance in terms of economic benefits is commonly ignored. With respect to legislation they come under Act No. 114/1992 Coll. on the protection of nature and landscape, as trees outside forest. According to that law, riparian stands are also included in the concept of a significant landscape component. Overview of managed watercourses' length as well as riparian stands, according to watercourse administrators within the region of Hradec Kralove is shown in Table 1. Table 2 shows a survey of forestry properties with FMP, presented according to three proposed size classes out of the total forest area in the Czech Republic in 2009 (2,593,923 ha). Table 3 shows the distribution of forest holdings within the region of Hradec Kralove. For assessing of chosen silvicultural operation 20 respondents were interviewed; there were 5 respondents in each holding size class. The respondents are forest owners or managers of enterprises assessed within the region of Hradec Kralove. The paper assesses the costs for individual measures in the period from 2008 - 2010. The obtained and averaged values are shown in Tables 4 - 7. Final values obtained on the basis of the chosen method are summarized in Table 8. Research indicates that total costs related to silviculture measures of young forest and riparian stands in the first 5 years after planting are within individual size classes relatively balanced. As for a comparative assessment of the overall results among individual ownership categories it can be concluded that differences related to the size of managed forests exist. Each category benefits from its advantageous elements in property management, including staffing. It is possible to find cost reserves within the chosen silviculture measures in all evaluated categories even in the future. The use of national subsidies for silviculture (such as partial compensation of seedlings costs) was not deliberately included in the paper in order to get unbiased results.

Recenzováno

ADRESA AUTORA/CORRESPONDING AUTHOR:

Ing. Daniel Vlkanova, Lesy České republiky, s. p., Krajské ředitelství Hradec Králové
Přemyslova 1106, 501 68 Hradec Králové, Česká republika
tel.: 495 860 349; e-mail: vlkanova.oi37@lesycr.cz

DLOUHODOBÁ POPULAČNÍ DYNAMIKA PRSTNATCE PLEŤOVÉHO (*Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó) PO SKONČENÍ A OPĚTOVNÉM ZAVEDENÍ KOSENÍ

Schrautzer, J. et al.: Long-term population dynamics of *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó after abandonment and re-introduction of mowing. *Flora* (Jena), 206, 2011, č. 7, s. 622-630

Prstnatec pleťový (*Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó) je značně polymorfním druhem orchideje, který se často vyskytuje v regionálních červených seznamech ohrožených druhů Skandinávie a střední Evropy. Dramatický pokles populací během posledních desetiletí je způsobován ztrátou a degradací vhodných přirozených a polopřirozených stanovišť (mokřin a vlhkých luk), které se mění v důsledku sekundární sukcese po intenzifikaci nebo opuštění tradičního využití půdy. V rámci této studie autoři v průběhu 28 let analyzovali vliv skončení kosení a jeho opětovného zavedení na populační dynamiku prstnatce pleťového u jezera Barsbek v severním Německu. Za účelem záchran zbyvajících populací této orchideje bylo znovu zavedeno kosení v jedno, dvou a tříročních intervalech. Kosení se ukázalo být účinným opatřením ke zvýšení početnosti populací prstnatce, zatímco na kontrolní ploše bez kosení tento druh vymizel. Vymizení druhu z kontrolního stanoviště souviselo se zvýšením výšky vegetace a mocností vrstvy opadu o 60 – 100 %. Prstnatec byl do určité míry schopen snést redukci dostupného světla zvýšením vertikálního růstu (eliminace zastínění). Závěrem lze říci, že prstnatec pleťový vyžaduje udržení nebo znovuzavedení managementu vlhkých luk. Na již dříve opuštěných stanovištích je zpočátku doporučeno častější kosení. Intenzita managementu může být snížena po redukci množství fytomasy.

