

Mendelova univerzita v Brně
Lesnická a dřevařská fakulta
Ústav ochrany lesa a myslivosti

Reakce fytofágů na potravu ovlivněnou manganem

Bakalářská práce

2015/2016

Michal Šťasta

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem práci: Reakce fytofágů na potravu ovlivněnou manganem zpracoval samostatně veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b Zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách ve znění pozdějších předpisů a v souladu s platnou Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací.

Jsem si vědom, že se na moji práci vztahuje zákon c. 121/2000 Sb., autorský zákon, a že Mendelova univerzita v Brně má právo na uzavření licenční smlouvy a užití této práce jako školního díla podle §60 odst. 1 autorského zákona. Dále se zavazuji, že před sepsáním licenční smlouvy o využití díla jinou osobou (subjektem) si vyžádám písemné stanovisko univerzity, že předmětná licenční smlouva není v rozporu s oprávněnými zájmy univerzity a zavazuji se uhradit případný příspěvek na úhradu nákladu spojených se vznikem díla, a to až do její skutečné výše.

V Brně, dne:.....

..... podpis studenta

Poděkování:

Poděkování patří mému vedoucímu práce prof. Ing. Emanuelu Kulovi, CSc. za čas, který mi věnoval ve spojitosti s touto prací. Dále chci poděkovat Ing. Petru Martinkovi za umožněné konzultace.

Abstrakt:

Antropogenní činnosti mohou vést ke zvýšeným koncentracím manganu v životním prostředí. Mangan patří mezi mikroelementy a je nezbytný pro metabolismus rostlin, avšak jeho vyšší koncentrace v rostlině mohou působit jako stresový faktor. Proto bylo cílem práce vymežit míru schopnosti některých fytofágů výběrem eliminovat manganem kontaminovanou potravu v terénních podmínkách a dále také vymežit reakci dospělců rodu *Phyllobius* na kontaminovanou potravu v laboratorních podmínkách.

Reakce fytofágů na diferencovanou úroveň manganu byla šetřena ve fóliovnících umístěných v lesní školce Řečkovice. K sazenicím byl do půdního substrátu přidáván monohydrát síranu manganatého ($\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$), tím vznikly tři varianty s diferencovanou úrovní manganu a varianta kontrolní s přirozenou koncentrací manganu. Experiment potvrdil, že fytofágní druhy preferovaly sazenice s nižším obsahem manganu v asimilačním aparátu. Sazenice reagovaly na zvýšené koncentrace manganu zpomaleným růstem.

V laboratorním chovu s řízenými světelnými, teplotními a vlhkostními podmínkami byla šetřena reakce dospělců listohloda stromového (*Phyllobius arborator*) na zvýšenou koncentraci manganu v potravě. Potrava pro dospělce v laboratorním chovu (listy břízy bělokoré) byla kontaminována smáčením listů v roztocích $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ s odstupňovanou koncentrací Mn. V délce žírové aktivity, množství spotřebované potravy a hmotnosti imág nebyla zjištěna signifikantní odchylka mezi sledovanými variantami. Reakce dospělců *P. arborator* na manganem přesycenou potravu byla eliminována účinnými mechanismy (průchod Mn skrz trávicí soustavu s následným vyloučením v trusu, případně zabudování Mn do blíže nespecifikovaných tělních periferií dospělců).

Abstract:

Anthropogenic activities may lead to increased concentrations of manganese in the environment. Manganese is microelements and it is essential for the metabolism of plants, but its higher concentrations in plants tissues can act as a stress factor. Therefore, the goal of the work was to define the measure of the ability of some phytophages select by manganese contaminated food in field conditions and also to define the reaction of imagoes (*Phyllobius arborator*) on contaminated food by manganese in laboratory conditions.

Phytophages responses to a differentiated level of manganese was investigated in polyethylene greenhouses placed in the nursery Řečkovice. The seedlings with soil substrate contaminated by manganese ($\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$) were divided into three variants with differentiated levels of manganese and there was one control variant with a natural concentration of manganese. The experiment confirmed that the phytophagous species favored seedling with a lower content of manganese in the assimilation apparatus. Seedlings respond to increased concentrations of manganese slow growth.

In laboratory experiment (breeding of *P. arborator*) with controlled light, temperature and humidity conditions was investigated reaction of adults (*P. arborator*) on the increased concentration of manganese in the diet. Food for adults in laboratory animals (silver birch leaves) was contaminated by soaking the leaves in solutions $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ with graded concentrations of Mn. The length of the life activity, the amount of food consumed and the weight of leaf were no significant deviation between the observed variations. Reaction adults *P. arborator* on supersaturated food by manganese was eliminated effective mechanisms (Mn passage through the digestive system with consequent exclusion from faeces or the incorporation of Mn to unspecified body parts adults).

Obsah:

1	Úvod.....	9
2	Literární přehled.....	10
2.1	Les a jeho význam.....	10
2.2	Stanovištní faktory ovlivňující kvalitu potravy fytofágního hmyzu.....	10
2	Mangan.....	12
2.3.1	Chemické a fyzikální vlastnosti manganu a jeho využití.....	12
2.3.2	Vliv manganu na lidské zdraví.....	13
2.3.2	Mangan jako součást půdy.....	13
2.3.3	Mangan v rostlině.....	14
2.3.4	Mangan a jeho vliv na hmyz.....	15
2.4	Fytofág.....	16
2.4.1	Listohlod stromový <i>Phyllobius arborator</i>	17
3	Hypotézy.....	18
4	Metodika.....	19
4.1	Terénní experiment.....	19
4.1.1	Založení terénního experimentu.....	19
4.1.2	Průběžné sledování teploty a relativní vlhkosti vzduchu.....	20
4.1.3	Vnos manganu k rostlinám v nádobovém pokusu.....	20
4.1.4	Stanovení koncentrací Mn v nádobovém pokusu (množství aplikovaného MnSO ₄ .H ₂ O).....	21
4.1.5	Mangan jako prvek ovlivňující rostliny a fytofágní hmyz.....	21
4.2	Laboratorní experiment.....	23
4.2.1	Založení laboratorního chovu.....	23
4.2.2	Stanovení spotřeby potravy, intenzity žíru, hmotnosti dospělců a koncentrace Mn v dospělcích a trusu.....	24
5	Výsledky.....	26
5.1	Terénní experiment.....	26

5.1.1	Koncentrace manganu	26
5.1.1.1	Mn v půdním substrátu sledovaných sazenic	26
5.1.1.2	Mn v asimilačním aparátu	27
5.1.1.2.1	Jarní odběr asimilačního aparátu sledovaných sazenic	27
5.1.1.2.2	Letní odběr asimilačního aparátu břízy, jeřábu, dubu, buku a modřínu	28
5.1.2	Tloušťkové dimenze sazenic	29
5.1.2.1	Bříza	29
5.1.2.2	Jeřáb	30
5.1.2.3	Dub	31
5.1.2.4	Buk	32
5.1.2.5	Modřín	33
5.1.3	Výškové dimenze sazenic	33
5.1.3.1	Bříza	33
5.1.3.2	Jeřáb	34
5.1.3.3	Dub	35
5.1.3.4	Buk	36
5.1.3.5	Modřín	37
5.1.4	Poškození asimilačních orgánů	38
5.1.4.1	První pozorování	38
5.1.4.1.1	Bříza	38
5.1.4.1.2	Jeřáb	38
5.1.4.1.3	Dub	38
5.1.4.1.4	Buk	38
5.1.4.1.5	Modřín	39
5.1.4.2	Druhé pozorování	39
5.1.4.2.1	Bříza	39

5.1.4.2.2 Jeřáb	39
5.1.4.2.3 Dub	39
5.1.4.2.4 Buk	40
5.1.4.2.5 Modřín	40
5.2 Laboratorní chov <i>P. arborator</i>	40
5.2.1 Hmotnost imág	40
5.2.2 Doba žírové aktivity	40
5.2.3 Spotřeba potravy	41
5.3 Laboratorní analýzy	41
5.3.1 Koncentrace Mn v nespotřebovaných listech	41
5.3.2 Koncentrace Mn ve vyloučeném trusu	41
5.3.3 Koncentrace Mn v dospělcih	42
6 Diskuze	43
6.1 Terénní experiment	43
6.2 Laboratorní experiment	45
7 Závěr	48
8 Summary	49
9 Přehled použité literatury	50
10 Přílohy	62

1 Úvod

Nedostatečná kvalita nebo kvantita potravy může vyvolat u fytofágů mortalitu. U kvantity je velmi úzká hranice mezi dostatkem a nedostatkem. Při holožiru živné dřeviny larvy přechází na náhradní zdroje, například do podrostu a následně z důvodu nevhodné kvality potravy převážně hynou. Na začátku jejich hladovění se zhoršuje jejich vitalita a roste jejich náchylnost k chorobám. Úhynem z hladu v kombinaci s infekčními chorobami končí většina tzv. statutárních lesních hmyzích škůdců. Nevyhovující kvalita potravy působí mortalitu hmyzu nebo, obdobně jako hladovění, snižuje jeho odolnost vůči patogenní infekci. U polyfágního hmyzu ovlivňuje druh potravy jeho vitalitu, plodnost a mortalitu (Křístek, Urban 2013).

Na lesy působí škodliví činitelé biotické i abiotické povahy a to včetně antropogenních činitelů. Mezi antropogenní činitele řadíme imise, těžební a hutní průmysl, dopravu, používání pesticidů a další (Křístek et al. 2002). Antropogenní činnosti mohou vést ke zvýšeným koncentracím těžkých kovů (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, V, Zn) v půdním prostředí a ke snížení kvality životního prostředí (Čujić et al. 2016). Vyšší koncentrace těžkých kovů v půdě mohou představovat značné riziko pro všechny živé organismy (Aissa et al. 2015).

Některé těžké kovy patří mezi mikroelementy, které se vyskytují v rostlinách v malém množství, obvykle nepřevyšující 0,05%. Přesto jsou tyto prvky pro rostliny velmi důležité a to především z hlediska jejich vývinu a zdravotního stavu rostlin (Poláková et al. 2011). Mangan patří mezi mikroelementy a je nezbytný pro metabolismus rostlin. Vyšší koncentrace manganu v rostlině může působit jako stresový faktor (Sieprawska et al. 2016).

Cílem bakalářské práce bylo vymežit míru schopnosti některých fytofágů výběrem eliminovat manganem kontaminovanou potravu v terénních podmínkách a vymežit reakci dospělců rodu *Phyllobius* na kontaminovanou potravu v laboratorních podmínkách.

2 Literární přehled

2.1 *Les a jeho význam*

Lesy pokrývají téměř 30% celkové rozlohy souše na planetě a jsou velmi významným krajinným prvkem. Vysokým odparem vody se lesy podílí značnou měrou na udržování celkové vzdušné vlhkosti a tím ovlivňují také utváření počasí a klimatu. Jsou zároveň také reservoárem vody a představují prameniště mnohých světových řek. Svou účastí na fotosyntéze jsou lesy důležitou složkou v produkci kyslíku, plní také funkci rekreační (Hrabák, Poruba 2005). Důležitou funkcí lesa je funkce produkční (Křístek, Urban 2013).

Na lesní porosty mají vliv mnohé stresové faktory (Uhlířová et al. 2004). Manion (1981) rozděluje ve spirále chřadnutí dřevin stesy na predispoziční, iniciující a mortalitní stesy. Mezi predispoziční stesy patří především zhoršený fyzikální stav půdy, podmáčení, acidifikace půd, nedostatek dostupné vody v půdě, přímý chronický účinek na asimilační aparát, vyplavování živin z asimilačních orgánů, výkyvy klimatu, chronické mechanické poškozování, škody savým hmyzem, chronické škody žírem hmyzu, chronické škody houbovými patogeny, stárnutí. Do iniciujících stresů se řadí kritický nedostatek kyslíku v půdě, karencí nedostatek živin, silné toxikózy, silný vodní deficit na hranici bodu vadnutí, akutní poškození imisemi, klimatické extrémy, silné poškození hmyzem (defoliace), silná konkurence. Mezi mortalitní stesy patří působení patogenních hub, dřevokazný a podkorní hmyz, mechanické destrukce. Spirála končí úhynem dřeviny.

2.2 *Stanovištní faktory ovlivňující kvalitu potravy fytofágního hmyzu*

Půdní úrodnost je výsledkem vzájemného působení několika faktorů, především chemických, fyzikálních, biologických a klimatických a bývá nejčastěji definována jako schopnost půdy poskytovat rostlinám žádoucí podmínky pro jejich růst, vývoj a dosažení kvalitního výnosu (Hauptman et al. 2009).

Mezi nejčastější negativně působící klimatické faktory patří nedostatek srážek, extrémní výkyvy teplot, vítr, sníh, námraza, kroupy (Uhlířová et al. 2004).

Ze všech abiotických faktorů, které ovlivňují růst rostlin a jejich produktivitu, se řadí na první místo nedostatek vody. Voda má velmi rychlý koloběh v ekosystému a zásoba vody v půdě i v rostlinách stačí jen na poměrně krátkou dobu. Doplnění zásob

vody v podobě srážek bývá často náhodné, nepravidelné a ztěžují to delší periody sucha (Procházka et al. 1998).

Sucho je klíčovým faktorem, ovlivňujícím procesy v lesních ekosystémech (Mina et al. 2016), také má dopad na různé fyziologické procesy v rostlině (Ryan 2011) a k tomu modifikuje strukturu, fungování a vitalitu rostlin v krátkodobém i dlouhodobém horizontu (Bréda et al. 2006), navíc zvyšuje riziko výskytu abiotických a biotických škodlivých činitelů (Sanguiesa-Barreda et al. 2015). Extrémní sucho může vyvolat změny v regenerační schopnosti stromu a v extrémních případech zapříčinit jeho úhyn (McDowell et al. 2008).

Depozice je proces, při kterém dochází k přenosu látek z ovzduší na zemský povrch. Tento proces se podílí na samočištění atmosféry. Hnací silou je síla gravitační (Beneš 1994). Průmyslovou činností se uvolňují oxidy dusíku a síry (NO_x , SO_x), oxid uhličitý a chlorovodík (Uhlířová et al. 2004). Oxidy dusíku (NO_x), především oxidu dusnatého (NO), vznikají při vysokoteplotním spalování, například je-li palivo spáleno v motorových vozidlech nebo elektrárnách. Jednou emitovaný NO poměrně rychle reaguje s O_3 nebo s kyslíkem a dochází ke vzniku NO_2 (Samoli et al. 2006). Oxid siřičitý je významnou složkou imisí se silně okyselujícím účinkem. Fytotoxické účinky fluorovodíku jsou intenzivnější a rozsáhlejší než u oxidu siřičitého, ale jeho působení má většinou lokální charakter. Podobné účinky má i plynný chlór, jehož výskyt je poměrně vzácný. Výše uvedené plyny vyvolávají při vyšších koncentracích akutní poškození asimilačních orgánů dřevin. Častější jsou ale chronická poškození při dlouhodobějším působení nižších koncentrací těchto plynů přítomných v aerosolových částicích (Uhlířová et al. 2004). Přízemní ozon je polutant s výrazným denním i sezonním výskytem. Maxima ozonu jsou zaznamenávána během jara a léta (Červinka 1999). Ozon má negativní vliv na lesní porosty. Působení ozonu vede k poškození plazmatických membrán a buněčných stěn. Akutní působení ozonu má za následek předčasné stárnutí listů, jejich barevné změny a může vést až k opadu asimilačních orgánů (Slodičák 2008).

Těžké kovy jsou definovány jako kovy, které mají hustotu vyšší než $5\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$. Mezi těžké kovy patří železo, měď, zinek, chrom, nikl, kadmium, olovo, rtuť, mangan a další (Ulbrichová 2007). Existuje 53 těžkých kovů (Ambulkar et al. 1994), které se vyskytují v zemské kůře v podobě oxidů a sulfidů (Duruibe 2007). Přírodním zdrojem je zvětrávání matečných hornin obsahujících rudy těchto kovů (Ulbrichová 2007). Antropogenní znečištění životního prostředí těžkými kovy působí hornictví, hutnictví,

doprava, vojenské operace, průmyslová výroba, používání některých pesticidů a hnojiv. Těžké kovy se uvolňují do životního prostředí při nakládání s odpady a používání chemických prostředků, které pak mohou vstoupit do suchozemských systémů, povrchových a podpovrchových vod nebo do půdy (Järup 2003, Boyd 2004, Pilon-Smits 2005, Chaffai, Koyama 2011).

Hlavními antropogenními polutanty jsou kadmium, olovo, rtuť a arsen (Ulbrichová 2007). Těžké kovy jsou rostlinami nejčastěji přijímány kořeny z půdy, méně i listy z ovzduší (Swartjes et al. 2007).

Těžké kovy nejsou biologicky rozložitelné (Wu, Zhang 2010) a nejsou snadno odstranitelné metabolickými aktivitami. Výstupem je akumulace těžkých kovů v toxické úrovni prostřednictvím bio-akumulace v ekosystému či živočišných tkáních a může vyvolat otravu organismu (Audu, Lawal 2005). Těžké kovy v půdním prostředí mohou ohrozit pěstování plodin, z hlediska produktivity či nutriční hodnoty (Khan et al. 2015).

