

# ZMENA ZÁSOB UHLÍKA V BIOMASE LESNÝCH PORASTOV VO VYSOKÝCH TATRÁCH V DÔSLEDKU VEĽKOPLOŠNEJ DISTURBANCIE

## CARBON STOCK CHANGE IN FOREST STANDS BIOMASS FOLLOWING A LARGE-SCALE DISTURBANCE IN THE HIGH TATRAS

BOHDAN KONÔPKA<sup>1,2)</sup> ✉ - JOZEF PAJTÍK<sup>1,2)</sup> - VLADIMÍR ŠEBEŇ<sup>1)</sup>

<sup>1)</sup>Národné lesnícke centrum - Lesnícky výskumný ústav, Zvolen, Slovak Republic

<sup>2)</sup>Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Kamýcká 1176, CZ - 165 21 Praha 6 - Suchdol, Czech Republic

✉ e-mail: bkonopka@nlcsk.org

### ABSTRACT

Measurement of basic dendrometric characteristics of trees at two transects (T1 and T2) and allometric relations allowed quantification of carbon stock in the tree components (foliage, branches, stem and roots) in young stands ten years after large-scale wind damage (November 2004). The results were compared with situation in the formerly existing stands based on data of the Forest Management Plan (1997). Mean hectare carbon stock in biomass of young stands was 5.8 t (T1) and 6.7 t (T2); stems contributed by 31.5% and 37.3%, respectively. Mean hectare carbon stock in formerly existing stands was 97.8 t with stems sharing 68.1%. Significant differences were found in foliage carbon stock, particularly 21.7% and 15.0% at the T1 and T2 transects compared to 4.7% in the former stands. Different biomass allocation was reflected in contrasting carbon regimes. For instance, while carbon stock in woody parts (sequestering carbon for long period) was 16- and 20-fold higher in former stands than at the disturbed transects, carbon loss via foliage litter was only 2.5-fold. The contrasting situations related not only to different growth stages of stands, but also to differences in tree species composition.

**Klíčové slová:** vetrová kalamita, koncentrácia uhlíka v listoch a ihličí, drevné časti stromu, asimilačné orgány, zásoba a obeh uhlíka, smrek obyčajný, listnáče, Tatranský národný park, Slovensko

**Key words:** wind damage, carbon concentration in leaves and needles, woody tree parts, foliage, stock and cycling of carbon, Norway spruce, broadleaved species, Tatra National Park, Slovakia

### ÚVOD

V decembri 2015 sa konala Parížska konferencia OSN o ochrane klímy, ktorá po ratifikácii od roku 2020 nahradí Kjótsky protokol. Parížska konferencia zaviazala 196 štátov sveta udržať globálne otepľovanie výrazne pod dvomi stupňami Celzia. Prítom rozvinuté krajiny pomôžu rozvojom krajín miliardami dolárov ročne pre naplnenie zámeru redukovat emisie skleníkových plynov do atmosféry. Zároveň rozvinuté krajiny, vrátane európskych, musia hospodáriť so skleníkovými plynmi tak, aby sa tento zámer naplnil aj na národnej úrovni.

Jedným z najefektívnejších spôsobov redukcie koncentrácie skleníkových plynov, najmä CO<sub>2</sub> v atmosfére, je zvyšovanie zásob biomasy lesnej vegetácie, ktorá zo všetkých suchozemských ekosystémov viaže najviac uhlíka (napr. DIXON et al. 1994). Kým v niektorých častiach Zeme, napr. v Južnej Amerike, zásoby lesov výrazne klesajú (MORTON et al. 2011), na úrovni Európy dochádza k ich postupnému nárastu (LINDNER, KARJALAINEN 2007). Zároveň územie Slovenska v celoeurópskom meradle patrí na popredné miesta vzhľadom na pozitívnu uhlíkovú bilanciu, t.j. väčší príjem uhlíka ako emisia CO<sub>2</sub>, v krajine (JANSSENS et al. 2005). Na druhej strane v ostatnom období narastá v európskych le-

soch frekvencia a rozsah disturbančných javov (SEIDL et al. 2014). Tento negatívny fenomén je zrejmy aj na Slovensku, kde napríklad náhodná ťažba počas desiatročia 2004–2013 predstavovala spolu vyše 42 miliónov kalamitnej hmoty, čo bolo okolo 53 % z celkovej ťažby (KUNCA et al. 2015). Počas uvedeného obdobia došlo okrem nezvykle rozsiahlej vetrovej disturbancie (rok 2004) k nebyvalému premnoženiu podkôrneho hmyzu a následnému odumieranu väčších lesných komplexov.

Deštrukcia lesných porastov v dôsledku vetra či iných škodlivých činiteľov má okrem mnohých negatívnych následkov aj vplyv na uhlíkovú bilanciu v krajine (napr. DALE et al. 2001). V dôsledku zániku lesných porastov dochádza k strate časti uhlíkových zásob v drevnej biomase (LINDROTH et al. 2009). Ďalej ku zvýšenej emisii uhlíka z lesnej pôdy, a to hlavne v prípade vyvrátenia stromov a rozrušenia pôdneho prostredia (LIECHY et al. 1997). Návrat k východiskovému stavu (pred vznikom kalamity) trvá niekoľko desiatročí. Dĺžka tohto reverzného procesu súvisí s dobou obnovy následných lesných porastov a „regenerácie“ pôdneho prostredia, pritom oba procesy ovplyvňuje post-disturbančný manažment lesa (FISCHER et al. 2002). Keďže sa vo všeobecnosti očakáva stimulačný vplyv inherentných javov klimatickej

zmeny na frekvenciu a rozsah deštruktívnych javov a zároveň tieto udalosti zhoršujú uhlíkovú bilanciu v krajine, problém možno definovať aj ako „zacyklený“ proces, t.j. klimatická zmena → disturbance v lesných ekosystémoch → klimatická zmena.

Pre zistenie aktuálnej uhlíkovej bilancie v krajine, resp. pre presnú kvantifikáciu postupného reverzného procesu po rozsiahlych disturbancech lesných ekosystémov je nevyhnuté zhodnotiť zásobu a produkciu lesnej biomasy v mladých lesných porastoch na postihnutých územiach. Kvantifikácia zásob, resp. produkcie biomasy v následných porastoch by sa mala týkať všetkých stromových častí nadzemnej a podzemnej biomasy, teda kmeňa, konárov, asimilačných orgánov a koreňového systému. Takýto komplexný odhad však niekedy naráža na nedostupnosť matematických vzorcov pre odhad biomasy, resp. kvantitu uhlíka v jednotlivých stromových častiach. V záujme čo najpresnejšieho odhadu biomasy drevín treba použiť modely špecifické pre danú drevinu a parametrizované pre podmienky sledovaného regiónu. Pre odhad biomasy jednotlivých stromových častí, ako aj celého stromu sa používajú tzv. alometrické vzťahy (napr. WEST 2009). Tieto ako nezávislú premennú používajú hrúbku kmeňa alebo výšku stromu, niekedy kombináciu oboch veličín.