JAK NARUŠENÍ PŘÍRODNÍHO PROSTŘEDÍ SPOUŠTÍ POLITICKÝ STŘET: KŮROVCI A VÝZNAM KRAJINY V BAVORSKÉM LESE

Müller, M.: How natural disturbance triggers political conflict: bark beetles and the meaning of landscape in the Bavarian Forest. *Global Environmental Change*, 21, 2011, č. 3, s. 935-946

Autor se domnívá, že výskyt přirozených narušení lesů se celosvětově zvyšuje v důsledku globálního oteplování. Průvodním jevem rozsáhlých změn v krajině může být prohloubení sociálních dopadů a spuštění politického střetu, který omezuje hospodaření s přírodními zdroji. Článek se zabývá souvislostmi mezi změnami v krajině a politickým sporem na příkladu epidemie kůrovce v Bavorském národním parku v Německu. Značná část místních obyvatel spatřovala v kůrovci hrozbu pro jejich domovinu a krajinu mrtvého dřeva vzniklou narušením původního prostředí vnímala jako důsledek převahy vnějších zájmů v krajinném hospodaření. Jejich nespokojenost vedla až ke zformování místního politického hnutí, které pomohlo prosadit změny v současné politice managementu krajiny, založené na ideálu zelené lesnaté krajiny, jež potřebuje být chráněna lidskou rukou. Nicméně, alternativní interpretace krajiny po narušení pojmá její stav jako krok směrem k původní divočině a její zastánci se proto postavili proti snahám omezit kůrovce. Tyto různé přístupy v chápání narušené krajiny posílily vlekou politickou rozepří o správném managementu přirozeně narušeného prostředí, jež doutná již více než 20 let. Autor dochází k závěru, že před přijetím zásad managementu disturbancí je nezbytné porozumět kulturnímu významu krajiny, aby mohl být případný politický střet a sociální neklid eliminován.

VÍCE HUB ZA ÚPLŇKU - MÝTUS NEBO REALITA?

Egli, S. et al.: More mushrooms under a full moon - myth or reality? *Sydowia*, 63, 2011, s. 23-33

Lesním houbám nenáleží pouze významná funkce v prostředí lesních ekosystémů. Jejich sběr je též oblíbeným koníčkem mnoha lidí a významnou komerční aktivitou v četných oblastech světa. Tvorba plodnic je natolik složitá a fascinující, že bývá obecně spojována s mnoha tajemnými procesy až na hranici legend. Říká se například, že úroda hub je bohatá zejména za měsíčního úplňku. Autoři studie vyhodnotili celkem 1 715 datovaných mykologických záznamů sebraných v letech 1990 až 2007 na pěti dlouhodobě sledovaných plochách ve Švýcarsku za účelem testování možného vztahu mezi lunární periodicitou a množstvím hub. Žádný takový vztah nebyl prokázán, což znamená, že tvrzení o vlivu fází Měsíce na produkci hub je založené na mýtu.

PYL A ČÁSTI ROSTLIN POSKYTUJÍ DŮKAZY O STŘEDOVĚKÉM ZEMĚDĚLSTVÍ V JIHOZÁPADNÍM GRÓNSKU

Gauthier, E. et al.: Pollen and non-pollen palynomorph evidence of medieval farming activities in southwestern Greenland. *Vegetation History and Archaeobotany*, 19, 2010, č. 5/6, s. 427-438

Radiokarbonové datování a analýzy pylu a rostlinných zbytků ze vzorků jezerních sedimentů byly provedeny za účelem určení doby a vlivu zemědělských aktivit v okolí jezera Igaliku v Grónsku. Absence agrárně-pastevních vlivů v období před středověkou kolonizací Evropy poskytuje možnost porozumět vývoji zemědělské činnosti v nedotčené krajině. Výsledky ukazují, že první fáze mýcení a pastevního ovlivňování, zatím bez expanze severských apofytů (původní rostliny, vyskytující se na člověkem změněných stanovištích) typu *Rumex acetosa*, se mohla objevit v 9. – 10. století n. l. Přítomnost skandinávských osadníků s dobyt看em je zřetelně doložena v 11. – 12. století n. l. V této době vzrůstala četnost výskytu skandinávských apofytů typu *Rumex acetosa* a *Ranunculus acris* včetně koprofilních hub. Na počátku 14. století byla tato fáze kolonizace následována obdobím poklesu lidského vlivu se snížením výskytu plevelů, apofytů a koprofilních hub, což naznačuje pokles pastevní zátěže. Obnova společenstev *Salix* a *Betula* a vymizení antropogenních indikátorů kromě *Rumex acetosa* v průběhu 15. – 18. století svědčí o konci osídlení, dokud nedošlo k vývoji současného zemědělství ve 20. století.



WWW.VULHM.CZ