2 Mangan

2.3.1 Chemické a fyzikální vlastnosti manganu a jeho využití

Mangan má sedm valenčních elektronů umístěných v orbitalech d a s. Při ztrátě všech valenčních elektronů dosahují oxidačního čísla VII, pro které je typická existence sloučenin s kyslíkem: MnO_4 . Mangan má nižší bod tání, než železo. Mangan krystalizuje ve třech modifikacích (α , β , γ). Dvě z těchto modifikací jsou charakteristické složitou krystalovou mřížkou (Heslop, Jones 1982).

Mangan je svým výskytem (0,106 %, tj. 1060 ppm) dvanáctým nejčastějším prvkem v zemské kůře. V přírodě se nachází mangan ve více než 300 značně rozšířených minerálech. Z těchto minerálů pouze dvacet lze průmyslově využít. Mangan se vyskytuje v podobě křemičitanů v primárních ložiscích. Větší důležitost však mají sekundární uloženiny uhličitanů a oxidů, vzniklé zvětráváním primárních ložisek. Nejrozšířenější je pyroluzit (MnO_2), hausmannit (Mn_3O_4) a rhodochrozit ($MnCO_3$). Tyto nerosty se nalézají především v Jižní Africe, Gabunu, Austrálii, Brazílii, Číně a Indii a na území bývalého SSSR (Greenwood, Earnshaw 1993). Mezi zdroje manganu patří i průmyslové znečištění (Bailey et al. 2002).

Účinkem zvětrávání hornin se nepřetržitě vyplavují z půdy koloidní částice oxidů manganu, železa a dalších kovů, dostávají se do moře, kde se shlukují do tzv. manganových kuliček. Na rozsáhlý výskyt a velký význam manganových kuliček upozornily teprve výzkumy v Tichém oceánu (Greenwood, Earnshaw 1993). Bylo

zjištěno, že rozsáhlé plochy dna oceánu jsou pokryty více než 10^{12} tun manganových kuliček, kterých se ročně usadí přibližně 10^7 tun. Analýzou bylo zjištěno, že jejich složení je proměnlivé. Manganové kuličky obsahují v suchém stavu většinou 15 až 30 % Mn. Dolní hranice využitelnosti rud představuje v současnosti 35 %. Manganové kuličky obsahují kromě železa a manganu též kovy jako nikl, kobalt a měď, které by mohly být při případné těžbě manganu těženy jako vedlejší produkty (Greenwood, Earnshaw 1993).

Mangan nachází využití převážně v ocelářství, ve kterém se spotřebuje až 95 % vytěžených manganových rud především na výrobu slitiny ferromanganu s obsahem přibližně 80 % Mn. Mezi slitiny obsahující nižší podíl manganu patří silikomangan (65 až 70 % Mn, 15 až 20 % Si) a zrcadlovin (5 až 20 % Mn) (Greenwood, Earnshaw 1993).

2.3.2 Vliv manganu na lidské zdraví

Dlouhotrvající inhalace MnO_2 způsobují neurologické problémy (Bailey et al. 2002). V lidském těle je mangan nejvíce zastoupen v játrech, ledvinách a kostech v koncentraci 10 až 40 $mg \cdot kg^{-1}$. Potřebná dávka manganu na jeden den činí pro dospělé osobu 2 až 5 mg. Vhodným zdrojem manganu jsou obiloviny a luštěniny (Komprda 2003). Nedostatek manganu se při běžných stravovacích podmínkách vyskytuje v lidském organismu pouze ojediněle (Sharon 1998). Případný nedostatek manganu může bránit účinnému uložení vápníku do kostních tkání. Mezi symptomy deficitu manganu v lidském těle patří narušení metabolismu odbourávání cukrů a mnohé poruchy nervového systému (Brázdová 1995). Nadbytek manganu v lidském těle nebývá častý, vyskytuje se pouze v oblastech silně znečištěných průmyslovými exhaláty (Prokeš 2005).

2.3.2 Mangan jako součást půdy

V humusových horizontech lesních půd se obsah manganu pohybuje v rozmezí 200 až 600 $mg \cdot Mn \cdot kg^{-1}$ a v minerálních horizontech mezi 100 až 250 $mg \cdot Mn \cdot kg^{-1}$. Za velmi důležité lze považovat vymývání manganu z povrchu asimilačního aparátu a jeho obsahy v opadu (Hauptman et al. 2009). V půdním prostředí se nachází mangan ve třech oxidačních stupních Mn^{2+} , Mn^{4+} a v menší míře i Mn^{3+} . Konkrétní forma, v které se mangan vyskytuje v půdním prostředí, je závislá na oxidačně-redukčních procesech a pH půdy. Za redukčních podmínek v kyselém půdním prostředí převládá dvojmocná forma manganu Mn^{2+} . Pro rostliny je mangan přístupný právě jen ve formě Mn^{2+} (Vaněk et al. 2007). Klesne-li pH, následuje pak exponenciální zvýšení podílu vyměnitelného Mn^{2+} (Sims 1986). Mangan urychluje dekompozici opadové vrstvy, v níž dominuje

lignin. Korelace mezi rychlostí rozpadu opadové vrstvy a koncentrací manganu byla vysvětlena úlohou Mn^{2+} při rozkladu ligninu jako kofaktoru enzymu manganové peroxidasy (Trum et al. 2015).

2.3.3 Mangan v rostlině

Minerální živiny jsou pro rostliny důležité z důvodu jejich využití jako substrátu v biochemických reakcích, kofaktoru enzymů, osmotika nebo přenašečů nervového vzruchu. Předpokládá se, že rychlost přijímání minerálních živin je regulována mechanismem zpětné vazby, který je odvislý od obsahu minerálních živin v rostlině. Rychlost příjmu daného iontu se zvýší při poklesu jeho obsahu v rostlině a naopak (Procházka et al. 1998).

Nejvyšší výskyt manganu u rostlin se nachází v zelených listech. Pěstované rostliny průměrně odčerpají 500 až 1000 g $Mn \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ (Reuter 1975).

Rostliny přijímají mangan buď ve formě Mn^{2+} nebo v podobě Mn-chelátu (Richter, Hlušek 1994). Mangan je nezbytný při vytváření lamelární struktury tylakoidů v chloroplastech a je součástí supramolekulárního komplexu fotosystému II, který štěpí molekuly vody při fotosyntéze (Hauptman et al. 2009). Fotosystém II je klíčový komplex proteinů zahrnující reakce přeměny světelné energie při fotosyntéze na elektrochemickou potenciální energii potřebnou k rozdělení vody na H^+ , elektrony a molekulární kyslík (Debus 1992). Komplex fotosystému II je složen z více než dvaceti podjednotek, jako jsou CP47, CP43, D1, D2, Cyt b559 α - a β -podjednotky, a PsbI zahrnující reakční centrum komplexu (Satoh 2008). Kromě toho, řada malých periferních podjednotek stabilizuje jádro fotosystému II (Pagliano et al. 2013). Fotosyntéza je doprovázena extrakcí elektronů z vody, což je proces, který je zprostředkovaný katalytickým klastrem Mn_4CaO_5 v kyslík vyvíjejícím komplexu v reakčním centru fotosystému II (Najafpour et al. 2012, Cardona et al. 2015, Suga et al. 2015). Přístup k tomuto klastru je omezený třemi vnějšími proteiny (Ghanotakis et al. 1984).

Mangan je koenzymem či aktivátorem mnohých hydroxyláz, dehydrogenáz, dekarboxyláz a dalších enzymů. V cytozolu se mangan vyskytuje ve velmi nízké koncentraci. Mangan je poměrně nepohyblivý ve floému (Hauptman et al. 2009).

Distribuce manganu v různých částech rostlin je odlišná v závislosti na druhu. Mangan je přítomný ve všech rostlinách (McDonnell, Roark 1917). Aby se zabránilo toxicitě, tak buňky udržují mangan pod přísnou homeostatickou kontrolou. Příjem a distribuce manganu je kritická pro správnou funkčnost mangan vyžadujících enzymů,

avšak při narušení homeostázy má škodlivé účinky (Hassan 1988, Fridovich 1975, McCord 1976, Hassan 1989, Robinson 1998, Culotta et al. 2006, Whittaker 2010, Horsburgh et al. 2002).

Při deficitu manganu se na mladších listech mezi žilkami rostliny vyskytuje chloróza žluté až krémové barvy. Při nedostatku manganu v další fázi odumírají pletiva postižená chlorózou a začínají se objevovat skvrny různých barev. Na asimilačním s podélnou žilnatinou se vyskytují podélné skvrny a kruhové skvrny se objevují na listech se síťovou žilnatinou (Čumakov 1976).

Typickými symptomy toxicity manganu jsou chlorózy na mladších listech, stejně jako nekrózy a hnědé skvrny na listech starších (Foy et al. 1978). Nadbytek manganu v půdním prostředí vyvolává symptomy těžké chlorózy (Bergmann, Čumakov 1977). Přestože jako indikátor pro vyhodnocení nutričního stavu rostliny jsou úspěšně používány viditelné symptomy na listech, jsou zde i značné druhově specifické symptomy vztahující se k danému nutričnímu stavu (Marschner 1995). Žloutnutí asimilačního aparátu břízy může být způsobeno zvýšeným obsahem manganu (Kula 2011). Projev těchto symptomů se liší nejen v závislosti na daném druhu, ale také na fyziologickém stavu listů (Foy et al. 1978). Až na několik výjimek obsahují staré listy více manganu, než listy mladé (McDonnell, Roark 1917).

2.3.4 Mangan a jeho vliv na hmyz

Těžké kovy jsou rozděleny na esenciální a neesenciální. Těžké kovy mohou interagovat přímo s organickými molekulami, narušovat kritické biologické procesy a vyústit v toxicitu. Esenciální těžké kovy zahrnující měď, železo, nikl, zinek a mangan jsou v malém množství vyžadovány živými organismy (Epstein, Bloom 2004, Marschner 2012). Přestože jsou organismy schopné regulovat malé množství esenciálních kovů, při nadbytku se tyto kovy stávají toxickými (Kabata-Pendias, Pendias 2001, Chaffai, Koyama 2011). Mangan vyvolává toxicitu až při vysokých koncentracích (Navrátil et al. 2007). El-Jaoual, Cox (1998) stanovili interval toxické hladiny manganu pro listožravý hmyz v úrovni 160 až 1000 mg.kg⁻¹.

Bezobratlí mohou být nechtěně kontaminováni kovy obsaženými v půdě nebo v rostlinách. Při přímém kontaktu mohou kovy absorbovat jejich exoskelety číjními tělními pokrivy (Heikens et al. 2001, Hobbelen et al. 2006).

Obecně platí, že nebyly pro hmyz stanoveny spodní hranice nezbytného množství stopových prvků, jako je mangan, protože jiné potravní zdroje obsahují tyto prvky

v dostatečném množství. Odstraňování nadbytečných příjmů kontaminantů a stopových prvků může být zdlouhavé a náročné (Nation 2002). I pasivní asimilace může při dlouhotrvajícím kontaktu s půdou ovlivnit koncentraci kovů v tělech živých organismů (Robinson et al. 2007). Určité druhy jsou schopné vyloučit z těla část přijatého manganu (Sorensen et al. 2009). Hmyz je v suchozemském potravním řetězci důležitým článkem při distribuci těžkých kovů. Fytofágní hmyz je vybaven mnohými obrannými mechanismy, kterými minimalizuje negativní dopad vyšších koncentrací těžkých kovů. Mezi tyto obranné mechanismy patří schopnost výběru méně intoxikované potravy, vyloučení Mn v exuviích, exkrementech, uložení manganu v mandibulách, pokožce, ve stěně zažívacího systému, hemolymfě, tukovém tělese, malpigických trubicích nebo v pohlavních orgánech (Kowalczyk, Watala 1989, Heliövaara, Väisänen 1990, Lindqvist 1992, Weismann, Řeháková 1993, Hrdlička et al. 1999). Hmyz reaguje různými způsoby, pokud u něj dojde k orálnímu kontaktu s potravou obsahující zvýšený podíl těžkých kovů. Buď hmyz zcela přestane konzumovat potravu nebo si vybere méně kontaminovanou či zcela nekontaminovanou potravu (Weismann et al. 1983). Přerušování příjmu potravy, nižší spotřeba potravy a metabolické poruchy mohou nepřímo zesílit vliv těžkých kovů na fyziologii (vývoj, plodnost, aktivita enzymů, metabolismus, chování, růst, dýchání, vitalitu, mortalitu), ekologii (abundanci, diversitu, hustotu, kompetici) a vývoj hmyzu (resistenci, průmyslový melanismus) (Starý, Kubizňáková 1987, Heliövaara, Väisänen 1993, Habuštová, Weismann 2001).

2.4 Fytofág

Fytofágové jsou primární konzumenti a živí se rostlinnou potravou. Některé kobyly a ploštice se živí rostlinnou i živočišnou potravou. Hmyz je obvykle vázán na určitou potravu, je tedy potravně specializován. Podle počtu hostitelů se hmyz dělí na monofágní, oligofágní a polyfágní. Monofágní hmyz je přísně vázán na jediného hostitele. Oligofágní hmyz má okruh hostitelů širší, ale hostitelé jsou si navzájem systematicky blízcí. Polyfágní hmyz má široký okruh hostitelů (Křístek, Urban 2013). Fytofágy dělíme na primární a sekundární škůdce. Primární škůdce napadá i zdravé rostliny, sekundární škůdce přednostně napadá odumírající, chřadnoucí či oslabené dřeviny (Amann 1995).

Každý druh má dosti ustálenou spotřebu potravy. Nepříznivé počasí zpomalí příjem potravy, v důsledku toho se vývoj hmyzu prodlouží. Spotřeba potravy je obvykle větší u samic než u samečků. Jelikož samičky musí zajistit potřebné živiny pro tvorbu

vajíček. Dále musí mít samičky dostatek energie pro vykladení vajíček. U některých hmyzích skupin, jako jsou motýli a širopasí, není potrava dostatečně využívána. Fytofágní hmyz často potravou plýtvá a často tedy poškodí větší množství listové plochy, než troficky využije (Křístek, Urban 2013).

Listožravé druhy hmyzu poškozuji i zdravé a neoslabené stromy. Většinou se živí přímo jehlicemi nebo listy. Projevem celkové či částečné defoliace je prořidnutí korun, doprovázené barevnými změnami asimilačního aparátu, vyvolanými usycháním poškozených částí koruny (Uhlířová et al. 2004).

2.4.1 Listohlod stromový *Phyllobius arborator*

Listohlod stromový patří do řádu brouci (Coleoptera), podřádu Polyphaga, nadčeledi Curculionoidea, čeledi nosatcovití (Curculionidae) (Amann 1995). Imága jsou 6 až 8 mm dlouhá, štíhlá. Průměrně jsou samičky větší než samečci. Tělo listohloda je zelené s četnými šupinkami na štítu a na krovkách. Na těle jsou dlouze odstávající černé štětinky. Nohy a tykadla jsou žluté barvy a na stehnech prvního páru končetin je přítomen výrazný zub (Křístek, Urban 2013). Dospělci obou pohlaví jsou schopni letu. V květnu a červnu okusuje listy různých listnáčů, na listech ponechá jen silnější žebra. Občas se vyskytuje na mladých květnových výhonech smrku. Samička klade vajíčka do země. Larvy škodí žírem na kůře kořenů nejrůznějších rostlin, avšak jemné kořeny nepoškozuji (Amann 1995). Larvy zimují v zemi a počátkem května se kuklí v zemních kuklových kolébkách. Brouci při přemnožení často způsobují holožírý. Škodí ve školcích a také v mladých výsadbách oslabených suchem a to především u dubu, buku, javoru, břízy a jeřábu ptačího. Larvy jsou široce polyfágní a škodí hlavně na 2 až 4letých sazenicích smrku ve školcích (Křístek, Urban 2013).

3 Hypotézy

Různé hnojné dávky síranu manganatého vpravovaného na půdu vyvolají jasně stanovitelné a diferencované hladiny Mn disponibilního pro kořenový systém pěstovaných sazenic. Saturace asimilačního aparátu manganem u sazenic v experimentu (viz. kapitola Vnos manganu k rostlinám v nádobovém pokusu) bude narůstat se zvyšujícím se podílem manganových sloučenin v půdě. Vyšší příjem manganu z půdního substrátu bude u sazenic vyvolat chlorózy, nekrózy listů a případně opad asimilačního aparátu rostlin (Foy et al. 1978). Vysoká zátěž manganem bude zásadně působit na fyziologické procesy sazenic v podobě redukování či zastavení výškového a tloušťkového růstu rostlin.

Rozdílné množství manganu v potravě bude mít vliv na množství spotřebované potravy, dobu žírové aktivity, intenzitu mortality a hmotnost dospělců *P. arborator* (Zvereva, Kozlov 2006, Valkama et al. 2007). Přítomnost přebytečného, toxicky působícího Mn v potravě bude spouštět eliminační mechanismy, mezi které patří například vyloučení Mn v trusu (Sorensen et al. 2009).