V novodobej histórii Slovenska bola jednou z najrozsiahlejších deštrukcií v lesoch vetrová kalamita z novembra 2004 (tzv. Alžbeta). Táto podstatne postihla územie pohoria Vysokých Tatier a Podtatranskej kotliny. Na území Tatranského národného parku (TANAP) sa po tejto vetrovej kalamite najmä kvôli obmedzeniam zo strany orgánov ochrany prírody a ponechaniu významnej časti nespracovanej drevnej hmoty premnožil podkôrný hmyz, ktorý značne poškodil okolité smrečiny (napr. NIKOLOV et al. 2014). „Dielo skazy“ tu dokonala ďalšia vetrová kalamita, ktorá vznikla v máji 2014 (tzv. Žofia). Aktuálny stav je, že na území TANAPu zanikli staré lesné porasty s prevahou smreka na viac ako 3/4 lesnej plochy. V súčasnosti sa na tomto území nachádzajú prevažne menej či viac kompaktné mladé lesné porasty.

Predošlé práce zaoberajúce sa stavom obnovy po kalamite na tomto území (napr. KAŠTIER, BUČKO 2010; ŠEBEŇ 2011) naznačili, že v následných porastoch sú okrem smreka obyčajného (*Picea abies*) významne zastúpené prípravné dreviny, hlavne jarabina vtáčia (*Sorbus aucuparia*), rakyta (*Salix caprea*), resp. brezy (prevažne *Betula pendula*). Miestami sa vyskytujú cieľové dreviny ako smrekovec opadavý (*Larix decidua*) a borovica sosna (*Pinus sylvestris*). Keďže sa náš výskum v ostatných približne desiatich rokoch zamerlal na odvodenie alometrických vzťahov pre mladé jedince hlavných hospodárskych, ale aj niektorých prípravných drevín, mohli sme ich uplatniť pre porasty vzniknuté na kalamitnom území TANAPu.

Cieľom práce bolo odhadnúť zásobu uhlíka v mladých lesných porastoch, ktoré vznikli po vetrovej kalamite Alžbeta v centrálnej časti kalamitného územia TANAPu (t.j. v Podtatranskej kotline). Ďalej odhadnúť zásobu uhlíka v lesných porastoch pred vznikom vetrovej kalamity a rámcovo porovnať zmeny v kvantite uhlíka v lesnej biomase spôsobené touto veľkoplošnou disturbance. Pritom sa analyzoval podiel uhlíka viazaného v drevných častiach lesnej vegetácie (kmeň, konáre, korene, tzn. orgány dlhodobo fixujúce uhlík) a v asimilačných orgánoch (orgán rotujúci uhlík).

## MATERIÁL A METODIKA

### Opis modelového územia

Výskumné aktivity sa sústredili na centrálnu časť kalamitného územia, ktoré vzniklo v dôsledku deštrukcie lesných porastov víchrícou dňa 19. novembra 2004. Počas udalosti víchrice zničila v tejto oblasti lesné porasty prevažne v nadmorskej výške 700 m až 1400 m nad morom. Pritom podstatná časť kalamitného územia predstavovalo pás v smere západ-východ, široký okolo 5 km a dlhý takmer 35 km (ŠEBEŇ 2011).

Modelové územie sa nachádza v pôsobnosti Štátnych lesov TANAPu a predstavuje podstatnú časť územia Podtatranskej kotliny. Modelové územie predstavujú porasty totálne poškodené vetrovou kalamitou (použilo sa prekrytie GIS-vrstvou kalamity). Toto územie tvorí asi 1/3 výmery celej kalamitnej holiny. Severnú a južnú hranicu modelového územia sme definovali okrajom uvedenej vetrovej kalamity, západná hranica modelového územia sa vytýčila líniou rieky Poprad, východná pozdĺž toku Studeného potoka (obr. 1). Toto územie predstavuje celkovú porastovú plochu (definovanú v zmysle Lesného hospodárskeho plánu z roku 1997 v rámci Lesného hospodárskeho celku Vysoké Tatry) 3980 ha. Modelové územie sa nachádza v nadmorskej výške od 720 m po 1330 m nad morom, ide o mierne naklonený terén so sklonmi najčastejšie medzi 5–10 % a prevažne južnou až juhovýchodnou expozíciou. Priemerný ročný úhrn zrážok je približne 900 mm, priemerná teplota okolo 5 °C (údaje zo stanice SHMÚ v Starom Smokovci). Podtatranskú kotlinu budujú horniny centrálnokarpatského paleogénu, prevažne pieskovce a ílovce s mladými fluvio-glaciálnymi a fluvialnými pokryvmi (VOLOŠČUK et al. 1994). Na území dominujú rôzne subtypy a variety kambizemí, najmä kambizem podzolová, kambizem modálna kyslá a kambizem pseudoglejová. Lokálne je geologicky alebo reliéfom podmienený výskyt rankrov, pseudoglejov a podzolov.

V roku 2014 (t.j. 10 rokov po veľkoplošnej disturbance) plochu modelového územia pokrývali mladé lesné porasty, najčastejšie z prirodzenej, miestami z kombinovanej obnovy. Otvorené územia, resp. plochy pod riedkymi skupinami mladých lesných porastov boli pokryté prevažne trávami, hlavne *Calamagrostis* sp., *Avenella flexuosa*, *Luzula luzuloides*, bylinami – napr. *Epilobium angustifolium*, *Senecio nemorensis*, *Rubus idaeus* a krami – prevažne *Vaccinium myrtillus* a *Samolus racemosus*.

### Odhad aktuálnej zásoby uhlíka v mladých porastoch

Aktuálne zásoby uhlíka v biomase mladých porastov sa zisťovali na konci vegetačného obdobia (po ukončení hrúbkového prírastku avšak pred opadom listov) v októbri 2014 prostredníctvom dvoch transektov (obr. 1). Jeden transekt sa nachádzal neďaleko vily Danielov dom (kataster obce Tatranská Polianka) a druhý v priamej blízkosti obce Horný Smokovec (východne od cesty číslo 534). Transekt pri Danielovom dome (ďalej T1) a aj pri Hornom Smokovci (T2) bol 4 m široký a 300 m dlhý, orientovaný v smere severozápad – juhovýchod. Každý transekt predstavoval 25 štvorcových výskumných plôch s rozmermi 4 m × 4 m, pričom medzi susediacimi plochami bol 8 metrový izolačný pás. Stromy (od minimálnej výšky 10 cm) nachádzajúce sa na plochách sa kvôli jednoznačnej identifikácii podrobne označili kovovými štítkami, určil sa druh dreviny, odmerala hrúbka kmeňa na úrovni pôdy ( $d_0$ ) a výška stromu ( $h$ ). Ďalej sa odobrala reprezentatívna vzorka (z rôznych miest koruny) asimilačných orgánov z desiatich jedincov každej dreviny.

Následne sa na základe nameraných údajov (hrúbka  $d_0$  a výška  $h$ ) v kombinácii s alometrickými vzťahmi prebranými z našich predošlých prác (pozri napr. KONÓPKA et al. 2015) vypočítala zásoba biomasy v drevných častiach drevín (kmeň s kôrou, konáre, korene) a v asimilačných orgánoch, vyjadrená v sušine pre každý strom. Uvedené modely nezahŕňajú tzv. jemné korene, teda frakcie koreňového systému s hrúbkou do 2 mm. Následne sa pre kvantifikáciu uhlíka v biomase drevných častí použil koeficient s hodnotou 0,5 (pozri napr. MATTHEWS 1993). Pre odhad zásoby uhlíka v asimilačných orgánoch sa použila hodnota koncentrácie uhlíka v sušine, odvodená z odobratých vzoriek špecificky pre každú drevinu. Zásoba uhlíka sa vypočítala na úrovni výskumných plôch ako súčet biomasy všetkých stromov na ploche a na úrovni transektov, t.j. ako aritmetický priemer z 25 plôch. Množstvo „strateného“ uhlíka prostredníctvom asimilačných orgánov opadavých drevín sa rovnalo jeho zásobe v sledovanom roku. V prípade smrekov sa vypočítalo ako 1/6

(napr. SCHMIDT-VOGT 1977) a borovic ako 1/3 (KONÔPKA 2003) zásob ihlič.

### Odhad zásob uhlíka v porastoch pred disturbanciou

Zásoba uhlíka v biomase lesných porastov pre modelové územie sa vypočítala na základe údajov z lesného hospodárskeho plánu (LHP) vypracovaného v roku 1997. Takže takýto výpočet charakterizuje situáciu sedem rokov pred vetrovou kalamitou na modelovom území (ďalej MÚ97). Využila sa na to databáza porastových charakteristík spracovaná v programoch Ms Access a FoxPro. Následne sa pomocou programu ArcMap priestorovo identifikovali a vyfiltrovali všetky jednotky priestorového rozdelenia lesa (JPRL, v ďalšom texte dielec), ktoré spadali do MÚ97.

Z databázy LHP sa prevzali tieto porastové charakteristiky, t.j. vstupné údaje pre ďalší výpočet:

- stredná hrúbka v prsnej výške (cm),
- stredná výška (m),
- zásoba hrubiny bez kôry ( $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ),
- plošná výmera (ha), následne bola spresnená orezaním vrstvou veternej kalamity
- zakmenenie (bezrozmerná jednotka udávaná v rozpätí 1–10),
- zastúpenie drevín (%),
- vek (roky).

Všetky uvedené veličiny sa vzťahujú priamo k dielcu, prípadne ku čiastkovej ploche, etáži alebo porastovej skupine. Stromová biomasa sa pre každý dielec vypočítala pomocou programov v prostredí MS Access, MS SQL Server, Visual Studio 2008 a SrcGIS Desktop. Algoritmus pozostáva z výpočtu objemu biomasy každej dreviny na dielci cez objem stredného kmeňa a počtu jedincov na ha. Ďalej cez prepočet objemu na biomasu pomocou hodnôt hustoty dreva (podľa POŽGAJ et al. 1993) a koncentrácie uhlíka v drevných častiach (MATTHEWS 1993)

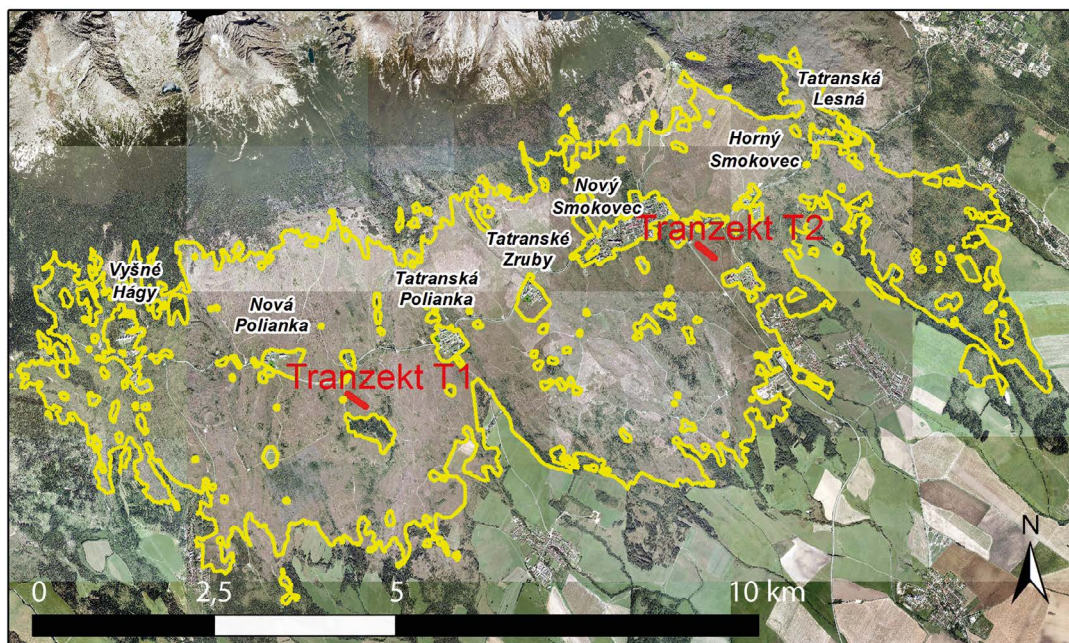
špecifických pre každú drevinu. Podrobný postup výpočtu sa uvádza v práci PAJTIK et al. (2009). Vypočítané hodnoty priemerných zásob uhlíka na hektár sa priestorovo vizualizovali v programe ArcMap.

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Priemerný počet stromov na tranzektach v prepočte na hektárovú bázu bol približne 9,4 tisíc (T1), resp. 14,2 tisíc jedincov (T2; tab. 1). Kým priemerná hrúbka  $d_0$  bola na oboch tranzektach veľmi podobná (40 mm, resp. 38 mm), výraznejšie rozdiely sa zistili vo výške (2,7 m, resp. 3,3 m) ako aj v kruhovej základni ( $9,6 \text{ cm}^2 \cdot \text{m}^{-2}$  a  $14,1 \text{ cm}^2 \cdot \text{m}^{-2}$ ). Rozdiely medzi tranzektami boli hlavne v drevinovom zložení (tab. 2), keď na tranzekte T1 dominoval smrek obyčajný (59,3%) a na tranzekte T2 prevažovali listnáče (72,8%). Najčastejšie sa na T2 nachádzala jarabina (28,7%), breza (25,1%) a rakyta (10,9%). Iné vlastnosti mali pôvodné porasty na MÚ97 v roku 1997 (tab. 2, obr. 2). Najvyššie zastúpenie mali porasty so strednou hrúbkou 32 cm, resp. výškou 24 m. Prítom vek väčšiny porastov sa pohyboval v intervale od 61 až 120 rokov. V drevinovom zložení dominovali ihličnaté druhy, hlavne smrek (71,7%), borovica sosna (13,7%) a smrekovec (12,7%).