4 Metodika

4.1 Terénní experiment

4.1.1 Založení terénního experimentu

Terénní šetření dopadu manganaté zátěže na rostliny a fytofágní hmyz bylo situováno do fóliovníků v lesní školce Řečkovice (49°15'8.227"N, 16°35'49.717"E).

Jako půdní substrát pro osazení nádob v pokusu byla využita lesní půda pocházející z lesních pozemků polesí Vranov ŠLP Křtiny. Po sejmutí svrchní humusové vrstvy v lesním porostu byla odebrána část půdního profilu do hloubky přibližně 10 až 15 cm (kambický minerální horizont), následně byla zemina proseta a transportována do lesní školky Řečkovice, kde byla zemina uložena na plachty, aby při jejím odběru nedocházelo ke kontaminaci s půdním svrchním horizontem.

Při experimentu byly užity jednoleté krytokořenné sazenice pěti druhů dřevin z lesní školky WotanForest a.s. (bříza bělokorá *Betula pendula*, dub letní *Quercus robur*, buk lesní *Fagus sylvatica*, modřín opadavý *Larix decidua*, jeřáb ptačí *Sorbus aucuparia*). Bylo vysazeno 150 sazenic břízy a 50 sazenic každé výše uvedené dřeviny. Sadba se uskutečnila 12. listopadu 2012 do plastových nádob o objemu 10 litrů, které jsou opatřeny odtokovými otvory ve dně. Na dno každé nádoby byla nasypána vrstva plaveného písku (10 až 20 mm). Přes první zimu byly sazenice ponechány na volné ploše mimo fóliovníky. Na jaře po zakořenění sazenic byly 10. dubna 2013 všechny nádoby instalovány do fóliovníků podle schématu uvedeném na obr. 1–2.

Pro ochranu před nepříznivými vlivy a pro zachování standardních podmínek byly využity pro experiment čtyři fóliovníky. Dva z těchto fóliovníků mají zvýšený profil, který umožňuje vzrůst stromů (přibližně 280 cm). Tyto fóliovníky byly využity pro uložení plastových nádob s výše uvedenými dřevinami. Zbývající dva fóliovníky s profilem přibližně 120 až 170 cm posloužily jako místo pro rezervní rostliny do fóliovníků s vyšším profilem.

Fóliovníky použité v experimentu jsou opatřené střechem a bočními svinovacími stěnami z průsvitného materiálu (PE). Během odpoledních hodin jsou všechny fóliovníky stíněny přilehlým dubovým porostem. Do všech fóliovníků byly umístěny podlážky přibližně 25 cm vysoké, na které byly umístěny nádoby se sazenicemi. Podlážky zajišťovaly odtok přebytečné vody při zálivce a zabraňovaly vrůstání kořenů do půdy (ovlivnění sledovaných dat přítomností jiného živného média).

Pro zajištění potřebného množství vody pro pěstované dřeviny byl v průběhu vegetační doby každý fóliovník zaléván (1–4 zálivky týdně). V březnu 2013 byla provedena analýza užitkové vody používané pro závlahu sazenic. Odběr byl časově zvolen tak, aby byl zachycen a stanoven nejvyšší možný obsah manganu v zálivkové vodě, která byla odebírána z povrchového jezírka, v kterém dochází k retenci povrchové vody z přilehlých lesních porostů. Dle předpokladu je maximální vnos manganu obsaženého ve vodě po období tání a jarních dešťů. Tyto hodnoty byly započítány do výsledné kalkulace.

4.1.2 Průběžné sledování teploty a relativní vlhkosti vzduchu

Ve fóliovníku č. 2 s vyšším profilem (viz. obr. 2) je umístěna automatická měřicí jednotka HOBO, která slouží k měření vlhkosti vzduchu a teploty. Interval měření relativní vlhkosti a teploty byl od začátku měření (leden 2012) nastavený na jednu hodinu (měření probíhalo pokaždé v celou hodinu).

Popis čidla HOBO :

- Teplota vzduchu uvnitř fóliovníku: Možný rozsah měření - 20 až + 70 °C, přesnost $\pm 0,7$ °C, rozlišení $\pm 0,4$ °C;
- Relativní vlhkost vzduchu uvnitř fóliovníku: Možný rozsah měření 5 až 95 % relativní vlhkosti, přesnost ± 5 %;
- výrobce: AMET Bílovice

Měřicí jednotka HOBO slouží k zaznamenávání průběhu teplot, vlhkosti a zjištění extrémních hodnot, které by mohly mít vliv na abnormality v růstu sazenic a v chování hmyzu.

Při zpracovávání výstupních dat z měřicí jednotky HOBO byla měsíční průměrná teplota a měsíční průměrná vlhkost vzduchu za měsíc vypočítána jako průměr všech průměrných denních teplot daného měsíce. Denní průměry byly stanoveny z měření teplot v 7:00, 14:00, 21:00 podle platného vzorce používaného ČHMÚ.

4.1.3 Vnos manganu k rostlinám v nádobovém pokusu

Dřeviny pěstované v experimentu v nádobách byly náhodně roztrženy do skupin. Prvkem pro rozdělení rostlin do skupin bylo různé množství přidávaného manganu. Na obr. 1–2. je znázorněno schéma pro umístění rostlin dle manganové zátěže do jednotlivých variant. V experimentu jsou vylišeny tři varianty s dodávaným manganem: T1, T2 a T3 a kontrolní variantou: T0 s přirozenou úrovní manganu v půdním substrátu. Půdní substrát byl podroben analýze a byla zjištěna přirozená úroveň manganu

v této půdě. Tyto informace byly zohledněny při stanovení navážek hnojiva pro dosažení zvolených úrovní manganu v půdě.

Monohydrát síranu manganatého ($\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$; $M_h=169,00$) byl použit jako hnojivo pro tento experiment. Předpokládané dávky tohoto hnojiva jsou uvedeny níže. Termíny, kdy bylo hnojivo aplikováno, jsou uvedeny v tab. 1. Dávky vychází z analýz půdního substrátu a také z dostupných výsledků (Purchart, Kula 2007, Navrátil et al. 2007), které pojednávají o koncentracích manganu v půdě na výzkumných plochách v okolí města Prahy a města Brna.

4.1.4 Stanovení koncentrací Mn v nádobovém pokusu (množství aplikovaného $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$)

Pro půdní substrát použitý v experimentu je přirozená úroveň manganu $574,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Varianta T1 je zatížena nejnižší koncentrací přidaného manganu a to $1000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Střední zatížení manganem ve variantě T2 je představováno koncentrací $2000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ aplikační dávky. Varianta T3 je zatížena nejvyšším přidaným množstvím manganu při koncentraci $3000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Aplikační dávky byly stanoveny dle výše uvedených hodnot a naváženy na digitálních laboratorních vahách.

Aplikační dávky MnSO_4 byly převezeny do lesní školky v den navážení. Z epruvet byl veškerý MnSO_4 vysypán na povrch půdy v nádobách a byl zapracován přibližně 2 až 3 cm do hloubky. Aplikace MnSO_4 byla rozdělena na dvě dávky. Bylo tak učiněno, aby nedošlo u ošetřených rostlin k letální reakci. První aplikace proběhla 13. září 2013. Množství první aplikované navážky činilo přibližně polovinu plánovaného množství $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$. Druhá dávka o stejném množství byla aplikována 3. dubna 2014. Navážky síranu manganatého činily u obou aplikací pro jednotlivé varianty na jednu nádobu T1: (9,620–9,670 g), T2: (32,260–32,330 g), T3 (54,910–55,010 g).

Pro zjištění přesné koncentrace Mn v půdním substrátu se postupovalo obdobně jako při zjišťování koncentrace Mn v asimilačním aparátu (viz. kapitola Stanovení spotřeby potravy, intenzity žíru, hmotnosti dospělců a koncentrace Mn v dospělcích a trusu).

4.1.5 Mangan jako prvek ovlivňující rostliny a fytofágní hmyz

Rostliny ovlivněné manganovou zátěží, umístěné ve fóliovnících byly náhodně vyhledávány fytofágy nacházejícími se v lesních porostech v okolí fóliovníků.

U rostlin byly cíleně sledovány symptomy toxicity manganu, mezi které patří mimo jiné chlorózy a nekrózy. V nádobovém pokusu byla změřena tloušťka kořenového

krčku každé sazenice za účelem zjištění vlivu manganu na růst rostlin. Byl vypočítán roční přírůst ze dvou po sobě jdoucích měření. Obdobným principem byl odvozen i výškový přírůst. Měření tloušťkových dimenzí sazenic probíhalo v pěti termínech a to: 16. dubna 2013, 7. května 2014, 7. listopadu 2014, 28. května 2015 a 4. března 2016. Měření výškových dimenzí sazenic probíhalo v termínech: 24. dubna 2013, 7. května 2014, 12. listopadu 2014, 4. dubna 2015 a 28. května 2015. Pro stanovení manganu v rostlině byly odebírány listy a vzorky půdního substrátu a odesílány na analýzu obsahu manganu do externí laboratoře.

Před založením nádobového pokusu se předpokládala přítomnost následovného spektra převážně uměle introdukovaných fytofágních škůdců odpovídajících dřevinám ve fóliovnících: pouzdroníček stromový *Coleophora serratella* a světlokřídlec obecný *Cabera pusaria* pro břízu, pouzdroníček modřínový *Coleophora laricella* pro modřín, mandelinka pětitečná *Gonioctena quinquepunctata* pro jeřáb, nosatci rodu *Phyllobius*, štetconoš ořechový *Calliteara pudibunda* pro buk atd. U populací fytofágního hmyzu byly sledovány tyto parametry: výskyt konkrétních hmyzích druhů, potravní a ovipoziční preference sledovaného druhu atp. Aby bylo zabráněno přístupu hmyzožravého ptactva ke sledovaným jedincům, byly fóliovníky osazeny sítí, která zamezila přístup ptáků dovnitř fóliovníku.

V samotném experimentu byl zaznamenán výskyt níže uvedených škodlivých činitelů, kteří byli následně monitorováni. Na bříze se jednalo o tyto škodlivé činitele: vrtalka březová *Agromyza alnibetulae*, bejломorka březová *Anisostephus betulinum*, pouzdroníček stromový *Coleophora serratella*, *Craesus latipes*, *Discula sp.*, *Fenusia pusilla*, *Hemichroa crocea*, žíry bez rozlišení pro housenky a housenice, *Lithocolletis cavella*, *Lithocolletis ulmifolliella*, *Lochmaea Caprea*, nekrózy (Mn), nosatec, *Rhynchaenus rusci*, *Scolioneura betuleti*, žloutnutí (Mn). Na buku bylo sledováno: žloutnutí (Mn), nekrózy (Mn), žíry bez rozlišení pro housenky a housenice, nosatci a mšice *Phyllaphis fagi*. Na dubu byli sledováni tyto činitelé: dřepčík *Altica quercetorum*, žíry bez rozlišení pro housenky a housenice, nekrózy (Mn), žloutnutí (Mn), klíněnka *Phyllonorycter lautella* (*Lithocolletis lautella*), mšice *Tuberculatus annulatus*. Na jeřábu byli monitorováni následní škodliví činitelé: mšice jeřábová *Dysaphis sorbi*, žíry bez rozlišení pro housenky a housenice, nekrózy (Mn), žloutnutí (Mn), nosatci, klíněnka *Phyllonorycter sorbi*, *Stigmella aucupariae*, drobníček *Stigmella nylandriella*. Na modřínu byl sledován výskyt pouze mšice *Adelges laricis*.

Při prvním pozorování byli zaznamenáváni výše uvedení škodliví činitelé. Při druhém pozorování bylo ve fóliovnících sledováno poškození asimilačního aparátu sazenic pouze přítomností nadměrných koncentrací manganu (manganové nekrózy) (Hrdlička, Kula 2006).

Obtížně vyhodnotitelná data získaná z monitorování škodlivých činitelů na sledovaných dřevinách byla vyhodnocena analýzou hlavních komponent (Principal Component Analysis - PCA). Cílem analýzy hlavních komponent je snížení dimenze dat, jinak řečeno snížení počtu proměnných. Analýza hlavních komponent umožňuje odhalit vztahy mezi jednotlivými měřenými parametry (Kubíková, Škop 2004).

4.2 Laboratorní experiment

4.2.1 Založení laboratorního chovu

Dopad rozdílných úrovní manganu v potravě imág *P. arborator* byl sledován v laboratorním chovu s plně kontrolovanými podmínkami (chladicí inkubátor s řízenou vlhkostí Climacell 707; BMT Medical Technology s.r.o.). V průběhu chovu byla udržována teplota $23\pm 1^{\circ}\text{C}$ a relativní vlhkost vzduchu $70\pm 5\%$. Přístroj byl nastaven na udržování plného osvětlení (10000 luxů) na 16 hodin a zbylých 8 hodin byla komora bez osvětlení. Tím bylo napodobeno střídání period světla a tmy během běžného dne.

Listy břízy bělokore odebírané ze vzorníkových stromů u Lesní školky Řečkovice (220 m n. m.; $49^{\circ}15'8.227''$ N, $16^{\circ}35'49.717''$ E), které jsou mimo antropogenní vliv, sloužily jako potrava pro dospělé listohloda stromového. Přirozeně se vyskytující koncentrace manganu v odebraných listech dosáhla 122,8–266,1 (prům. 184,5) $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Rozdílnost obsahu manganu v potravě byla dosažena smáčením listů břízy bělokore v roztocích krystalického tetrahydrátu chloridu manganatého ($\text{MnCl}_2\cdot 4\text{H}_2\text{O}$; Mh=197,90). Podle rozdílné kontaminace manganem bylo vytvořeno pět variant potravy (T0, T1, T2, T2–3 a T3). Aplikací smáčedla Agrovital byla na listech dosažena přílnavost manganatých roztoků (Martinek 2013). Listy kontrolní varianty T0 byly namáčeny do destilované vody smíchané se smáčedlem. Potravou pro listohloda stromového byly ve variantách T1–T3 soubory listů s průměrnou manganovou kontaminací (T1 339,1; T2 2626,5; T2–3 3650,7 a T3 6335,8 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Líhnoucí se dospělci *P. Arborator* byli pro založení laboratorního chovu odebráni na výzkumné ploše Sněžník ($48^{\circ}44'45.085''$ N, $16^{\circ}49'7.276''$ E). Chov *P. arborator* byl založen 10. 6. 2014 s odstupem jednoho dne od odchyty dospělců, tudíž jejich prvotní příjem potravy i celý zralostní žír probíhal výhradně v laboratorním chovu.

Chov tvořený 60 Petriho miskami vždy s jedním dospělcem *P. arborator* se dělil na pět potravních variant (T0, T1, T2, T2–3, T3) a na 12 opakování v každé variantě. Během celého experimentu probíhala v 2 až 3 denních intervalech kontrola chovu, která zahrnovala evidenci uhynulých imág, vložení nové potravy a archivaci nespotřebované potravy formou herbářových položek. Množství trusu potřebné pro stanovení obsahu manganu bylo získáno vždy při nahrazování uhynulého jedince v chovu jedincem novým.

4.2.2 Stanovení spotřeby potravy, intenzity žíru, hmotnosti dospělců a koncentrace Mn v dospělcích a trusu

Analýzou obrazu v programu Motic Images Plus 2.0 (INTRACO MICRO, spol. s r.o.) byla stanovena spotřeba potravy a intenzita žíru. Nejprve byly všechny listy nafotografovány, dále proběhla kalibrace programu a posléze byla získána celková plocha žíru (mm²) pro každého dospělého *P. arborator* v laboratorním chovu.

Po ukončení chovu (11. 8. 2014) a následné verifikaci druhu u všech jedinců (stanovení pohlaví) následovala lyofilizace jedinců z chovu a stanovení jejich hmotnosti (dle pohlaví) na laboratorních analytických vahách TP-214 (Denver Instruments s přesností 0,0001 g). Zbytky potravy byly roztrženy a následně usušeny při teplotě 65 °C, posléze byly rozemlety na vibračním mlýnu Retch MM-400 (VERDER Group, Netherlands). Zachycený drobný trus patřící jedincům z chovu byl vyčištěn, a pak dosušen při teplotě 65 °C. Všechny získané vzorky byly mineralizovány tepelným rozkladem v přístroji MW ETHOS SEL (Microwave Solvent Extraction Labstation) stanoveným postupem:

- navážení analyzovaného vzorku a přidání 5 ml destilované vody (H₂O) a 5 ml kyseliny dusičné (HNO₃),
- postupné zahřívání vzorku na teplotu mineralizace (210 °C), v níž byl vzorek ponechán 20 minut,
- pozvolné chladnutí analytu,
- doplnění destilovanou vodou do objemu 25 ml.

Rozklad vzorků byl prováděn vždy tak, aby už nebylo nutné provádět teplotní korekci na odměrných nádobách.

Hladina Mn byla stanovena metodou atomové absorpční spektrometrie (AAS) využívající ionizaci plamenem (teplota 1727 až 2027 °C) (Krofta et al. 1997) a pro Mn specifickou vlnovou délku světla katodové výbojky 279,5 nm.

Výsledky chemických analýz a parametry laboratorního experimentu byly podrobeny statistickým analýzám s hladinou významnosti ($\alpha=0,05$) v programu STATISTICA 12 (StatSoft; www.statsoft.cz). Analýza rozptylu (ANOVA) byla aplikována v případech vážného neporušení podmínek pro aplikaci parametrických metod analýzy rozptylu (testováno Levene's testem pro homogenitu rozptylu a Shapiro-Wilkovým testem pro normalitu výběru). Ve zbylých statistických šetřeních byla použita neparametrická metoda (Kruskal-Wallis test). Grafy byly generovány ve statistickém programu STATISTICA 12.

5 Výsledky

5.1 Terénní experiment

5.1.1 Koncentrace manganu

5.1.1.1 Mn v půdním substrátu sledovaných sazenic

Ke zjištění odchylek v koncentračních hladinách manganu v půdě sazenic břízy byl na základě Shapiro-Wilkova testu použit Kruskal-Wallisův test. Na základě Kruskal-Wallisova testu ($H(3; N=32)=26,370$; $p<0,001$) jsou odchylky v koncentraci manganu v půdním substrátu jednotlivých variant statisticky signifikantní. Na základě testu vícenásobného porovnání (Dunnův test: $p=0,020$) jsme stanovili signifikantní odchylku mezi variantami $T0\times T2$, $T0\times T3$ a $T1\times T3$. Průměrné hodnoty koncentračních hladin manganu jsou: $T0$ 652,1 mg.kg⁻¹, $T1$ 1044,9 mg.kg⁻¹, $T2$ 1751,3 mg.kg⁻¹, $T3$ 2323,8 mg.kg⁻¹ (obr. 5).

Ke stanovení odchylek v koncentračních hladinách Mn v půdě sazenic jeřábu byl na základě Shapiro-Wilkova testu použit Kruskal-Wallisův test. Na základě Kruskal-Wallisova testu ($H(3; N=32)=26,869$; $p<0,001$) jsou odchylky v koncentraci Mn v půdním substrátu sledovaných variant statisticky signifikantní. Na základě testu vícenásobného porovnání (Dunnův test: $p=0,018$) jsme odhalili signifikantní odchylku mezi variantami $T0\times T2$, $T0\times T3$ a $T1\times T3$. Průměrné hodnoty koncentračních hladin manganu jsou: $T0$ 635,3 mg.kg⁻¹, $T1$ 990,1 mg.kg⁻¹, $T2$ 1766,3 mg.kg⁻¹, $T3$ 2161,3 mg.kg⁻¹ (obr. 6).

K určení odchylek v koncentračních hladinách manganu v půdě sazenic dubu byl na základě Shapiro-Wilkova testu použit Kruskal-Wallisův test. Na základě Kruskal-Wallisova testu ($H(3; N=32)=28,826$; $p<0,001$) jsou odchylky v koncentraci Mn v půdním substrátu pozorovaných variant statisticky signifikantní. Na základě testu vícenásobného porovnání (Dunnův test: $p=0,004$) jsme určili statisticky významnou odchylku mezi variantami $T0\times T2$, $T0\times T3$ a $T1\times T3$. Průměrné hodnoty koncentračních hladin manganu jsou: $T0$ 562,1 mg.kg⁻¹, $T1$ 814,1mg.kg⁻¹, $T2$ 1257,5 mg.kg⁻¹, $T3$ 2487,5 mg.kg⁻¹ (obr. 7).

K determinování odchylek v koncentračních hladinách Mn v půdním substrátu sazenic buku byl na základě Shapiro-Wilkova testu aplikován Kruskal-Wallisův test. Na základě Kruskal-Wallisova testu ($H(3; N=32)=26,750$; $p<0,001$) jsou odchylky v koncentraci Mn v půdním substrátu jednotlivých variant statisticky významné.

Na základě testu vícenásobného porovnání (Dunnův test: $p=0,012$) jsme determinovali signifikantní odchylku mezi variantami T0×T2, T0×T3 a T1×T3. Průměrné hodnoty koncentračních hladin manganu jsou: T0 560,9 mg.kg⁻¹, T1 801,5 mg.kg⁻¹, T2 1441,3 mg.kg⁻¹, T3 1730,1 mg.kg⁻¹ (obr. 8).

Ke zjištění odchylek v koncentračních hladinách manganu v půdním substrátu sazenic modřínu byl na základě Shapiro-Wilkova testu použit Kruskal-Wallisův test. Na základě Kruskal-Wallisova testu ($H(3; N=32)=27,104$; $p<0,001$) jsou odchylky v koncentraci Mn v půdním substrátu sledovaných variant statisticky signifikantní. Pomocí testu vícenásobného porovnání (Dunnův test: $p=0,014$) jsme určili statisticky významnou odchylku mezi variantami T0×T2, T0×T3 a T1×T3. Průměrné hodnoty koncentračních hladin manganu jsou: T0 509,6 mg.kg⁻¹, T1 814,4 mg.kg⁻¹, T2 1312,5 mg.kg⁻¹, T3 1820,1 mg.kg⁻¹ (obr. 9).

5.1.1.2 Mn v asimilačním aparátu

5.1.1.2.1 Jarní odběr asimilačního aparátu sledovaných sazenic

Ke stanovení odchylek v koncentračních hladinách Mn v asimilačním aparátu břízy byl na základě Shapiro-Wilkova testu použit Kruskal-Wallisův test. Na základě Kruskal-Wallisova testu ($H(3; N=74)=35,829$; $p<0,001$) jsou odchylky v koncentraci Mn v asimilačním aparátu jednotlivých variant statisticky signifikantní. Na základě testu vícenásobného porovnání (Dunnův test: $p=0,003$) jsme stanovili signifikantní odchylku mezi variantami T0×T2, T0×T3 a T1×T2. Průměrné hodnoty koncentračních hladin manganu jsou: T0 1735,1 mg.kg⁻¹, T1 2128,5 mg.kg⁻¹, T2 3418,6 mg.kg⁻¹, T3 2921,7 mg.kg⁻¹ (obr. 10).

K vymezení odchylek v koncentračních hladinách manganu v asimilačním aparátu jeřábu byl na základě Shapiro-Wilkova testu použit Kruskal-Wallisův test. Na základě Kruskal-Wallisova testu ($H(3; N=32)=24,684$; $p<0,001$) jsou odchylky v koncentraci manganu v asimilačním aparátu sledovaných variant statisticky významné. Za pomoci testu vícenásobného porovnání (Dunnův test: $p=0,043$) jsme stanovili signifikantní odchylku mezi variantami T0×T2, T0×T3 a T1×T3. Průměrné hodnoty koncentračních hladin manganu jsou: T0 560,8 mg.kg⁻¹, T1 1374,9 mg.kg⁻¹, T2 2107,8 mg.kg⁻¹, T3 3270,1 mg.kg⁻¹ (obr. 11).

K určení odchylek v koncentračních hladinách Mn v asimilačním aparátu dubu byl na základě Shapiro-Wilkova testu aplikován Kruskal-Wallisův test. Na základě Kruskal-Wallisova testu ($H(3; N=31)=23,216$; $p<0,001$) jsou odchylky v koncentraci Mn

v asimilačním aparátu pozorovaných variant statisticky signifikantní. Na základě testu vícenásobného porovnání (Dunnův test: $p=0,002$) jsme určili signifikantní odchylku mezi variantami T0×T2 a T0×T3. Průměrné hodnoty koncentračních hladin manganu jsou: T0 744,5 mg.kg⁻¹, T1 1197,2 mg.kg⁻¹, T2 1985,6 mg.kg⁻¹, T3 2576,3 mg.kg⁻¹ (obr. 12).

Ke stanovení odchylek v koncentračních hladinách manganu v asimilačním aparátu buku byl na základě Shapiro-Wilkova testu použit Kruskal-Wallisův test. Na základě Kruskal-Wallisova testu ($H(3; N=28)=21,491$; $p<0,001$) jsou odchylky v hladině manganu v asimilačním aparátu jednotlivých variant statisticky významné. Na základě testu vícenásobného porovnání (Dunnův test: $p=0,001$) jsme stanovili signifikantní odchylku mezi variantami T0×T2 a T0×T3. Průměrné hodnoty koncentračních hladin manganu jsou: T0 893,1 mg.kg⁻¹, T1 2355,7 mg.kg⁻¹, T2 3332,2 mg.kg⁻¹, T3 3962,5 mg.kg⁻¹ (obr. 13).

K determinování odchylek v koncentračních hladinách Mn v asimilačním aparátu modřínu byl na základě Shapiro-Wilkova testu použit Kruskal-Wallisův test. Na základě Kruskal-Wallisova testu ($H(3; N=29)=23,022$; $p<0,001$) jsou odchylky v koncentraci manganu v asimilačním aparátu sledovaných variant statisticky signifikantní. Na základě testu vícenásobného porovnání (Dunnův test: $p=0,001$) jsme stanovili statisticky významnou odchylku mezi variantami T0×T2 a T0×T3. Průměrné hodnoty koncentračních hladin manganu jsou: T0 1295,6 mg.kg⁻¹, T1 2634,3 mg.kg⁻¹, T2 3976,3 mg.kg⁻¹, T3 4356,7 mg.kg⁻¹ (obr. 14).

5.1.1.2.2 Letní odběr asimilačního aparátu břízy, jeřábu, dubu, buku a modřínu

Ke stanovení odchylek v koncentračních hladinách Mn v asimilačním aparátu břízy byl na základě Shapiro-Wilkova testu použit Kruskal-Wallisův test. Na základě Kruskal-Wallisova testu ($H(3; N=82)=60,847$; $p<0,001$) jsou odchylky v koncentraci Mn v asimilačním aparátu jednotlivých variant statisticky signifikantní. Na základě testu vícenásobného porovnání (Dunnův test: $p=0,038$) jsme stanovili signifikantní odchylku mezi variantami T0×T1, T0×T2, T0×T3, T1×T2 a T1×T3. Průměrné hodnoty koncentračních hladin manganu jsou: T0 11603,5 mg.kg⁻¹, T1 19678,1 mg.kg⁻¹, T2 31231,6 mg.kg⁻¹, T3 28034,8 mg.kg⁻¹ (obr. 15).

Ke stanovení odchylek v koncentračních hladinách Mn v asimilačním aparátu jeřábu byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(3, 28)=77,241$, $p<,001$). LSD test ($p<0,001$) odhalil signifikantní odchylku mezi variantami T0×T1, T0×T2, T0×T3,

T1×T2, T1×T3 a T2×T3. Průměrné hodnoty koncentračních hladin manganu jsou: T0 6471,3 mg.kg⁻¹, T1 17337,5 mg.kg⁻¹, T2 24775,1 mg.kg⁻¹, T3 32737,5 mg.kg⁻¹ (obr. 16).

K určení odchylek v koncentračních hladinách Mn v asimilačním aparátu dubu byl na základě Shapiro-Wilkova testu aplikován Kruskal-Wallisův test. Na základě Kruskal-Wallisova testu ($H(3; N=31)=14,526; p=0,023$) jsou odchylky v koncentraci Mn v asimilačním aparátu pozorovaných variant statisticky signifikantní. Na základě testu vícenásobného porovnání (Dunnův test: $p=0,010$) jsme určili signifikantní odchylku mezi variantami T0×T2 a T0×T3. Průměrné hodnoty koncentračních hladin manganu jsou: T0 1787,3 mg.kg⁻¹, T1 3318,6 mg.kg⁻¹, T2 4526,3 mg.kg⁻¹, T3 4266,3 mg.kg⁻¹ (obr. 17).

Ke stanovení odchylek v koncentračních hladinách manganu v asimilačním aparátu buku byl na základě Shapiro-Wilkova testu použit Kruskal-Wallisův test. Na základě Kruskal-Wallisova testu ($H(3; N=24)=19,033; p=0,003$) jsou odchylky v hladině manganu v asimilačním aparátu jednotlivých variant statisticky významné. Na základě testu vícenásobného porovnání (Dunnův test: $p=0,012$) jsme stanovili signifikantní odchylku mezi variantami T0×T2 a T0×T3. Průměrné hodnoty koncentračních hladin manganu jsou: T0 1726,3 mg.kg⁻¹, T1 4828,8 mg.kg⁻¹, T2 6554,1 mg.kg⁻¹, T3 7126,7 mg.kg⁻¹ (obr. 18).

K determinování odchylek v koncentračních hladinách Mn v asimilačním aparátu modřínu byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(3, 26)=11,815; p<001$). LSD test ($p=0,002$) odhalil statisticky významnou odchylku mezi variantami T0×T1, T0×T2 a T0×T3. Průměrné hodnoty koncentračních hladin manganu jsou: T0 23890,1 mg.kg⁻¹, T1 37975,1 mg.kg⁻¹, T2 45125,2 mg.kg⁻¹, T3 45683,3 mg.kg⁻¹ (obr. 19).

5.1.2 Tloušťkové dimenze sazenic

5.1.2.1 Bříza

Ke stanovení odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic břízy (měřeno 16. 4. 2013) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(3, 124)=0,043; p=0,98828$). LSD test ($p>0,05$) neodhalil přítomnost signifikantní odchylky mezi sledovanými variantami. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 4,58 mm, T1 4,59 mm, T2 4,54 mm, T3 4,58 mm (obr. 20).

K určení odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic břízy (měřeno 7. 5. 2014) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(3, 124)=0,805; p=0,494$). LSD test ($p>0,05$) neodhalil přítomnost signifikantní odchylky mezi pozorovanými variantami.

Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 8,69 mm, T1 8,76 mm, T2 8,54 mm, T3 8,45 mm (obr. 21).

K determinování odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic břízy (měřeno 7. 11. 2014) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(3, 124)=12,302$; $p<0,001$). LSD test ($p=0,034$) odhalil statisticky významnou odchylku mezi jednotlivými variantami T0×T2, T0×T3, T1×T2 a T1×T3. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 11,38 mm, T1 10,89 mm, T2 10,23 mm, T3 9,63 mm (obr. 22).

K vymezení odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic břízy (měřeno 28. 5. 2015) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(3, 122)=7,269$; $p<0,001$). LSD test ($p=0,006$) odhalil signifikantní odchylku mezi sledovanými variantami T0×T2, T0×T3 a T1×T3. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 11,88 mm, T1 11,53 mm, T2 10,91 mm, T3 10,39 mm (obr. 23).

Ke stanovení odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic břízy (měřeno 4. 3. 2016) byla aplikována metoda ANOVA (ANOVA $F(3, 122)=9,418$; $p<0,001$). LSD test ($p=0,029$) odhalil statisticky významnou odchylku mezi sledovanými variantami T0×T2, T0×T3, T1×T2 a T1×T3. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 13,23 mm, T1 12,66 mm, T2 11,71 mm, T3 11,14 mm (obr. 24).

5.1.2.2 Jeřáb

Ke stanovení odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic jeřábu (měřeno 16. 4. 2013) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 63,894)=2,349$; $p=0,009$). LSD test ($p=0,037$) odhalil statisticky významnou odchylku mezi sledovanými variantami T0×T3. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 7,53 mm, T1 7,06 mm, T2 7,19 mm, T3 6,63 mm (obr. 25).

K určení odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic jeřábu (měřeno 7. 5. 2014) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 63,894)=2,349$; $p=0,009$). LSD test ($p=0,020$) odhalil signifikantní odchylku mezi jednotlivými variantami T1×T2. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 12,62 mm, T1 11,71 mm, T2 13,16 mm, T3 12,33 mm (obr. 26).

K determinování odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic jeřábu (měřeno 7. 11. 2014) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 63,894)=2,349$; $p=0,009$). LSD test ($p=0,025$) odhalil signifikantní odchylku mezi pozorovanými

variantami T0×T3 a T2×T3. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 14,92 mm, T1 13,78 mm, T2 14,51 mm, T3 12,79 mm (obr. 27).

Ke stanovení odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic jeřábu (měřeno 28. 5. 2015) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 63,894)=2,349$; $p=0,009$). LSD test ($p=0,022$) odhalil statisticky významnou odchylku mezi sledovanými variantami T1×T2 a T2×T3. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 14,72 mm, T1 13,64 mm, T2 15,59 mm, T3 13,31 mm (obr. 28).

K určení odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic jeřábu (měřeno 4. 3. 2016) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 63,894)=2,349$; $p=0,009$). LSD test ($p=0,010$) odhalil signifikantní odchylku mezi sledovanými variantami T0×T3 a T2×T3. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 15,44 mm, T1 14,58 mm, T2 15,05 mm, T3 13,27 mm (obr. 29).

5.1.2.3 Dub

Ke stanovení odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic dubu (měřeno 16. 4. 2013) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 63,894)=2,231$; $p=0,014$). LSD test ($p=0,010$) odhalil statisticky významnou odchylku mezi sledovanými variantami T2×T3. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 4,02 mm, T1 3,94 mm, T2 3,44 mm, T3 4,30 mm (obr. 30).

K určení odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic dubu (měřeno 7. 5. 2014) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 63,894)=2,231$; $p=0,014$). LSD test ($p>0,05$) neodhalil přítomnost signifikantní odchylky mezi pozorovanými variantami. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 7,50 mm, T1 7,61 mm, T2 6,88 mm, T3 7,69 mm (obr. 31).