Chemické analýzy ukázali, že sa podiel uhlíka v asimilačných orgánoch pohyboval okolo hodnoty 50% (tab. 3). Najnižšia koncentrácia (46,4%) bola v listoch rakyty, najvyššia (51,1%) v ihličí smreka. Koncentrácia uhlíka rovná 50% sa často používa ako defaultná hodnota aj pre všetky drevné stromové komponenty (napr. MATTHEWS 1993).

Priemerná hektárová zásoba uhlíka viazaná v asimilačných orgánoch na jeseň 2014 bola 1,26 t na tranzekte T1, ďalej 1,00 t na T2, resp. 4,56 t na modelovom území vzhľadom na stav v roku 1997 (tab. 4). Celková hektárová zásoba uhlíka nachádzajúca sa v biomase drevín bola 5,80 t na T1, ďalej 6,71 t na T2, eventuálne 97,77 t na MÚ 97. Zásoba uhlíka na MÚ97 bola len mierne nižšia ako je priemerná zásoba uhlíka v lesných porastoch na úrovni Slovenska, t.j. 110 t na ha (MPRV 2015).



Obr. 1.

Zobrazenie modelového územia MÚ97 (hranice znázorňuje žltý polygón) a tranzektov T1 a T2 (vyznačené ako červené úsečky)

Fig. 1.

Localization of the studied area MÚ97 (the border is indicated by yellow polygon) and transects T1 and T2 (shown as red lines)

Najväčšie množstvo uhlíka (t.j. 1,82 t.ha<sup>-1</sup> pre T1, resp. 2,50 t.ha<sup>-1</sup> pre T2 a 66,61 t.ha<sup>-1</sup> pre MÚ 97) sa nachádzalo v kmeňoch stromov. Výrazné rozdiely medzi mladými porastmi (t.j. tranzekt T1 a T2) a pôvodným porastmi (MÚ97) sa zistili v podiele jednotlivých stromových komponentov na celkovej zásobe uhlíka v stromovej vegetácii (obr. 3). Medzi tranzektami T1 a T2 bol hlavný rozdiel v podiele uhlíka viazaného v asimilačných orgánoch (t.j. 21,7%, resp. 15,0%), ostatné stromové komponenty viazali približne rovnaký podiel uhlíka na oboch sledovaných tranzektach. Porovnanie podielu uhlíka viazaného v jednotlivých stromových komponentoch bol odlišných medzi mladými porastmi a pôvodnými porastmi s výnimkou koreňových systémov (18,1% na T1, 22,1% na T2 a 23,2% na MÚ 97). V mladých porastoch oproti pôvodným porastom bol 3–5krát vyšší príspevok asimilačných orgánov, resp. približne 2,5krát vyšší príspevok konárov. Naopak, príspevok kmeňa k celkovej zásobe uhlíka v stromovej biomase bol

v pôvodných porastoch približne 2krát vyšší v porovnaní s mladými porastmi.

Výrazné rozdiely medzi mladými porastmi a pôvodnými lesnými spoločenstvami sa zaznamenali aj v podiele jednotlivých drevín na stromovej zásobe uhlíka (tab. 5). Na tranzekte T1 dominoval smrek (53,3%), nasledovala breza a smrekovec – tieto dva listnáče predstavovali spolu 43,0%. Na tranzekte T2 dominovala breza a jarabina (obe spolu 61,1%), smrek tvoril iba 24,5% z uhlíkovej zásoby. V pôvodných porastoch (MÚ 97) mali podstatný podiel na celkovom uhlíku v biomase ihličnany, keďže smrek, borovica sosna a smrekovec obsahovali až 98,1% celkového stromového uhlíka.

Zaujímavé je porovnanie množstva uhlíka ročne „strateného“ zo stromovej biomasy cez asimilačné orgány v podobe opadu. Na tranzekte T1 predstavovala kvantita uhlíka v opade asimilačných orgánov 0,44 t.ha<sup>-1</sup> a na T2 okolo 0,59 t.ha<sup>-1</sup>. Tieto množstvá boli približne len

**Tab. 1.**

Základné porastové charakteristiky na tranzektach T1 a T2 v roku 2014. Udávajú sa priemerné údaje ± smerodajná odchýlka  
Basic stand characteristics within the T1 and T2 transects in 2014. Averages and ± standard deviations are given

Tranzekt <sup>1</sup>	Počet stromov <sup>2</sup> (10 <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> )	Priemerná hrúbka <sup>3</sup> d <sub>0</sub> (mm)	Loreyova výška <sup>4</sup> hL (m)	Kruhovú základňu <sup>5</sup> G <sub>0</sub> (cm <sup>2</sup> .m <sup>2</sup> )
T1	9,4 (±1,6)	40 (±22)	2,7 (±1,3)	9,6 (±7,1)
T2	14,2 (±13,5)	38 (±21)	3,3 (±1,3)	14,1 (±9,2)

<sup>1</sup>Tranzekt; <sup>2</sup>Hectare number of trees; <sup>3</sup>Mean diameter d<sub>0</sub>; <sup>4</sup>Lorey's height; <sup>5</sup>Basal area

**Tab. 2.**

Percentuálny podiel jednotlivých druhov na drevinovom zložení (vypočítaný na báze kruhovej základne) na tranzektach T1 a T2 v roku 2014, a odvodený z údajov LHP pre modelové územie v roku 1997 (MÚ97)

Share (%) of the tree species to stand composition, based on basal area at the T1 and T2 transects in 2014, and on the Forest Management Plan data in the former stands in 1997 (MÚ97)

Drevina <sup>1</sup>	Tranzekt T1 <sup>2</sup>	Tranzekt T2 <sup>3</sup>	MÚ97 <sup>4</sup>
<i>Betula pendula</i>	16,7	25,1	0,8
<i>Larix decidua</i>	17,3	3,3	10,0
<i>Picea abies</i>	59,3	27,1	73,9
<i>Pinus sylvestris</i>	3,0	3,8	12,2
<i>Salix caprea</i>	1,1	10,9	0,1
<i>Sorbus aucuparia</i>	1,2	28,7	0,1
Ostatné dreviny <sup>5</sup>	1,4	1,1	2,9

<sup>1</sup>Tree species, <sup>2</sup>Transect T1, <sup>3</sup>Transect T2, <sup>4</sup>Former stands on MÚ97, <sup>5</sup>Other tree species