K determinování odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic dubu (měřeno 7. 11. 2014) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 63,894)=2,231$; $p=0,014$). LSD test ($p=0,036$) odhalil signifikantní odchylku mezi jednotlivými variantami T0×T2, T0×T3 a T1×T2. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 10,51 mm, T1 9,70 mm, T2 7,25 mm, T3 8,34 mm (obr. 32).

K určení odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic dubu (měřeno 28. 5. 2015) byla aplikována metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 63,894)=2,231$; $p=0,014$). LSD test ($p>0,05$) neodhalil žádnou statisticky významnou odchylku mezi pozorovanými variantami. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 9,34 mm, T1 9,22 mm, T2 7,68 mm, T3 8,61 mm (obr. 33).

Ke stanovení odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic dubu (měřeno 4. 3. 2016) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 63,894)=2,231$; $p=0,014$). LSD test ($p=0,024$) odhalil signifikantní odchylku mezi sledovanými variantami T0×T2, T0×T3, T1×T2 a T1×T3. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 11,32 mm, T1 10,99 mm, T2 7,19 mm, T3 8,54 mm (obr. 34).

5.1.2.4 Buk

K určení odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic buku (měřeno 16. 4. 2013) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 66,655)=4,433$; $p<0,001$). LSD test ($p>0,05$) neodhalil přítomnost signifikantní odchylky mezi pozorovanými variantami. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 5,51 mm, T1 5,57 mm, T2 5,49 mm, T3 5,58 mm (obr. 35).

Ke stanovení odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic buku (měřeno 7. 5. 2014) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 66,655)=4,433$; $p<0,001$). LSD test ($p=0,049$) odhalil signifikantní odchylku mezi sledovanými variantami T0×T2. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 8,93 mm, T1 9,32 mm, T2 9,97 mm, T3 9,49mm (obr. 36).

K determinování odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic buku (měřeno 7. 11. 2014) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 66,655)=4,433$; $p<0,001$). LSD test ($p=0,026$) odhalil statisticky významnou odchylku mezi pozorovanými variantami T0×T2, T0×T3, T1×T2 a T1×T3. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 11,59 mm, T1 11,15 mm, T2 9,72 mm, 9,71 T3 mm (obr. 37).

K vymezení odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic buku (měřeno 28. 5. 2015) byla aplikována metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 66,655)=4,433$; $p<0,001$). LSD test ($p=0,040$) odhalil signifikantní odchylku mezi sledovanými variantami T0×T2, T0×T3 a T1×T3. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 12,14 mm, T1 10,97 mm, T2 10,80 mm, T3 9,69 mm (obr. 38).

Ke stanovení odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic buku (měřeno 4. 3. 2016) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 66,655)=4,433$; $p<0,001$). LSD test ($p=0,030$) odhalil signifikantní odchylku mezi jednotlivými variantami T0×T2, T1×T2 a T1×T3. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 11,90 mm, T1 12,30 mm, T2 9,23 mm, T3 9,61 mm (obr. 39).

5.1.2.5 Modřín

Ke stanovení odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic modřínu (měřeno 16. 4. 2013) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 66,655)=3,058$; $p<0,001$). LSD test ($p=0,007$) odhalil signifikantní odchylku mezi sledovanými variantami T1×T2. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 5,04 mm, T1 4,63 mm, T2 5,64 mm, T3 5,26 mm (obr. 40).

K určení odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic modřínu (měřeno 7. 5. 2014) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 66,655)=3,058$; $p<0,001$). LSD test ($p>0,05$) neodhalil přítomnost signifikantní odchylky mezi pozorovanými variantami. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 10,29 mm, T1 10,24 mm, T2 10,51 mm, T3 10,70 mm (obr. 41).

Ke stanovení odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic modřínu (měřeno 7. 11. 2014) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 66,655)=3,058$; $p<0,001$). LSD test ($p=0,035$) odhalil statisticky významnou odchylku mezi jednotlivými variantami T0×T2, T0×T3, T1×T2, T1×T3 a T2×T3. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 13,57 mm, T1 13,53 mm, T2 12,35 mm, T3 11,14 mm (obr. 42).

K determinování odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic modřínu (měřeno 28. 5. 2015) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 66,655)=3,058$; $p<0,001$). LSD test ($p=0,019$) odhalil statisticky významnou odchylku mezi sledovanými variantami T0×T3, T1×T3 a T2×T3. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 12,61 mm, T1 13,03 mm, T2 13,31 mm, T3 10,77 mm (obr. 43).

K vymezení odchylek v naměřených tloušťkových dimenzích sazenic modřínu (měřeno 4. 3. 2016) byla aplikována metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 66,655)=3,058$; $p<0,001$). LSD test ($p=0,040$) odhalil signifikantní odchylku mezi sledovanými variantami T0×T3, T1×T3 a T2×T3. Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic jsou: T0 13,47 mm, T1 14,76 mm, T2 14,28 mm, T3 11,54 mm (obr. 44).

5.1.3 Výškové dimenze sazenic

5.1.3.1 Bříza

Ke stanovení odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic břízy (měřeno 24. 4. 2013) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 312,34)=4,7809$; $p<0,001$). LSD test ($p>0,05$) neodhalil přítomnost signifikantní odchylky

mezi sledovanými variantami. Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 63,09 cm, T1 60,48 cm, T2 62,75 cm, T3 61,71 cm (obr. 45).

K determinování odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic břízy (měřeno 7. 5. 2014) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 312,34)=4,7809$; $p<0,001$). LSD test ($p>0,05$) neodhalil přítomnost signifikantní odchylky mezi pozorovanými variantami. Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 97,51 cm, T1 95,93 cm, T2 95,91 cm, T3 93,30 cm (obr. 46).

Ke stanovení odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic břízy (měřeno 12. 11. 2014) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 312,34)=4,7809$; $p<0,001$). LSD test ($p<0,001$) odhalil statisticky významnou odchylku mezi jednotlivými variantami T0×T3, T1×T3 a T2×T3. Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 123,88 cm, T1 119,11 cm, T2 117,26 cm, T3 102,33 cm (obr. 47).

Ke stanovení odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic břízy (měřeno 28. 5. 2015) byla aplikována metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 312,34)=4,7809$; $p<0,001$). LSD test ($p=0,036$) odhalil signifikantní odchylku mezi sledovanými variantami T0×T2, T0×T3, T1×T3 a T2×T3. Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 125,26 cm, T1 117,97 cm, T2 113,45 cm, T3 89,25 cm (obr. 48).

K určení odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic břízy (měřeno 4. 3. 2016) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 312,34)=4,7809$; $p<0,001$). LSD test ($p=0,023$) odhalil signifikantní odchylku mezi sledovanými variantami T0×T2, T0×T3, T1×T3 a T2×T3. Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 134,09 cm, T1 126,67 cm, T2 124,12 cm, T3 104,92 cm (obr. 49).

5.1.3.2 Jeřáb

K determinování odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic jeřábu (měřeno 24. 4. 2013) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 63,894)=1,403$; $p=0,173$). LSD test ($p>0,05$) neodhalil přítomnost statisticky významné odchylky mezi pozorovanými variantami. Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 88,68 cm, T1 88,56 cm, T2 85,18 cm, T3 87,64 cm (obr. 50).

Ke stanovení odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic jeřábu (měřeno 7. 5. 2014) byla aplikována metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 63,894)=1,403$; $p=0,173$). LSD test ($p>0,05$) neodhalil přítomnost statisticky významné odchylky mezi sledovanými variantami. Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 156,31 cm, T1 151,5 cm, T2 154,01 cm, T3 154,57 cm (obr. 51).

K určení odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic jeřábu (měřeno 12. 11. 2014) byla aplikována metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 63,894)=1,403$; $p=0,173$). LSD test ($p>0,05$) neodhalil přítomnost statisticky významné odchylky mezi jednotlivými variantami. Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 180,75 cm, T1 184,46 cm, T2 190,56 cm, T3 177,64 cm (obr. 52).

K určení odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic jeřábu (měřeno 28. 5. 2015) byla aplikována metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 63,894)=1,403$; $p=0,173$). LSD test ($p=0,048$) odhalil signifikantní odchylku mezi sledovanými variantami T0×T3. Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 217,87 cm, T1 216,51 cm, T2 198,25 cm, T3 170,28 cm (obr. 53).

Ke stanovení odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic jeřábu (měřeno 4. 3. 2016) byla aplikována metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 63,894)=1,403$; $p=0,173$). LSD test ($p=0,006$) odhalil statisticky významnou odchylku mezi sledovanými variantami T0×T3. Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 209,51 cm, T1 201,12 cm, T2 199,88 cm, T3 183,28 cm (obr. 54).

5.1.3.3 Dub

Ke stanovení odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic dubu (měřeno 24. 4. 2013) byl na základě Shapiro-Wilkova testu použit Kruskal-Wallisův test. Na základě Kruskal-Wallisova testu ($H(3, N=32)=5,279$; $p=0,153$) jsou odchylky v naměřených výškových dimenzích jednotlivých variant statisticky nevýznamné. Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 30,87 cm, T1 26,25 cm, T2 28,18 cm, T3 27,06 cm (obr. 55).

K určení odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic dubu (měřeno 7. 5. 2014) byl na základě Shapiro-Wilkova testu použit Kruskal-Wallisův test. Na základě Kruskal-Wallisova testu ($H(3, N=32)=5,265$; $p=0,153$) jsou odchylky v naměřených výškových dimenzích pozorovaných variant statisticky nevýznamné. Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 57,87 cm, T1 60,51 cm, T2 49,75 cm, T3 48,01 cm (obr. 56).

K determinování odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic dubu (měřeno 12. 11. 2014) byl na základě Shapiro-Wilkova testu použit Kruskal-Wallisův test. Na základě Kruskal-Wallisova testu ($H(3, N=32)=7,108$; $p=0,069$) jsou odchylky v naměřených výškových dimenzích sledovaných variant statisticky nevýznamné.

Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 70,00 cm, T1 75,93 cm, T2 53,68 cm, T3 52,18 cm (obr. 57).

Ke stanovení odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic dubu (měřeno 28. 5. 2015) byl na základě Shapiro-Wilkova testu použit Kruskal-Wallisův test. Na základě Kruskal-Wallisova testu ($H(3, N=20)=10,276$; $p=0,016$) jsou odchylky v naměřených výškových dimenzích jednotlivých variant statisticky významné. Na základě testu vícenásobného porovnání (Dunnův test: $p=0,019$) jsme stanovili statisticky významnou odchylku mezi variantami T1×T3. Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 79,75 cm, T1 87,66 cm, T2 56,00 cm, T3 41,50 cm (obr. 58).

Ke stanovení odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic dubu (měřeno 4. 3. 2016) byl na základě Shapiro-Wilkova testu použit Kruskal-Wallisův test. Na základě Kruskal-Wallisova testu ($H(3, N=20)=10,441$; $p=0,015$) jsou odchylky v naměřených výškových dimenzích jednotlivých variant statisticky významné. Na základě testu vícenásobného porovnání (Dunnův test: $p=0,019$) jsme stanovili signifikantní odchylku mezi variantami T1×T3. Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 79,62 cm, T1 86,16 cm, T2 59 cm, T3 46,75 cm (obr. 59).

5.1.3.4 Buk

Ke stanovení odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic buku (měřeno 24. 4. 2013) byl na základě Shapiro-Wilkova testu použit Kruskal-Wallisův test. Na základě Kruskal-Wallisova testu ($H(3, N=32)=2,604$; $p=0,457$) jsou odchylky v naměřených výškových dimenzích jednotlivých variant statisticky nevýznamné.

K určení odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic buku (měřeno 7. 5. 2014) byl na základě Shapiro-Wilkova testu použit Kruskal-Wallisův test. Na základě Kruskal-Wallisova testu ($H(3, N=32)=4,620$; $p=0,202$) jsou odchylky v naměřených výškových dimenzích jednotlivých variant statisticky nevýznamné. K determinování odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic buku (měřeno 12. 11. 2014) byl na základě Shapiro-Wilkova testu použit Kruskal-Wallisův test. Na základě Kruskal-Wallisova testu ($H(3, N=32)=4,240$; $p=0,237$) nejsou odchylky v naměřených výškových dimenzích jednotlivých variant statisticky významné.

Ke stanovení odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic buku (měřeno 28. 5. 2015) byla použita metoda ANOVA ($ANOVA F(4, 34)=1,084$; $p=0,380$). LSD test ($p>0,05$) neodhalil přítomnost signifikantní odchylky mezi sledovanými variantami.

Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 94,25 cm, T1 87,85 cm, T2 74,01 cm (obr. 60).

K určení odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic buku (měřeno 4. 3. 2016) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(4, 34)=1,084$; $p=0,380$). LSD test ($p>0,05$) neodhalil přítomnost signifikantní odchylky mezi pozorovanými variantami. Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 94,87 cm, T1 87,57 cm, T2 77,16 cm (obr. 61).

5.1.3.5 Modřín

Ke stanovení odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic modřínu (měřeno 24. 4. 2013) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 58,373)=1,127$; $p=0,354$). LSD test ($p>0,05$) neodhalil přítomnost statisticky významné odchylky mezi sledovanými variantami. Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 47,18 cm, T1 43,93 cm, T2 49,31 cm, T3 51,70 cm (obr. 62).

K určení odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic modřínu (měřeno 7. 5. 2014) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 58,373)=1,127$; $p=0,354$). LSD test ($p>0,05$) neodhalil přítomnost statisticky významné odchylky mezi pozorovanými variantami. Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 73,12 cm, T1 67,12 cm, T2 67,01 cm, T3 63,42 cm (obr. 63).

K determinování odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic modřínu (měřeno 12. 11. 2014) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 58,373)=1,127$; $p=0,354$). LSD test ($p>0,05$) neodhalil přítomnost statisticky významné odchylky mezi jednotlivými variantami. Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 101,56 cm, T1 103,43 cm, T2 97,43 cm, T3 93,01 cm (obr. 64).

Ke stanovení odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic modřínu (měřeno 28. 5. 2015) byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 58,373)=1,127$; $p=0,354$). LSD test ($p>0,05$) neodhalil přítomnost statisticky významné odchylky mezi pozorovanými variantami. Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 99,62 cm, T1 103,51 cm, T2 96,25 cm, T3 94,02 cm (obr. 65).

K určení odchylek v naměřených výškových dimenzích sazenic modřínu (měřeno 4. 3. 2016) byla aplikována metoda ANOVA (ANOVA $F(15, 58,373)=1,127$; $p=0,354$). LSD test ($p>0,05$) neodhalil přítomnost signifikantní odchylky mezi sledovanými variantami. Průměrné hodnoty výškových dimenzí sazenic jsou: T0 106,51 cm, T1 114,75 cm, T2 104,75 cm, T3 95,21 cm (obr. 66).

5.1.4 Poškození asimilačních orgánů

5.1.4.1 První pozorování

5.1.4.1.1 Bříza

Pro porovnání jednotlivých sledovaných typů poškození jsme pro potřeby PCA případů zvolili jako proměnné varianty T0, T1, T2 a T3 s rozlišením poškození listové plochy do 10 %, od 11 do 50 %, od 51 do 75 %, od 76 do 100 %. Při srovnání obr. 67 a obr. 68, vidíme zřejmou inklinaci výskytu charakteristických manganových nekróz na listech variant T2 a T3, dále je mimo jiné zřejmá, zásadní inklinace výskytu poškození listové plochy blížeji nspecifikovaným druhem herbivorního druhu řádů Hymenoptera a Lepidoptera (žír housenic a housenek) na listech variant T0, případně T1.

5.1.4.1.2 Jeřáb

Pro srovnání jednotlivých sledovaných druhů poškození jsme pro potřeby PCA případů zvolili jako proměnné varianty T0, T1, T2 a T3 s rozlišením poškození listové plochy do 10 %, od 11 do 50 %, od 51 do 75 %, od 76 do 100 %. Při srovnání obr. 69 a obr. 70, je mimo jiné zřejmá, zásadní inklinace výskytu poškození listové plochy blížeji nspecifikovaným druhem herbivorního druhu řádů Hymenoptera a Lepidoptera (žír housenic a housenek) na listech variant T0, T1, T2 a také T3. Lze také soudit, že varianta listy varianty T3 byly nejméně poškozovány žírem housenek a housenic.

5.1.4.1.3 Dub

Pro porovnání jednotlivých sledovaných typů poškození jsme pro potřeby PCA případů zvolili jako proměnné varianty T0, T1, T2 a T3 s rozlišením poškození listové plochy do 10 %, od 11 do 50 %, od 51 do 75 %, od 76 do 100 %. Při srovnání obr. 71 a obr. 72, je mimo jiné zřejmá, zásadní inklinace výskytu poškození listové plochy blížeji nspecifikovaným druhem herbivorního druhu řádů Hymenoptera a Lepidoptera (žír housenic a housenek) na listech variant T2 a T3, dále vidíme, že poškození listů jedinci *Tuberculoides annulatus* se vyskytovalo na listech variant T0, T1, T2 i T3.