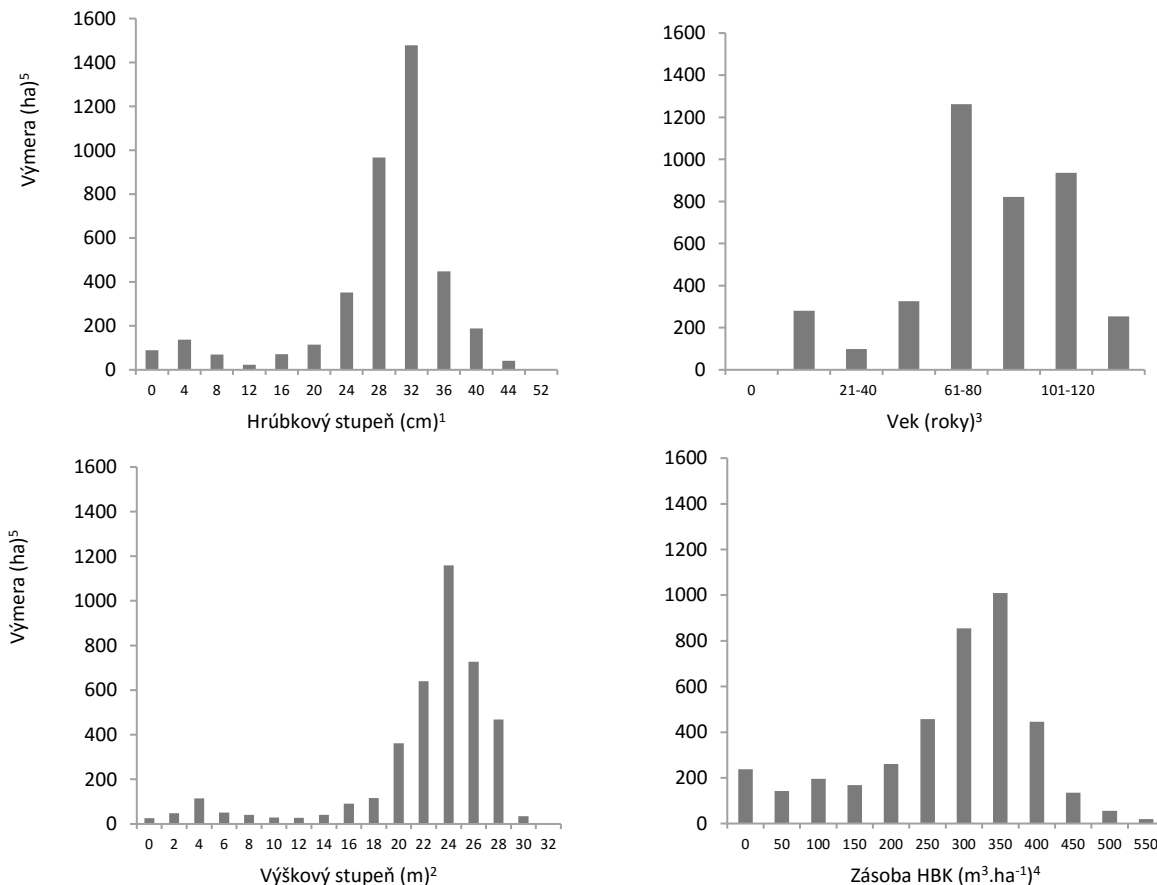
**Tab. 4.**

Priemerná zásoba uhlíka (t.ha<sup>-1</sup>) v jednotlivých stromových komponentoch na tranzektach T1 a T2 v roku 2014, a pre modelové územie (MÚ97) v roku 1997

Mean carbon stock (t.ha<sup>-1</sup>) in the individual tree components at the T1 and T2 transects in 2014, and in the former stands (MÚ97) in 1997

	Korene <sup>1</sup>	Kmene <sup>2</sup>	Konáre <sup>3</sup>	Asim. orgány <sup>4</sup>	Spolu <sup>5</sup>
Tranzekt T1 <sup>6</sup>	1,053	1,828	1,664	1,259	5,804
Tranzekt T2 <sup>7</sup>	1,484	2,504	1,722	1,004	6,714
MÚ97 <sup>8</sup>	22,719	66,606	3,891	4,557	97,773

<sup>1</sup>Roots, <sup>2</sup>Stems, <sup>3</sup>Branches, <sup>4</sup>Foliage, <sup>5</sup>Together, <sup>6</sup>Transect T1, <sup>7</sup>Transect T2, <sup>8</sup>Former stands on MÚ97



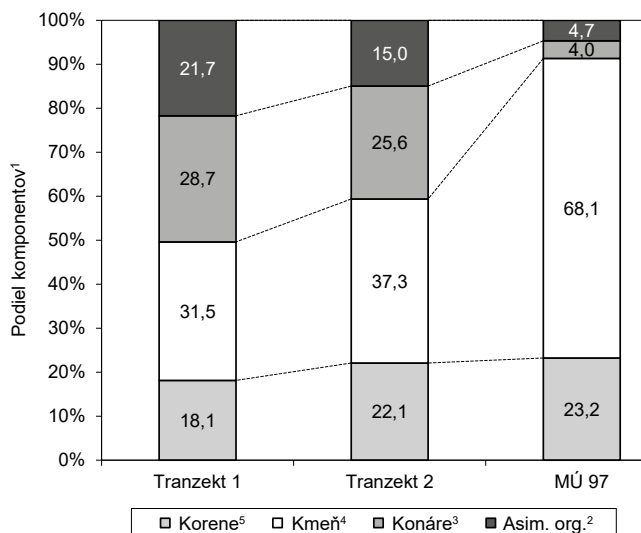
**Obr. 2.** Histogram porastových charakteristík podľa dielcov na modelovom území MÚ97 v roku 1997, tzn. stredná hrúbka (a), stredná výška (b), vek (c), resp. zásoba hrubiny bez kôry (d)

**Fig. 2.** Histogram of stand characteristics by units of spatial forest distribution for studied area MÚ97 in 1997, i.e. <sup>1</sup>diameter class (m), <sup>2</sup>height class (m), <sup>3</sup>age (years) and <sup>4</sup>stock of thick wood (diameter over 7 cm) under bark (m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>) plotted against <sup>5</sup>stand area (ha)

**Tab. 5.** Percentuálny podiel jednotlivých drevín na zásobe uhlíka v stromovej biomase na tranzektoch T1 a T2 v roku 2014 a pre modelové územie v roku 1997 (MÚ97)  
Contribution (%) of individual tree species to carbon stocks in tree biomass at the T1 and T2 transects in 2014 and in the former stands in 1997 (MÚ97)

Drevina <sup>1</sup>	Tranzekt T1 <sup>2</sup>	Tranzekt T2 <sup>3</sup>	MÚ97 <sup>4</sup>
<i>Betula pendula</i>	24,8	34,4	0,3
<i>Larix decidua</i>	18,2	4,7	12,7
<i>Picea abies</i>	53,3	24,5	71,7
<i>Pinus sylvestris</i>	2,2	2,7	13,7
<i>Salix caprea</i>	0,4	6,2	0,1
<i>Sorbus aucuparia</i>	0,6	26,7	0,1
Ostatné dreviny <sup>5</sup>	0,5	0,8	1,4

<sup>1</sup>Tree species, <sup>2</sup>Transect T1, <sup>3</sup>Transect T2, <sup>4</sup>Former stands on MÚ97, <sup>5</sup>Other tree species