5.1.4.1.4 Buk

Pro srovnání jednotlivých sledovaných druhů poškození jsme pro potřeby PCA případů zvolili jako proměnné varianty T0, T1, T2 a T3 s rozlišením poškození listové plochy do 10 %, od 11 do 50 %, od 51 do 75 %, od 76 do 100 %. Při srovnání obr. 73 a obr. 74, vidíme zřejmou inklinaci výskytu žlutnutí na listech variant T2 a T3, dále

je zřejmá silná inklinace výskytu poškození jedinci *Phyllaphis fagi* na listech variant T0 a T1.

5.1.4.1.5 Modřín

K určení odchylek v intenzitách výskytu jedinci *Adelges laricis* na modřínu byla aplikována metoda ANOVA (ANOVA $F(3, 28)=3,224$; $p=0,038$). LSD test ($p=0,025$) odhalil přítomnost signifikantní odchylky mezi sledovanými variantami T0×T3 a T1×T3. Průměrné hodnoty intenzit výskytů korovnice jsou: T0 31,1 jedinců, T1 35,0 jedinců, 12,3 T2 jedinců, T3 2,0 jedinců (obr. 75).

5.1.4.2 Druhé pozorování

5.1.4.2.1 Bříza

Ke stanovení odchylek v intenzitách poškození asimilačního aparátu břízy manganovými nekrózami byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(3, 114)=15,376$; $p=0,002$). LSD test ($p=0,009$) odhalil přítomnost signifikantní odchylky mezi sledovanými variantami T0×T1 a T0×T2. Průměrné hodnoty intenzit poškození manganovými nekrózami jsou: T0 65,88 ks, T1 110,06 ks, T2 107,30 ks, T3 84,72 ks (obr. 76).

5.1.4.2.2 Jeřáb

K vymezení odchylek v intenzitách poškození asimilačního aparátu jeřábu manganovými nekrózami byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(3, 46)=20,833$; $p<0,001$). LSD test ($p=0,049$) odhalil přítomnost statisticky významné odchylky mezi sledovanými variantami T0×T1, T0×T2 a T0×T3. Průměrné hodnoty intenzit poškození manganovými nekrózami jsou: T0 26,25 ks, T1 53,83 ks, T2 62,01 ks, T3 68,81 ks (obr. 77).

5.1.4.2.3 Dub

K determinování odchylek v intenzitách poškození asimilačního aparátu dubu manganovými nekrózami byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(3, 31)=10,681$; $p=0,014$). LSD test ($p=0,016$) odhalil přítomnost signifikantní odchylky mezi sledovanými variantami T0×T3. Průměrné hodnoty intenzit poškození manganovými nekrózami jsou: T0 3,75 ks, T1 19,42 ks, T2 21,02 ks, T3 24,01 ks (obr. 78).

5.1.4.2.4 Buk

Ke stanovení odchylek v intenzitách poškození asimilačního aparátu buku manganovými nekrózami byla aplikována metoda ANOVA (ANOVA $F(3, 26)=4,249$; $p=0,236$). LSD test ($p>0,05$) neodhalil přítomnost signifikantní odchylky mezi sledovanými variantami. Průměrné hodnoty intenzit poškození manganovými nekrózami jsou: T0 47,13 ks, T1 98,37 ks, T2 70,83 ks, T3 57,03 ks (obr. 79).

5.1.4.2.5 Modřín

K vymezení odchylek v intenzitách poškození asimilačního aparátu modřínu manganovými nekrózami byla použita metoda ANOVA (ANOVA $F(3, 30)=2,343$; $p=0,504$). LSD test ($p>0,05$) neodhalil přítomnost signifikantní odchylky mezi sledovanými variantami. Průměrné hodnoty intenzit poškození manganovými nekrózami jsou: T0 18,13 ks, T1 25,02 ks, T2 18,87 ks, T3 18,01 ks (obr. 80).

5.2 Laboratorní chov *P. arborator*

5.2.1 Hmotnost imág

Po lyofilizaci byla u každého jedince listohloda stromového stanovena hmotnost (DM) dle pohlaví. Vážení jedinců *P. arborator* proběhlo především kvůli objasnění vlivu Mn v potravě na jejich tělesnou konstituci a k porovnání hmotností obou pohlaví.

U jedinců listohloda stromového v chovu nebyl objeven signifikantní rozdíl mezi hmotností samců a samic ($F(1, 58)=0,070$, $p=0,792$), proto jsme se v dalším statistickém šetření zabývali hmotností jedinců z různých variant s rozlišnou koncentrací Mn v potravě bez ohledu na pohlaví jedince.

5.2.2 Doba žírové aktivity

Vliv manganu na dobu žírové aktivity (doba započatá zařazením prvních 60 jedinců do laboratorního chovu a ukončená jejich úmrtím) samců a samic byl podroben statistickému šetření, které nepotvrdilo statistickou diferenci ($H(1, 60)=0,007$; $p=0,931$) mezi pohlavími. Z tohoto důvodu již nebylo v dalších statistických šetřeních pohlaví jedince zohledňováno. Nepodařilo se prokázat vliv manganu na zkrácení či prodloužení období, kdy dospělci v laboratorním chovu přijímali potravu ($H(4, 60)=0,362$; $p=0,986$). Průměrné hodnoty doby žírové aktivity dosáhly ve variantách 29,9 dne (T0), 27,3 dne (T1), 25,5 dne (T2), 29,3 dne (T2–3) a 26,2 dne (T3).

5.2.3 Spotřeba potravy

Způsob, jakým imága *P. arborator* provádí žír, umožňuje stanovit průměrnou spotřebu potravy na základě součtu celkově poškozené asimilační plochy v jedné Petriho misce (chovné nádobě) za dané období žírové aktivity konkrétního dospělce. Statistickým šetřením byla zjištěna signifikantní odchylka mezi spotřebou potravy u samců (30,1 mm²) a samic (42,6 mm²) (Kruskalův-Wallisův test: $H(1, N=60)=7,879$; $p=0,005$). Proto byla v jednotlivých variantách spotřeba potravy zvlášť hodnocena pro samce a zvlášť pro samice. Signifikantní odchylky mezi variantami T0–T3 nebyly stanoveny ani u samic (Kruskalův-Wallisův test: $H(4, N=40)=8,342$; $p=0,078$), ani u samců (Kruskalův-Wallisův test: $H(4, N=20)=3,656$; $p=0,455$). Zvýšená hladina Mn v potravě tudíž neovlivnila průměrnou spotřebu potravy, která dosahovala 31,9–45,6 mm².

5.3 Laboratorní analýzy

5.3.1 Koncentrace Mn v nespotřebovaných listech

Po provedení Kruskal-Wallisova testu ($H(4, N=30)=27,097$; $p<0,001$) se potvrdil předpoklad pro dosažení různých koncentrací Mn v potravě ve variantách laboratorního chovu T0–T3 (šest vzorků na každou variantu). Následný test vícenásobného porovnání (Dunnův test: $p<0,009$) prokázal, že se statisticky významně liší hladina manganu mezi variantami T0×T2–3, T0×T3 a T1×T3. Robustnější statistická metoda ANOVA (LSD test: $p<0,001$) objevila statisticky významnou odchylku mezi všemi variantami v experimentu s výjimkou varianty T0×T1. Hladina Mn byla stanovena ve variantě T0 na 184 mg.kg⁻¹, T2 na 2626 mg.kg⁻¹, T2–3 na 3650 mg.kg⁻¹ a ve variantě T3 na hodnotu 6335 mg.kg⁻¹.

5.3.2 Koncentrace Mn ve vyloučeném trusu

Trus vyprodukovaný dospělci *P. arborator* v laboratorním chovu byl analyzován odděleně na úrovni jednotlivých chovných nádob (Petriho misek). Statistickým šetřením byly prokázány statisticky významné odchylky mezi jednotlivými variantami v laboratorním chovu (Kruskal-Wallisův test: $H(4, 60)=51,891$; $p<0,001$). Dunnovým testem ($p<0,037$) byla stanovena statisticky významná odchylka v obsahu Mn ve variantách T0×T2, T0×T2–3, T0×T3 a T1×T3. Průměrné hodnoty obsahu Mn v trusu v jednotlivých variantách byly ve variantě T0 629 mg.kg⁻¹, T1 1988 mg.kg⁻¹, T2 19350 mg.kg⁻¹, T2–3 17546 mg.kg⁻¹ a ve variantě T3 31631 mg.kg⁻¹.

5.3.3 Koncentrace Mn v dospělých

V množství nashromážděného Mn v tělech dospělců nebyla prokázána přítomnost statisticky významné odlišnosti mezi samicemi a samci (Kruskal-Wallisův test: $H(1, N=60)=0,071$; $p=0,790$), proto byly rozdíly týkající se koncentrace Mn v jednotlivých variantách (T0–T3) hodnoceny nezávisle na pohlaví. Statistická odlišnost mezi jednotlivými variantami (T0–T3) v obsahu Mn u imág byla dokázána Kruskal-Wallisovým testem ($H(4, N=60)=43,129$; $p>0,001$). Konkrétní odchylky byly stanoveny mezi variantami T0×T2, T0×T2–3, T0×T3, T1×T2–3 a T1×T3 (Dunnův test: $p<0,001$). V laboratorním pokusu byla naměřena koncentrace Mn ve variantě T0 na úrovni 377 mg.kg^{-1} , T1 610 mg.kg^{-1} , T2 1913 mg.kg^{-1} , T2–3 2935 mg.kg^{-1} a ve variantě T3 2280 mg.kg^{-1} .

6 Diskuze

6.1 Terénní experiment

Z kontinuálního měření klimatických parametrů ve fóliovnících (viz. kapitola Průběžné sledování teploty a relativní vlhkosti vzduchu), po celé období experimentu vyplývá, že můžeme vyloučit nepříznivý vliv extrémních teplot na zkoumané sazenice. Pro udržení optimálních teplot bylo využito dočasného krytí stěn fóliovníků a závlahového systému lesní školky. Krytí stěn bylo použito jen mimo vegetační sezónu, k zamezení zásadního vlivu nízkých teplot (na sazenicích nebyly škody mrazem za dobu řešení experimentu zaznamenány). Naopak v letních měsících byly stěny odinstalovány, aby nedocházelo k poškození dřevin vysokými teplotami. Zálivka probíhala dle potřeby dvakrát až třikrát týdně ve vegetační sezóně. Mimo tuto sezónu probíhala zálivka dle aktuálního stavu půdy (přibližně jedenkrát za měsíc).

Prokázali jsme přítomnost odchylky v koncentračních hladinách manganu v půdě sazenic u všech sledovaných dřevin. Tato shoda může být potvrzením správného postupu při dávkování monohydrátu síranu manganatého do půdního substrátu v nádobovém experimentu. Také to potvrzuje předpoklad, že různé aplikační dávky monohydrátu síranu manganatého vpravovaného do půdy (viz. kapitola Vnos manganu k rostlinám v nádobovém pokusu) vyvolají jasně stanovitelné a diferencované koncentrace manganu disponibilního pro kořenový systém pěstovaných sazenic v experimentu. Hřivna et al. (2011) uvádí, že nesprávně zvolená dávka dusíkatých hnojiv se může negativně projevit na zvyšování obsahu dusíkatých látek v rostlině. Z toho lze odvodit, že s přidáváním monohydrátu síranu manganatého do půdního prostředí se zvýší množství manganu disponibilního pro kořenový systém rostlin.

Zvýšená koncentrace manganu se projevila negativně na tloušťkový růst všech sledovaných dřevin. McHargue, Spencer (1921) uvadějí, že aplikace větší dávky manganu ve formě sulfátu způsobila snížení výnosů plodin, co se kvantitativně týče. To koreluje s výsledky naměřených tloušťkových dimenzí v našem experimentu. Je pozoruhodné, že zvýšená koncentrace manganu neměla vliv na výškový růst u sazenic modřínu a buku, přičemž obě dřeviny mají naprosto odlišné ekologické nároky. U zbylých dřevin v experimentu (bříza, dub, modřín) se však zvýšená koncentrace manganu projevila negativně na výškový růst sazenic.

Bříza translokovala mangan ve vyšších koncentracích do asimilačního aparátu až s odstupem času. A to platí i ve srovnání s dusíkem, kdy Zapletal et al. (2003) uvádí,

že reakce břízy na zvýšené depozice dusíku nebývá okamžitá. Kula et al. (2012) uvádí, že vysoký obsah dusíku omezuje tloušťkový a výškový přírůst břízy. Je tedy možné, že podobně reaguje bříza i na zvýšený obsah manganu v půdním prostředí, protože naměřené hodnoty tloušťkových dimenzí sazenic břízy v našem experimentu mají klesající tendenci při souběžném zvyšování koncentrace manganu. Dále bylo zjištěno, že průměrná koncentrace manganu byla v letním odběru vyšší u varianty T2 (31232 mg.kg⁻¹) než u varianty T3 (28035 mg.kg⁻¹). Vysvětlením může být fakt, že je mangan středně mobilní (Kůdela et al. 2013), tedy akumuluje se v asimilačním aparátu v průběhu vegetační doby postupně. Obvykle se nachází vyšší koncentrace manganu ve starších listech (McDonnell, Roark 1917). U varianty T3 byla pozorována častá tvorba juvenilních listů a to může být důvod, proč byla průměrná koncentrace manganu v listech u této varianty nižší než u varianty T2. Dalším důkazem o postupné akumulaci manganu v asimilační ploše dřevin je srovnání jarního a letního odběrů asimilačního aparátu, kdy můžeme pozorovat výrazný nárůst hladin Mn v listech břízy u variant T2 a T3.

Poměrně vysoké hodnoty manganu akumulovaného v asimilačním aparátu jeřábu uvedené na obr. 16 (letní odběr), mohou být výsledkem vysoké akumulací kapacity jeřábu. Bradáčová (2015) uvádí, že jeřáb dobře odráží úroveň manganu v půdním prostředí a mohl by být využit k bioindikaci znečištění prostředí tímto kovem. Výsledky potvrdily, že se jeřáb dokázal dobře vyrovnat s vyšší koncentrací manganu v půdním prostředí. Úradníček et al. (2009) uvádí, že jeřáb v lesnictví je používán jako přípravná dřevina do náhradních porostů v horských oblastech poškozených imisemi. Tento fakt může být vysvětlením našich výsledků.

Bradáčová (2015) naměřila ve svém pokusu v asimilačním aparátu dubu spíše středně vysoké až vysoké množství manganu (9724 mg.kg⁻¹), což koreluje s našimi výsledky, kdy koncentrace manganu v listech dubu měla vzestupnou tendenci do varianty T2 (průměrná koncentrace 4526 mg.kg⁻¹).

Poměrně vysoké koncentrace manganu (maximum 10116 mg.kg⁻¹) obsaženého v asimilačním aparátu buku naměřila i Bradáčová (2015). V našich podmínkách byl průměr manganu obsaženého v listech ve variantě T3 v letní odběru o něco nižší (7127 mg.kg⁻¹). Příkrylová (2012) uvádí, že buk se podle výsledků experimentu řadí k vysoce tolerantním dřevinám na zátěž manganem. To může mít souvislost s našimi výsledky, protože zvýšené koncentrace manganu neměly dopad na výškový růst buku.

Bradáčová (2015) ve své studii zabývající se akumulací manganu dřevinami uvádí, že v posledním roce pokusu narůstal obsah manganu v jehličí modřínu téměř

skokově. Skřivan et al. (2002) naměřil hodnoty koncentrace manganu v asimilačním aparátu modřínu ve volné krajině pohybující se v rozmezí 907–1400 mg.kg⁻¹. O existenci hyperakumulátorů se zmiňuje Chaney et al. (1997). Mezi hyperakumulátory se mimo jiné řadí rostliny, u kterých tvoří podíl Mn více než 1 % jejich hmotnosti, proto mezi hyperakumulátory se dle našich výsledků může řadit i modřín. Hodnoty tloušťky kořenového krčku sazenic modřínu měly tendenci klesat ve variantě T3. Naopak u naměřených výšek sazenic modřínu nebyla odhalena odchylka mezi jednotlivými variantami po žádném měření. Úrádníček et al. (2009) uvádí, že modřín je dřevina středně citlivá na znečištěné ovzduší.

Z výsledků poškození asimilačního aparátu hodnocených metodou PCA vyplývá, že poškození listů a jehlic blížeji nespecifikovanými herbivorními druhy řádů Hymenoptera a Lepidoptera (žír housenic a housenek) se nejčastěji vyskytovalo na kontrolní variantě sazenic T0. Rovněž zástupci druhu *Adelges laricis* prokazatelně více škodily svým výskytem na asimilačním aparátu modřínu kontrolní varianty T0 (s přirozenou úrovní manganu) než na variantách T1–T3, kde byl mangan ve vyšších koncentracích. Pešlová (2006) uvádí, že u dospělců bázlivce vrbového klesaly potravní preference listů kontaminovaných manganem spolu s rostoucí koncentrací Mn v asimilačním aparátu. Z výše uvedeného vyplývá schopnost samic detekovat vhodná ovipoziční místa a preferovat manganem nezatížené živné rostliny.