**Obr. 3.** Podiel stromových komponentov na zásobe uhlíka na tranzektoch T1 a T2 v roku 2014 a na modelovom území MÚ97 v roku 1997

**Fig. 3.** Share (%) of tree components (<sup>2</sup>foliage, <sup>3</sup>branches, <sup>4</sup>stem and <sup>5</sup>roots – see captions) to carbon stock at the T1 and T2 transects in 2014 and in the former stands in 1997 (MÚ97)



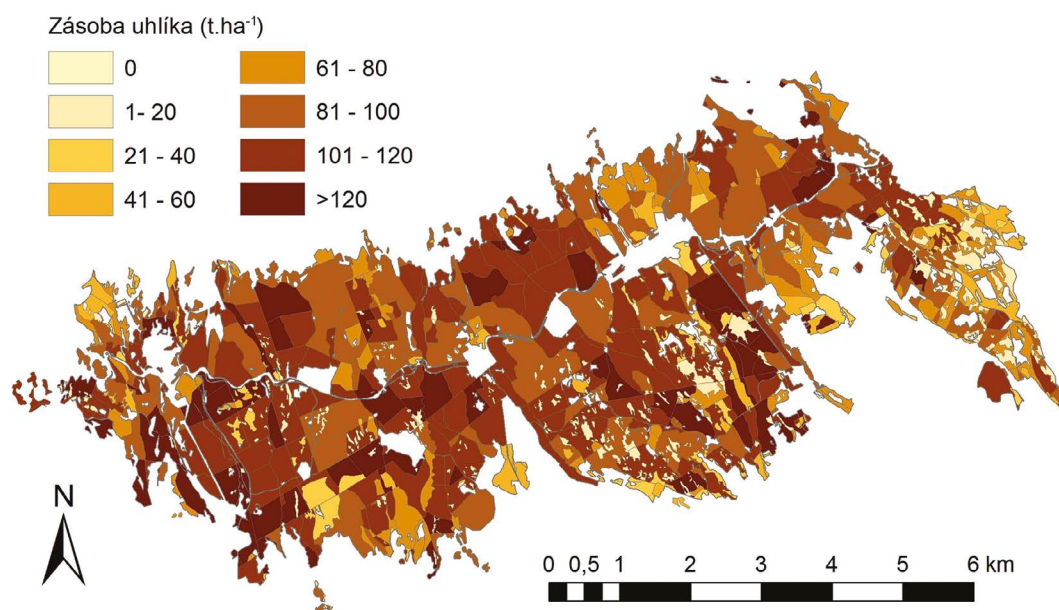
2,5krát nižšie ako v pôvodných lesných porastoch (1,22 t na ha za rok). Takže táto situácia bola výrazne odlišná od zásoby uhlíka v drevných častiach (konáre, kmeň a korene; tab. 4), kde množstvo uhlíka v pôvodných porastoch bolo 16krát, resp. 20krát vyššie ako v mladých porastoch. V pôvodných lesných porastoch zásoba uhlíka v stromovej biomase varíovala od minimálnej hodnoty (blízkej 0 t.ha<sup>-1</sup>) až do približne 140 t.ha<sup>-1</sup> (obr. 4). Pritom sa zaznamenala veľká priestorová variabilita, ktorá prevažne súvisela s aktuálnym stavom porastu (najmä vývojové štádium, drevinové zloženie, zakmenenie) a rastovými pomermi (bonita).

Naša analýza naznačuje, že v mladých lesných porastoch bol výrazne vyšší podiel (okolo 10 %) uhlíka každoročne „strateného“ z biomasy prostredníctvom opadu asimilačných orgánov voči uhlíku dlhodobu viazaného v drevných častiach v porovnaní s priemernou situáciou v pôvodných porastoch (približne 1,3 %). Zároveň sa dá predpokladať, že mladé lesné porasty s vyšším prístupom slnečnej energie na povrch pôdy (dôsledok ich nekompaktnosti, resp. nízkeho zápoja) majú rýchlejší rozklad opadu než pôvodné porasty. Logicky sa dá preto predpokladať rýchlejší obeh uhlíka cez nadzemný opad, t.j. aj relatívne vyššia emisia CO<sub>2</sub> z tejto zložky ekosystému v mladých porastoch oproti pôvodným lesným spoločenstvám (pozri aj DON et al. 2012). Na druhej strane, opačnú situáciu „strateného uhlíka“ z ekosystému možno predpokladať vzhľadom na podiel medzi kvantitou uhlíka zabudovaného do biomasy k množstvu uhlíka uvoľneného respiráciou drevín. Napríklad MÁKELÄ, VALENTINE (2001) zistili, že podiel uhlíka uloženého do biomasy k celkovému množstvu uhlíka prijatého drevinami fotosyntézou klesá s vekom lesného porastu. To znamená, že s vekom stromov sa zvyšuje pomer medzi uhlíkom uvoľneným respiráciou k uhlíku zabudovanému do pletív.

Naše výsledky naznačili výrazne odlišný uhlíkový režim v porastoch pred rozsiahlou vetrovou kalamitou a po nej. Tieto rozdiely nespôčívajú len v celkovom množstve viazaného uhlíka v biomase, ale aj v priemernej dobe jeho fixácie súvisiacej s odlišnou alokáciou bioma-

sy do jednotlivých stromových komponentov a rôznou dobou obehu asimilačných orgánov pri jednotlivých drevinách. Výsledky demonštrujú výrazný pokles zásob uhlíka na kalamitnom území Podtatranskej kotliny, keď desať rokov po deštrukcii lesných porastov mladé porasty vo svojej biomase viazali 15krát až 17krát menej uhlíka ako pôvodné lesné porasty. Pravdaže časť uhlíka viazaného v pôvodných lesných porastoch ostáva v krajine aj po zániku lesných porastov, t.j. nespracovaná časť stromov, najmä konáre s asimilačnými orgánmi, konáre, peň a korene. Ide o nekomasu, ktorá sa postupne rozkladá a emituje CO<sub>2</sub> do ovzdušia. Pritom je jeho množstvo po ukončení realizácie náhodnej ťažby, ako aj postupný medziročný úbytok ťažko odhadnuteľný a ostáva v kategórii „black box“. Otázny je osud uhlíka, ktorý sa z porastov odsunul počas realizácie náhodnej ťažby. Dá sa predpokladať, že podstatná časť (keďže pri kalamitách sa spravidla znižuje technická hodnota drevnej suroviny) sa využila na vláknu, následne na produkty s relatívne krátkym uhlíkovým cyklom (napr. RAŠI et al. 2015).

Keďže rozsiahle disturbancie lesných porastov abiotickými činiteľmi, resp. následný rozpad okolitých porastov v dôsledku sekundárneho premnoženia škodcov (napr. NIKOLOV et al. 2014) spôsobujú veľké uhlíkové straty v krajine, treba ich prostredníctvom dostupných lesníckych opatrení minimalizovať. V prípade vetrových kalamít neexistujú okamžité ochranné opatrenia na ich elimináciu. Ich rozsah sa dá ovplyvniť len formou preventívnych pestovno-ochranných opatrení (VICENA et al. 1979). Inak je tomu pri podkôrnom hmyze, keď včasné spracovanie vetrom poškodennej drevnej hmoty, resp. chrobačiarov v poraste môže významne redukovať, resp. úplne eliminovať rozsah takejto sekundárnej kalamity (VAKULA et al. 2015). Integrovaná ochrana lesov proti škodlivým činiteľom preto nadobúda na význame aj vo vzťahu ku deštruktívnym vplyvom klimatickej zmeny na lesné ekosystémy. Ďalej v kontexte posilňovania funkcie lesa ako rezervoára uhlíka v celosvetovom meradle, resp. plnenia medzinárodných záväzkov vyplývajúcich z Parížskej konferencie z roku 2015.



**Obr. 4.** Zásoba uhlíka (t.ha<sup>-1</sup>) v stromovej biomase na modelovom území MÚ97 v roku 1997 podľa dielcov

**Fig. 4.** Carbon stock (t.ha<sup>-1</sup>) in tree biomass in the former forest stands in 1997 by units of spatial forest distribution

## ZÁVER

Výsledky z Podtatranskej kotliny naznačili, že desať rokov po veľkoplošnej vetrovej kalamite boli zásoby uhlíka v živej lesnej biomase mladých porastov 15- až 17krát nižšie ako v pôvodných lesných spoločenstvách. Ak sa do tohto porovnania zohľadnia len drevné časti (kôň, kmeň a korene – uvedené komponenty viažu uhlík dlhodobo), bol tento rozdiel ešte väčší, t.j. 16- až 20násobný. Na druhej strane, pôvodné porasty mali asi len 3,5- až 4,5krát viac uhlíka viazaného v asimilačných orgánoch pri porovnaní s mladými porastmi. Keďže v mladých porastoch na postkalamitnom území mali listnáče výrazne vyšší podiel na drevinovom zložení ako v pôvodných porastoch (v nich výrazne dominoval smrek), rozdiel v množstve uhlíka rotovaného vo forme opadu asimilačných orgánov bol približne 2,5násobný. To znamená, že v mladých porastoch bol výrazne vyšší podiel (okolo 10%) uhlíka každoročne „strateného“ z biomasy cez opad asimilačných orgánov voči uhlíku dlhodobo viazaného v drevných častiach v porovnaní s priemernou situáciou v pôvodných porastoch (približne 1,3%). Keďže mladé lesné porasty predstavovali nesúvislé komplexy s vyšším prístupom slnečnej energie na povrch pôdy, možno predpokladať stimulačný efekt na rozklad opadu. Následne sa dá dedukovať rýchlejší obeh uhlíka cez nadzemný opad, t.j. aj relatívne vyššia emisia CO<sub>2</sub> z tejto zložky ekosystému v mladých porastoch oproti pôvodným lesným spoločenstvám.

Na záver možno konštatovať, že výsledky potvrdili výrazne odlišný uhlíkový režim v lesných porastoch pred rozsiahlou vetrovou kalamitou a desať rokov po nej. V ďalšom výskume preto chceme spresniť poznatky týkajúce sa odlišností v uhlíkovom režime medzi existujúcimi lesnými porastmi a v prípade, že by nedošlo k tejto udalosti (kontinuálny vývoj lesných porastov). Využijú sa opakované merania na sieť výskumných plôch založených po vetrovej kalamite (ŠEBEŇ 2011), resp. údaje z LHP (rok 1997) v kombinácii s rastovým simulátorom (FABRIKA, PRETZSCH 2011). Plánované výsledky by mali ozrejmiť nielen rozdiely medzi uvedenými dvomi situáciami (realita verus modelový stav) týkajúce sa zásoby uhlíka k danému časovému horizontu, ale aj v čistej primárnej produkcii biomasy, resp. v ročnej absorpcii uhlíka z atmosféry. Tým by sa vytvorili podklady na modelovanie procesov vplyvu veľkoplošných disturbancií na uhlíkovú bilanciu v krajine v podmienkach horských smrečín.

### Podakovanie:

Táto práca vznikla aj vďaka finančnej podpory z Agentúry na podporu výskumu a vývoja v rámci plnenia cieľov projektov: APVV-14-0086, APVV-0584-12 a APVV-0707-12. Ďalej vďaka financovaniu projektu QJ1520006 podporeného Ministerstvom zemědělství České republiky. Autori ďakujú pracovníkovi Výskumnej stanice ŠL TANAPu v Tatranskej Lomnici, najmä doc. Petrovi Fleischerovi, za pomoc pri výbere transektov.