6.2 Laboratorní experiment

Z výsledků chemických analýz zbytků listů (nezkonzumované potravy) z laboratorního chovu vyplývá, že úrovně manganu v potravě fytofágů ve sledovaných variantách T0–T3 jsou dostatečně diferencované. Koncentrace Mn v listech se pohybovala v rozpětí 184 až 6336 mg.kg⁻¹. Přičemž nejnižší koncentrace manganu byla naměřena u kontrolní varianty T0, která odpovídá přirozenému obsahu Mn v asimilačním aparátu vzorníkových stromů stanovených k odebrání potravy po celou dobu chovu. Reeves a Baker (2000) uvádí jako normální koncentraci Mn v sušině asimilačního aparátu 20 až 500 mg.kg⁻¹. Tomuto rozpětí odpovídají hodnoty naměřené v listech z kontrolní varianty T0. Zátěž potravy Mn postupně rostla až do varianty T3. Ve variantě T3 koncentrace Mn v potravě vysoce přesáhla udávanou hranici toxicity (1000 mg.kg⁻¹) (Reinecke, Reinecke 1997, Kuperman et al. 2004). Hranici toxicity překročily svou koncentrací Mn i listy ve variantách T2, T2–3. Kula et al. (2014a) uvádí, že průměrný obsah Mn v potravě 632 mg.kg⁻¹ nepředstavuje úroveň, na kterou by jedinci

Bekyně velkohlavé (*Lymantria dispar*) v laboratorním chovu reagovali negativně, přestože již zmíněná koncentrace Mn v potravě byla zapříčiněna kontaminací. Dospělci bázlivce vrbového (*Lochmaea capreae*) akumulovali v těle 835 mg.kg^{-1} Mn, přitom v trusu vyloučili 9600 mg.kg^{-1} (Rokytová et al. 2004).

Ve srovnání s housenkami *L. dispar*, kde byl negativní vliv Mn obsaženého v potravě na jedince z laboratorního chovu připisován zejména energetickým nárokům na funkčnost eliminačních mechanismů (Kodrík 2012, Kula et al. 2014a), u dospělců *P. arborator* nebyl zaznamenán žádný negativní vliv. Je zřejmé, že příjem potravy zástupci hmyzu saturuje primárně potřeby vývoje a růstu (Chown, Nicolson 2004). Návrh pokusu s jedinci *P. arborator* byl sestaven jako laboratorní chov imág, které nepotřebují energeticky dotovat přechod mezi jednotlivými vývojovými etapami, tvorbu nového tělního pokryvu při procesu svlékání (ekdise) atp., jako jedinci larvální (Chown, Nicolson 2004, Křístek, Urban 2013). Listohlod stromový je svým vývojovým stádiem larvy vázaný na půdní prostředí. Z výše uvedeného vyplývá, že tento druh vyžaduje potravu hlavně pro tvorbu vajíček u samic a pro dozrání pohlavního ústrojí. Statisticky nevýznamné rozdíly ve spotřebě potravy u sledovaných variant listohloda stromového v laboratorním chovu by mohly být vysvětleny nižšími nároky na množství potřebné potravy pro již zmiňované fyziologické procesy. Další sledované parametry v pokusu se týkají kvality potravy (Jakka et al. 2014, Kula et al. 2014a, b). I při snížené kvalitě potravy byla populace *P. arborator* v pokusu schopna pokrýt energeticky všechny základní procesy probíhající v organismu a také funkčnost detoxikačních mechanismů. Mezi sledovanými variantami nebyly signifikantní rozdíly v zaznamenávaných parametrech laboratorního chovu, to může být výsledkem zachování dostatečné výživové hodnoty potravy pro listohloda stromového v chovu.

Eliminační mechanismy přebytečného příjmu Mn dávají imágům možnost normálního průběhu vývoje i v podmínkách zvýšené hladiny Mn v potravě. Je pozoruhodné, že se vyšší obsah Mn v potravě ve variantě T2–3 oproti variantě T2 neprojevil vyšší translokací manganu do trusu, ale navýšila se akumulace manganu v těle jedinců *P. arborator*. Ve variantě T3 s nejvyšší hladinou manganu v potravě se zvyšovala koncentrace Mn v trusu nejspíše kvůli vyčerpání možnosti translokace Mn do tělních tkání imág. Snížení tendence jedinců v laboratorním chovu přemístit nadbytečný Mn v potravě do trusu ve variantě T2–3 je dobře patrné. Vysvětlením tohoto jevu může být existence manganové koncentrační meze, při které je pro jedince *P. arborator* výhodnější po energetické stránce přemístit mangan do tělních tkání a nevykloučovat jej v odvrženém

trusu (přibližně 3500 mg.kg^{-1} ; přechod mezi T2 a T2–3). Po dalším navyšování hladiny Mn v tělech listohlodů stromového by mohla být překročena hranice toxicity pro tělní tkáň dospělců. Soudíme, že z toho důvodu došlo k vyšší translokaci manganu z potravy do odvrženého trusu ve variantě T3 (obr. 3).

Nevyužitý mangan procházel zaživacím traktem jedinců listohlodů stromového bez větších problémů, z toho usuzujeme na vysokou přizpůsobivost jedinců *P. arborator* k příjmu potravy ovlivněné zvýšeným obsahem manganu. V přírodních podmínkách nelze očekávat úroveň manganu v potravě, které by působily na jedince *P. arborator* letálně, protože hladina Mn nad 8000 mg.kg^{-1} v asimilačním aparátu břízy bělokoré (Kula et al. 2012) může vyvolat chlorózu, nekrotizaci a následně jeho opad. Mangan se akumuluje v asimilačním aparátu živných dřevin (bříza, jeřáb, dub, buk, modřín) v průběhu vegetačního období a ani na lokalitách silně zatížených Mn nebyly v období žíru dospělců rozpoznány hladiny Mn převyšující 5000 mg.kg^{-1} (Kula et al. 2012), proto bylo stanovení tolerance imág listohlodů stromového na Mn v potravě a jejich reakce na mangan v potravě provedeno v laboratorním chovu s potravou kontaminovanou máčením (viz. kapitola Založení laboratorního experimentu).

7 Závěr

Různé aplikační dávky MnSO_4 vpravovaného na půdu vyvolaly diferencované koncentrace Mn disponibilního pro kořenový systém pěstovaných sazenic. Saturace asimilačního aparátu manganem u sazenic v experimentu prokazatelně narůstala se zvyšujícím se podílem manganových sloučenin v půdě. Vyšší příjem manganu z půdního substrátu u sazenic vyvolal chlorózy, nekrózy listů a také opad asimilačního aparátu rostlin. Největší výskyt nekrotických změn na asimilačním aparátu byl zaznamenán na sazenicích ve variantě T3 s nejvyšší koncentrací manganu. Vysoká zátěž manganem zásadně působila na fyziologické procesy sazenic v podobě redukování či zastavení výškového a tloušťkového růstu rostlin. Pouze u buku a modřínu nebyly stanoveny signifikantní odchylky v naměřených výškových dimenzích.

Rozdílné množství manganu v potravě nemělo vliv na množství spotřebované potravy, dobu žírové aktivity, intenzitu mortality a hmotnost dospělců *P. arborator*. Vyšší koncentrace manganu spustila u dospělců *P. arborator* eliminační mechanismy, především v podobě vylučování přebytečného manganu v odvrženém trusu.

8 Summary

Anthropogenic activities may lead to increased concentrations of manganese in the environment. Manganese is microelements and it is essential for the metabolism of plants, but its higher concentrations in plants tissues can act as a stress factor. Therefore, the goal of the work was to define the measure of the ability of some phytophages select by manganese contaminated food in field conditions and also to define the reaction of imagoes (*Phyllobius arborator*) on contaminated food by manganese in laboratory conditions.

Different doses of $MnSO_4$ to the soil caused differentiated concentrations of Mn available for the root systems of grown seedlings. Saturation by manganese in assimilation apparatus of seedlings in the experiment increased with an increasing proportion of manganese compounds in the soil. Higher intake of manganese from the soil substrate caused chlorosis, leaf necrosis and falling of assimilation apparatus of plants. The biggest incidence of necrosis on assimilatory apparatus was observed on seedlings in the variant T3 with the highest concentration of manganese. High load manganese influenced physiological processes seedlings in the form of reducing or stopping the height and radial plant growth. Only about beech and larch were not provided significant deviations in the measured height dimensions.

Different amount of manganese in the diet did not have an affect on amount of consumed food, for life activity, intensity of mortality and weight of adults (*P. arborator*). Higher concentrations of manganese launched in adults of *P. arborator* mechanisms of elimination, especially in the form of excess excretion of manganese in the excluded droppings.

9 Přehled použité literatury

AISSA B., KHARYTONOV M., BOUNOUALA M., CHAABIA R., IDRES A., 2015. Airborn soils pollution evaluation with heavy metals in Annaba region (Algeria), *Metallurgical and Mining Industry*, 7 (7): 32–35.

AMANN G., 1995. Hmyz v lese: kapesní obrazový atlas. Překlad Vlastimil Kučera. Vimperk, J. Steinbrener, 344 s.

AMBULKAR N. M., CHUTKE N. L., AGGARIVAL A. L., GARG A. N., 1994. Multielemental analysis of ambient air dust particulate from a cement factory by Neutron activation. *Sci. Total. Environ*, 141: 93–101.

AUDU A. A., LAWAL A. O., 2005. Variation in metal contents of plants in vegetable garden sites in Kano metropolis. *Journal of Applied Science and Environmental Management*, 10(2): 105–109.

BAILEY R. A., CLARK H. M., FERRIS J. P., KRAUSE S., STRONG R. L., 2002. *Chemistry of the environment*. San Diego, Calif.: Academic Press, 2. vyd., 835s.

BENEŠ S., 1994. Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí. Praha, Agrospoj, 158 s.

BERGMANN W., ČUMAKOV A., 1977. Ključna určovanie poruch vovýžive rostlin, VEB Gustav Fischer Verlag Jena a Příroda – vydavatelstvo kníh a časopisov n. p., Bratislava, 1. vyd., 296 s.

BOYD R. S., 2004. Ecology of metal hyperaccumulation, *New Phytologist*, 162: 563–567.

BRADÁČOVÁ E., 2015. Sezónní dynamika obsahu manganu v bylinném patru, půdní a epigeické fauně. Diplomová práce. Brno, Mendelu, 97 s.

BRÁZDOVÁ Z., 1995. Výživa člověka, VVŠ PV, Vyškov, 1. vyd., 145s.

BRÉDA N., HUC R., GRANIER A., DREYER E., 2006. Temperate forest trees and stands under severe drought: A review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences, *Annals of Forest Science*, 63 (6): 625–644.

CARDONA T., MURRAY J. W., RUTHERFORD A. W., 2015. Origin and evolution of water oxidation before the last common ancestor of the cyanobacteria, *Mol. Biol. Evol.*, 32: 1310–1328.

ĆUJIĆ M., DRAGOVIĆ S., DORDEVIĆ M., DRAGOVIĆ R., GAJIĆ B., 2016. Environmental assessment of heavy metals around the largest coal fired power plant in Serbia, *Catena*, 139: 44–52

CULOTTA V. C., YANG M., O'HALLORAN T. V., 2006. Activation of superoxide dismutases, *Biochim. Biophys. Acta*, 1763: 747–758.

ČERVINKA P., 1999. Životní prostředí České republiky. 1. vyd., Praha, Karolinum, 102s.

ČUMAKOV A., 1976. Choroby rastlín spôsobené nedostatkom mikroelementov a boj proti nim, Ministerstvo poľnohospodárstva a výživy SSR, Bratislava, 1. vyd., 8 s.

DEBUS R. J., 2015. FTIR studies of metal ligands, network of hydrogen bonds, and water molecules near the active site Mn_4CaO_5 cluster in Photosystem II, *Biochim. Biophys. Acta*, 1847: 19–34.

DURUIBE J. O., OGWUEGBU M. O. C., EGWURUGWU J. N., 2007. Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of Physical Sciences* 2(5): 112–118.

EL-JAOUAL T., COX D. A., 1998. Manganese toxicity in plants. *Journal of Plant Nutrition*, 21: 353–386.

EPSTEIN E., BLOOM A. J., 2005. Mineral nutrition of plants: principles and perspectives, 2nd ed. Sunderland, Mass.: Sinauer Associates, 380 s.

FOY C. D., CHANEY R. L., WHITE M. C., 1978. The physiology of metal toxicity in plants, *Annual Review of Plant Physiology*, 29: 511–566.

FRIDOVICH I., 1975. Superoxidedismutases, *Annu. Rev. Biochem.*, 44: 147–159.

GHANOTAKIS D. F., BABCOCK G. T., YOCUM C. F., 1984. Calcium reconstitutes High rates of oxygen evolution in polypeptidedepleted photosystem II preparations, *FEBS Lett*, 167: 127–130.

GREENWOOD N., EARNSHAW A., 1993. *Chemie prvků. Informatorium*, Praha, 1. vyd., 1635 s.

HABUŠTOVÁ O., WEISMANN L., 2001. Predominant criteria for evaluation of the toxic effect of Cd, Pb and Cu on insect in agroecosystems and natural ecosystems. *Ecologia (Bratislava)*, 20: 447–453.

HASSAN H. M., 1988. Biosynthesis and regulativ of superoxidedismutases, *Free Radical Biol. Med.*, 5: 377–385.

HASSAN H. M., 1989. Microbial superoxidedismutases, *Adv. Genet.*, 26: 65–97.

HAUPTMAN I., KUKAL Z., POŠMOURNÝ K., BIČÍK I., 2009. *Půda v České republice*, Praha, Consult, 255s.

HEIKENS A., PEIJNENBURG W. J. G. M., HENDRIKSA. J., 2001. Bioaccumulation of heavy metals in terrestrial invertebrates, *Environmental Pollution*, 113: 385–393.

HELIÖVAARA K., VÄISÄNEN R., 1990. Concentrations of heavy metals in the food, faeces, adults, and empty coccons of *Neodiprion sertifer* (Hymenoptera, Diprionidae). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 45: 13–18.

HELIÖVAARA K., VÄISÄNEN R., 1993. *Insect and Pollution*. London, CRC Press Inc., 393s.

HESLOP R. B., JONES K., 1982. Anorganická chemie: Průvodce pro pokročilé studium, Praha, SNTL – Nakladatelství technické literatury, 1. vyd., 836 s.

HOBBELEN P. H. F., KOOLHAAS J. E., VAN GESTEL C. A. M., 2006. Bioaccumulation of heavy metals in the earth worms *Lumbricus rubellus* and *Aporrectodea caliginosa* in relation to total and available metal concentrations in field soils, *Environmental Pollution*, 144: 639–646.

HORSBURGH M. J., WHARTON S. J., KARAVOLOS M., FOSTER S. J., 2002. Manganese: elemental defence for a life with oxygen, *Trends Microbiol.*, 10: 496–501.

HRABÁK R., PORUBA M., 2005. Les, 1. vyd., Praha, Aventinum, 312 s.

HRDLIČKA P., KULA E., 2006. Reakce břízy na imisní zátěže v Krušných horách. [online] citováno dne 15. dubna 2016. Dostupné na [http: </www.silvarium.cz/>](http://www.silvarium.cz/).

HRDLIČKA P., KULA E., ZABECKA J. M., 1999. The content of selected elements in food plants and in caterpillars of the *Retinia resinella* L. moth. *Sylwan*, 143: 77.

HŘIVNA L., BĚHAL R., RICHTER R., 2011: Vliv předplodiny a dávky N-hnojiv na obsah dusíku v sušině ječmene a dynamiku její tvorby. In: Sborník z konference „Řízení a diagnostika klíčových momentů v technologii jarního ječmene“. Brno: Mendelova univerzita, 10–11.

CHAFFAI R., KOYAMA H., 2011. Heavy metal tolerance in *Arabidopsis thaliana*, *Advances in Botanical Research*, 60: 1–49.

CHANEY R. L., MALIK M., LI Y. M., BROWN S. L., BREWER E. P., ANGLE J. S., BAKER A. J. M., 1997. Phytoremediation of soil metals. *Curr. Opin. Biotechnol.*, 8: 279–284.

CHOWN S. L., NICOLSON S. W., 2004. *Insect Physiological Ecology: Mechanisms and Patterns*. Oxford University Press, New York, 254 s.

JAKKA S. R. K., KNIGHT V. R., JURAT-FUENTES J. L., 2014. Fitness Costs Associated With Field-Evolved Resistance to Bt Maize in *Spodoptera frugiperda* (Lepidoptera: Noctuidae). *J. Econ. Entomol.*, 107: 342–351.

JÄRUP L., 2003. Hazards of heavy metal contamination, *British Medical Bulletin*, 68: 167–182.

KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H. 2001. Trace elements in soils and plants, 3rd ed., Boca Raton, CRC, London, 413 s.

KHAN A., KHAN S., KHAN M. A., QAMAR Z., WAGAS M., 2015. The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk: a review *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 22 : 13772–13799.

KITAO M., LEI T. T., NAKAMURA T., KOIKE T., 2001. Manganese toxicity as indicated by visible foliar symptoms of Japanese white birch (*Betula platyphylla* var. *japonica*), *Environmental Pollution*, 111(1): 89–94.

KODRÍK D., 2012. Fyziologie hmyzu, učebnice. [online] citováno dne 20. dubna 2016. Dostupné na [http: </www.rum.prf.jcu.cz/public/>](http://www.rum.prf.jcu.cz/public/)

KOMPRDA T., 2003. Základy výživy člověka, Mendelova univerzita, Brno, 164 s.