## LITERATÚRA

- DALE V.H., JOYCE L.A., McNULTY S., NIELSON R.P., AYRES M.P., FLANNIGAN M.D., HANSON P.J., IRLAND L.C., LUGO A.E., PETERSON C.J., SIMBERLOFF D., SWANSON F.J., STOCK B.J., WOTTON B.M. 2001. Climate change and forest disturbances. *BioScience*, 51: 723–734. DOI: 10.1641/0006-3568(2001)051[0723:CCAFD]2.0.CO;2
- DIXON R.K., BROWN S., HOUGHTON R.A., SOLOMON A.M., TREXLER M.C., WISNIEWSKI J. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263: 185–191.
- DON A., BÄRWOLFF M., KALBITZ K., ANDRUSCHKEWITSCH R., JUNGKUST H., SCHULZE E.D. 2012. No rapid carbon soil loss after a windthrow event in the High Tatra. *Forest Ecology and Management*, 276: 239–246. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.04.010
- FABRIKA M., PRETZSCH H. 2011. Analýza a modelovanie lesných ekosystémov. Zvolen, Technická univerzita: 599 s.
- FISCHER A., LINDNER M., ABS C., LASCH P. 2002. Vegetation dynamics in central European forest ecosystems (near-nature as well as managed) after storm events. *Folia Geobotanica*, 37: 14–32.
- JANSSENS I.A., FREIBAUER A., SCHILAMADINGER B., CEULEMANS R., CIAIS P., DOLMAN A.J., HEIMANN M., NABUURS G.J., SMITH P., VALENTINI R., SCHULZE E.-D. 2005. The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale – a European case study. *Biogeosciences*, 2: 15–26. DOI: 10.5194/bg-2-15-2005
- KAŠTIER P., BUČKO J. 2010. Analýza intenzity a dislokácie škôd spôsobených raticovou zverou na iniciálnych štádiách lesa po kalamite roku 2004 vo Vysokých Tatrách. In: Výskum smrečín destabilizovaných škodlivými činiteľmi. Vedecký recenzovaný zborník. Zvolen, NLC: 198–205.
- KONÔPKA B. 2003. Needle traces as indicators of growing conditions Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Journal of Forest Science*, 49: 1–10.
- KONÔPKA B., PAJTÍK J., ŠEBEŇ V. 2015. Aboveground net primary production of tree cover at the post-disturbance area in the Tatra National Park, Slovakia. *Lesnícky časopis – Forestry Journal*, 61: 167–174.
- KUNCA A., ZÚBRİK M., GALKO J., VAKULA J., LEONTOVÝČ R., KONÔPKA B., NIKOLOV CH., GUBKA A., LONAGAUEROVÁ V., MALOVÁ M., KAŠTIER P., REL L. S. 2015. Salvage felling in the Slovak forests in the period 2004–2013. *Lesnícky časopis – Forestry Journal*, 61: 188–195.
- LIECHY H.O., JURGENSEN M.F., MROZ G.D., GALE M.R. 1997. Pit and mound topography and its influence on storage of carbon, nitrogen, and organic matter within an old-growth forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 27: 1992–1997.
- LINDNER M., KARJALAINEN T. 2007. Carbon inventory methods and carbon mitigation potentials of forests in Europe: a short review of recent progress. *European Journal of Forest Research*, 126: 149–156. DOI: 10.1007/s10342-006-0161-3
- LINDROTH A., LAGERGREN F., GRELE A., KLEMEDTSSON L., LANGVALL O., WESLIEN P., TUULIK J. 2009. Storms can cause Europe-wide reduction of forest carbon sink. *Global Change Biology*, 15: 346–355. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2008.01719.x
- MATTHEWS G. 1993. The carbon content of trees. Edinburgh, Forestry Commission: 21 s. Forestry Commission technical paper, 4.
- MÄKELÄ A., VALENTINE H.T. 2001. The ratio of NPP to GPP: evidence of change over the course of stand development. *Tree Physiology*, 21: 1015–130.
- MPRV. 2015. Zelená správa. Správa o lesnom hospodárstve v Slovenskej republike za rok 2014. Bratislava, Ministerstvo pôdohospodárstva a rozvoja vidieka SR: 6 s.
- MORTON, D.C., SALES M.H., SOUZA C.M., GRISCOM B. 2011. Historic emissions from deforestation and forest degradation in Mato Grosso, Brazil: 1) source data uncertainties. *Carbon Balance and Management*, 6: 18. DOI: 10.1186/1750-0680-6-18
- NIKOLOV CH., KONÔPKA B., KAJBA M., GALKO J., KUNCA A., JANSKÝ L. 2014. Post-disaster forest management and bark beetle outbreak in Tatra National Park. *Mountain Research and Development*, 34: 326–335.
- PAJTÍK J., PRIWITZER T., CIBULA R. 2009. Kvantifikácia uhlíkových zásob a ich bilančných zmien na regionálnej úrovni. *Lesnícky časopis – Forestry Journal*, 55: 353–365.
- POŽGAJ A., CHOVANEC D., KURJATKO S., BABIAK M. 1993. Štruktúra a vlastnosti dreva. Bratislava, Príroda: 463 s.

- RAŠI R., CIENCALA E., PRIWITZER T., PALÁN Š., PAVLENDÁ P. 2015. Carbon balance in harvested wood products in Slovakia. *Lesnícky časopis – Forestry Journal*, 61: 101–106.
- SEIDL R., SCHELHAAS M.-J., RAMMER W., VERKERK P.J. 2014. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change*, 4: 806–810. DOI: 10.1038/nclimate2318
- SCHMIDT-VOGT H. 1977. Die Fichte. Band I. Taxonomie, Verbreitung, Morphologie, Ökologie, Waldgesellschaften. Parey, Hamburg: 472 s.
- ŠEBEŇ V. 2011. Prírodná obnova po kalamite z novembra 2004 vo Vysokých Tatrách. In: *Výskum smrečín destabilizovaných škodlivými činiteľmi*. Zvolen, NLC: 297–308.
- VAKULA J., ZÚBRÍK M., GÁLKO J., GUBKA A., KUNCA A., NIKOLOV CH., BOŠEĽA M. 2015. Influence of selected factors of bark beetle outbreak dynamics in the Western Carpathians. *Lesnícky časopis – Forestry Journal*, 61: 149–156.
- VICENA I., PAŘEZ J., KONÓPKA J. 1979. *Ochrana lesa proti polomům*. Praha, SZN: 244 s.
- VOLOŠČUK I. et. 1994. *Tatranský národný park*. Martin, Gradus: 557 s.
- WEST P.W. 2009. *Tree and forest measurement*. Dordrecht, Springer: 192 s.

## CARBON STOCK CHANGE IN FOREST STANDS BIOMASS FOLLOWING A LARGE-SCALE DISTURBANCE IN THE HIGH TATRAS

### SUMMARY

Forests destructions due to windstorms and other harmful agents bring many negative consequences including impact on carbon balance. Forest stand decline causes loss in carbon stock of tree biomass and also increases carbon emission from the soil.

The paper focuses on estimation of carbon stock in biomass of young stands after large-scale wind destruction (wind storm Elisabeth) in the High Tatras, Slovakia (Fig. 1) in 2004. We also estimated carbon stocks in the former stands, which existed before the wind disturbance (reference year of 1997). This allowed us to compare amounts of carbon in woody parts (stem, branches and roots, i.e. those that sequester carbon for long period) and in foliage (compartment which recycles carbon).

Mensuration of trees (Tab. 1) at two transects (T1 and T2 hereinafter) and allometric relations enabled estimations on carbon stock being sequestered in the tree components of the young forests stands ten years after the wind calamity in 2014. These results were compared with the formerly existing forest stands data from the Forest Management Plan (status in 1997; see Tab. 2 and Fig. 2). In situ sampled assimilatory organs analyzed for carbon concentration (Tab. 3) were used to calculate carbon bound in foliage biomass.

Mean hectare carbon quantities sequestered in foliage were 1.26 t.ha<sup>-1</sup> in T1, 1.00 t.ha<sup>-1</sup> in T2, and 4.56 t.ha<sup>-1</sup> in the former stands at the studied area (MÚ97 hereinafter; see Tab. 4). Total carbon stocks fixed in tree biomass were 5.80 t.ha<sup>-1</sup> in T1, 6.71 t.ha<sup>-1</sup> in T2 and 97.77 t.ha<sup>-1</sup> in MÚ97. Transects differed in foliage carbon (i.e. 21.7% and 15.0%), other tree components represented very similar contributions as for total carbon compared with the transects (Fig. 3). Carbon bound in the particular tree compartments showed differences between young stands and the former forests excepting roots (18.1% in T1, 22.1 in T2, and 23.2% in MÚ97). The young stands had 3- and 5-fold greater foliage and 2.5-fold greater share of branches to total carbon than the former stands. On the other hand, the share of stem was doubled in the former stands compared to the young ones. Contrasting situation between the young stands and the former forests was also found in share of the individual tree species in total biomass stock (Tab. 5). Carbon stock per hectare varied largely among the stands in the former forests (Fig. 4). This variability is likely to depend on stand's characteristics such as growth stage, tree species composition and tree density as well as growing conditions (site fertility).

*Zasláno/Received: 13. 05. 2016*

*Přijato do tisku/Accepted: 13.07.2016*