KOWALCZYK J. K., WATALA C., 1989. Content of some heavy metal ions in various developmental stages of the social wasp *Dolichovespula saxonica* Fabr. (Hymenoptera, Vespidae). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 43: 415–420.

KROFTA J. ET AL., 1997. Návodů pro laboratorní cvičení z analytické chemie, 1. vyd., Praha, Vysoká škola chemicko-technologická, 165 s.

KŘÍSTEK J., JANČAŘÍK V., MENTBERGER J., VICENA I., VOLNÝ S., 2002. Ochrana lesů a přírodního prostředí, 2. vyd., Písek, Matice lesnická, 386 s.

- KŘÍSTEK J., URBAN J., 2013. Lesnická entomologie. 2. vyd., Praha, Academia, 445 s.
- KUBÍKOVÁ J., ŠKOP M., 2004. Vícerozměrné statistické metody v programu STATISTICA. 1. vyd., Praha, StatSoft, 59 s.
- KŮDELA V., ACKERMANN P., PRÁŠIL I. T., ROD J., VEVERKA K., 2013. Abiotikózy rostlin: poruchy, poškození a poranění. Praha: Academia, Živá příroda, 566 s.
- KULA E., 2011. Bříza a její význam pro trvalý rozvoj lesa v imisních oblastech. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, 276 s.
- KULA E., HRDLIČKA P., HEDBÁVNÝ J., ŠVEC P., 2012. Various content of manganese in selected forest tree species and plants in the undergrowth. *Beskydy*, 5: 19–26.
- KULA E., MARTINEK P., CHROMCOVÁ L., HEDVÁBNÝ J., 2014a. Development of *Lymantria dispar* affected by manganese in food. *Environmental Science and Pollution Research.*, 21 (20): 11987–11997.
- KULA E., PEŠLOVÁ A., MARTINEK P., MAZAL P., 2014b. Effects of nitrogen on bionomics and food consumption of *Cabera pusaria* (Lepidoptera: Geometridae). *Entomol Fenn*, 25: 6–15.
- KUPERMAN R. G., CHECKAI R. T., SIMINI M., PHILIPS C. T., 2004. Manganese toxicity in soil for *Eisenia fetida*, *Enchytraeus crypticus* (Oligocheta) and *Folsomia candida* (Collembola). *Ecotoxicol. Environ. Safe*, 57: 48–53.
- LINDQVIST L., 1992. Accumulation of cadmium, copper, and zinc in five species phytophagous insects. *Environ. Entomol.*, 21: 160–163.
- MANION P. D., 1981. Tree disease concepts, Englewood Cliffs, Prentice-Hall, 399 s.
- MARSCHNER H., 1995. Mineral nutrition of higher plants. London: Academic Press, 2nd ed., 889 s.

MARSCHNER P., 2012. Marschner's mineral nutrition of higher plants, 3rd ed., London, London: Academic, 672 s.

MARTINEK P., 2013. Mangan jako faktor ovlivňující vývoj bekyně velkohlavé (*Lymantria dispar*), SilvaNet – WoodNet 2013, 53–54.

MCCORD J. M., 1976. Iron – and manganese-containing superoxidedismutases, Adv. Exp. Med. Biol., 74. 540–550.

MCDONNELL C. C., ROARK R. C., 1917. Occurrence of manganese in insect flowers and insect flower. Washington, D. C., Journal of agricultural research, 11 (3): 77–81.

MCDOWELL N., POCKMAN W. T., ALLEN C. D., BREASHEARS D. D., COBB N., KOLB T., PLAUT J., SPERRY J., WEST A., WILLIAMS D. G., YEPEZ E., 2008. Mechanisms of plant survival and mortality during drought: Why do some plants survive while others succumb to drought?, New Phytologist, 178 (4): 719–739

MCHARGUE D. S. M. S., SPENCER J., 1921. The Role of Manganese in Soils and Plants, Ithaca, N. Y., Cornell University, 69 s.

MINA M., MARTIN-BENITO D., BUGMANN H., CAIRELLERET M., 2016. Forward modeling of tree-ring width improves simulation of forest growth responses to drought, Agricultural and Forest Meteorology, 221: 13–33.

NAJAFPOUR M. M., MOGHADDAM A. N., ALLAKHVERDIEV S. I. et al., 2012. Biological wateroxidation: lessons from nature, Biochim. Biophys. Acta, 1817: 1110–1121.

NATION J. L., 2002. Insect physiology and biochemistry. Boca Raton, Fla.: CRC Press, 485 s.

NAVRÁTIL T., SHANLEY J. B., SKŘIVAN P., KRÁM P., MIHALJEVIČ M., DRAHOTA P., 2007. Manganese Biogeochemistry in a Central Czech Republic Catchment. *Water, Air, and Soil Pollution*, 186 (1–4): 149–165.

PAGLIANO C., SARACCO G., BARBER J., 2013. Structural, functional and auxiliary proteins of photosystem II. *Photosynth. Res.*, 116: 167–188.

PEŠLOVÁ A., 2006. Tok těžkých kovů z potravy přes vývojová stádia a jejich dopad na bionomii bázlivce vrbového a zlatohlávka konžského. Diplomová práce, Brno, Mendelu, 59 s.

PILON-SMITS E., 2005. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, 56: 15–39.

POLÁKOVÁ Š., KUBÍK L., MALÝ S., 2011. Monitoring zemědělských půd v České republice 1992 – 2007, Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno, 118 s.

PROCHÁZKA S., MACHÁČKOVÁ I., KREKULE J., ŠEBÁNEK J. et al., 1998. *Fyziologie rostlin*. 1. vyd., Praha, Academia, 484 s.

PROKEŠ J., 2005. *Základy toxikologie*, nakladatelství Galén a Univerzita Karlova v Praze, Praha, 1. vyd., 248 s.

PŘIKRYLOVÁ H., 2012. Sezónní dynamika manganu v lesním ekosystému. Bakalářská práce. Brno, Mendelu, 68 s.

PURCHART L., KULA E., 2007. Content of heavy metals in bodies of field ground beetles (Coleoptera, Carabidae) with respect to selected ecological factors. *Polish Journal of Ecology*, 55: 305–314.

REEVES R. D., BAKER. A. J. M., 2000. Metal-Accumulating Plants. In: *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment*, Raskin, I. and B. D. Ensley (Eds.). Wiley, New York, 193–229.

REINECKE S. A., REINECKE A. J., 1997. The influence of lead and manganese on spermatozoa of *Eisenia fetida* (Oligocheta). *Soil. Biol. Biochem.*, 29: 737–742.

REUTER D. J., 1975. The recognition and correction of trace element deficiencies, in *Trace Elements in Soil-Plant-Animal Systems*, Academic Press, New York, 291 s.

RICHTER R., HLUŠEK J., 1994. *Výživa a hnojení rostlin - I. Obecná část*, 1. vyd., Brno, Mendel, 177 s.

ROBINSON B. H., 1998. The role of manganese superoxide dismutase in health and disease, *J. Inherited Metab. Dis.*, 21: 598–603.

ROBINSON G. R., SIBRELL R. L., BOUGHTON C. J., YANG L. H., 2007. Influence of soil chemistry on metal and bioessential element concentration in nymphal and adult periodical cicadas, *Science of the Total Environment*, 374: 367–378.

ROKYTOVÁ L., KULA E., KODAROVÁ L., PEŠLOVÁ A., 2004. Feeding of the willow leaf beetle *Lochmaea caprea* L. (Coleoptera, Chrysomelidae) on leaves of birch (*Betula pendula* Roth) contaminated by heavy metals. *Journal of forest science*, 50 (3): 109–117.

RYAN M. G., 2011. Tree responses to drought, *Tree Physiology*, 31 (3): 237–239.

SAMOLI E. et al., 2006. Short-term effects of nitrogen dioxide on mortality: an analysis within the APHEA project, *European Respiratory Journal*, 27 (6): 1129–1138.

SANGÜESSA-BAREDA G., CAMARERO J. J., OLIVA J., MONTES F., GAZOL A., 2015. Past logging, drought and pathogens interact and contribute to forest dieback, *Agricultural and Forest Meteorology*, 208: 85–94.

SATO K., 2008. Protein-pigments and the photosystem II reaction center: a glimpse in to the history of research and reminiscences, *Photosynth. Res.*, 98: 33–42.

SHARON M., 1998. *Moderní výživa od A do Z: malá encyklopedie výživy*, 1. vyd.,

SIEPRAWSKA A., FILEK M., TOBIASZ A., WALAS S. DUDEK-ADAMSKA D., GRYGO-SZYMANKO E., 2016. Trace elements' uptake and antioxidant response to excess of manganese in in vitro cells of sensitive and tolerant wheat, *Acta Physiologiae Plantarum*, 38 (2): 1–12.

SIMS J. T., 1986. Soil pH effects on the distribution and plant availability of manganese, copper and zinc, *SoilSci. Soc. Amer. J.*, 50: 367–373.

SKŘIVAN P., NAVRÁTIL T., VACH M., SEQUENS J., KURIAN M., KVIDOVÁ O., 2002. Biochemical cycles of metals in the environment: Factors controlling their content in the tissues of selected forest tree species. *Scientia Agric. Bohem.*, 33: 71–78.

SLODIČÁK M., 2007. Lesnické hospodaření v imisní oblasti Krušných hor. In: výzkumné projekty grantové služby LCR . Hradec Králové: Lesy České republiky, s. p., 3–4.

SORENSEN A. M., CHASE-DUNN C. M., TRUMBLE T. J., 2009. Chronic exposure to elevated levels of manganese and nickel is not harmful to a cosmopolitan detritivore, *Megaselia scalaris* (Diptera: Phoridae). *Insect Science*, 16: 73–79.

STARÝ P., KUBIZŇÁKOVÁ J., 1987. Content and transfer of heavy metal air pollutants in populations of *Formica* ssp. wood ants (Hymenoptera, Formicidae). *J. Appl. Ent.*, 104: 1–10.

SUGA M., AKITA F., HIRATA K., UENO G., MURAKAMI H., NAKAJIMA Y., SHIMIZU T., YAMASHITA K., YAMAMOTO M., AGO H., SHEN J. R., 2015. Native Structure of photosystem II at 1.95Å^o resolution viewed by femtosecond X-ray pulses, *Nature*, 517: 99–103.

SWARTJES F. A., DIRVEN-VAN BREEMEN, E. M., OTTE P. F., VANBEELEN P.,RIKKENM. G. J., TUINSTRA J., SPIJKER J., ANDLIJZEN J. P. A., 2007, Human health risks due to consumption of vegetables from contaminated sites, National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, NL, 130 s.

TRUM F., TITEUX H., PONETTE Q., BERG B., 2015. Influence of manganese on decomposition of common beech (*Fagus sylvatica* L.) leaf litter during field incubation, *Biogeochemistry*, 125 (3): 349–358.

UHLÍŘOVÁ H., FABIÁNEK P., PASUTHOVÁ J., BALCAR V., ŠRÁMEK V., 2004. Poškození lesních dřevin, 1. vyd., Praha, Lesnická Práce, 288 s.

ULBRICHOVÁ I., 2007. Těžké kovy, elektronická skripta. [online] citováno dne 8. března 2016. Dostupné na [http: </www. fle.czu.cz/>](http://www.fle.czu.cz/)

ÚRADNÍČEK L., MADĚRA P., TICHÁ S., KOBLÍŽEK J., 2009. Dřeviny České republiky. 2. vyd., Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, 367 s.

VALKAMA E., KORICHEVA J., OKSANEN E., 2007. Effects of elevated O₃, alone and in combination with elevated CO₂, on tree leaf chemistry and insect herbivore performance: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 13: 184–201.

VANĚK V., BALÍK J., PAVLÍKOVÁ D., TLUSTOŠ P., 2007. Výživa polních a zahradních plodin, ProfiPress, Praha, 167 s.

WEISMANN L., CHOCHOLATÁ A., KRNOVÁ M., 1983. Vplyv zvýšeného obsahu Cd v potrave na životné prejavy postembryonálnych vývojových štádií druhu *Scotia septum* (Lepidoptera). *Acta Ecol.*, 10 (27): 103–138.

WEISMANN L., ŘEHÁKOVÁ M., 1993. Toxic effect of selected industrial imissions and heavy metals on postembryonic developmental stages of insects. *Entomol. Problems*, 24: 13–29.

WHITTAKER J. W., 2010. Metal uptake by manganem superoxidedismutase, *Biochim. Biophys. Acta*, 1804: 298–307.

WU C., ZHANG L., 2010. Heavy metal concentrations and their possible sources in paddy soils of a modern agriculture zone, south-eastern China. *Environmental Earth Sciences*, 60: 45–56.

ZAPLETAL M., CHROUST P., KUŇÁK D., 2003. The relationship between defoliation of Norway spruce and atmospheric deposition of sulphur and nitrogen compounds in the Hruby Jeseník Mts (the Czech Republic). *Ekologia (Bratislava)*, 22 (4): 337–347.

ZVEREVA E. L., KOZLOV M. V., 2006. Consequences of simultaneous elevation of carbon dioxide and temperature for plant–herbivore interactions: a meta-analysis. *Global Change Biol*, 12: 27–41.

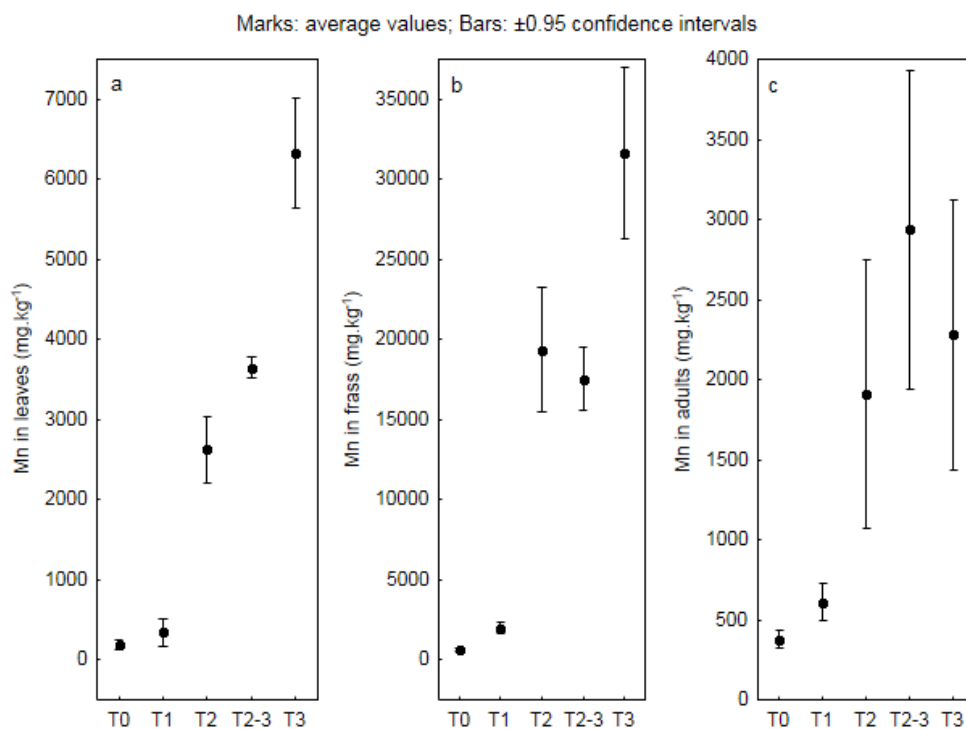
10 Přílohy

64	T3	60	T2	56	T1	52	T0	48	T3	44	T2	40	T1	36	T0	32	T3	28	T2	24	T1	20	T0	16	T3	12	T2	8	T1	4	T0
63	T3	59	T2	55	T1	51	T0	47	T3	43	T2	39	T1	35	T0	31	T3	27	T2	23	T1	19	T0	15	T3	11	T2	7	T1	3	T0
62	T3	58	T2	54	T1	50	T0	46	T3	42	T2	38	T1	34	T0	30	T3	26	T2	22	T1	18	T0	14	T3	10	T2	6	T1	2	T0
61	T3	57	T2	53	T1	49	T0	45	T3	41	T2	37	T1	33	T0	29	T3	25	T2	21	T1	17	T0	13	T3	9	T2	5	T1	1	T0
Vstup																															
125	T0	121	T1	117	T2	113	T3	109	T0	105	T1	101	T2	97	T3	93	T0	89	T1	85	T2	81	T3	77	T0	73	T1	69	T2	65	T3
126	T0	122	T1	118	T2	114	T3	110	T0	106	T1	102	T2	98	T3	94	T0	90	T1	86	T2	82	T3	78	T0	74	T1	70	T2	66	T3
127	T0	123	T1	119	T2	115	T3	111	T0	107	T1	103	T2	99	T3	95	T0	91	T1	87	T2	83	T3	79	T0	75	T1	71	T2	67	T3
128	T0	124	T1	120	T2	116	T3	112	T0	108	T1	104	T2	100	T3	96	T0	92	T1	88	T2	84	T3	80	T0	76	T1	72	T2	68	T3

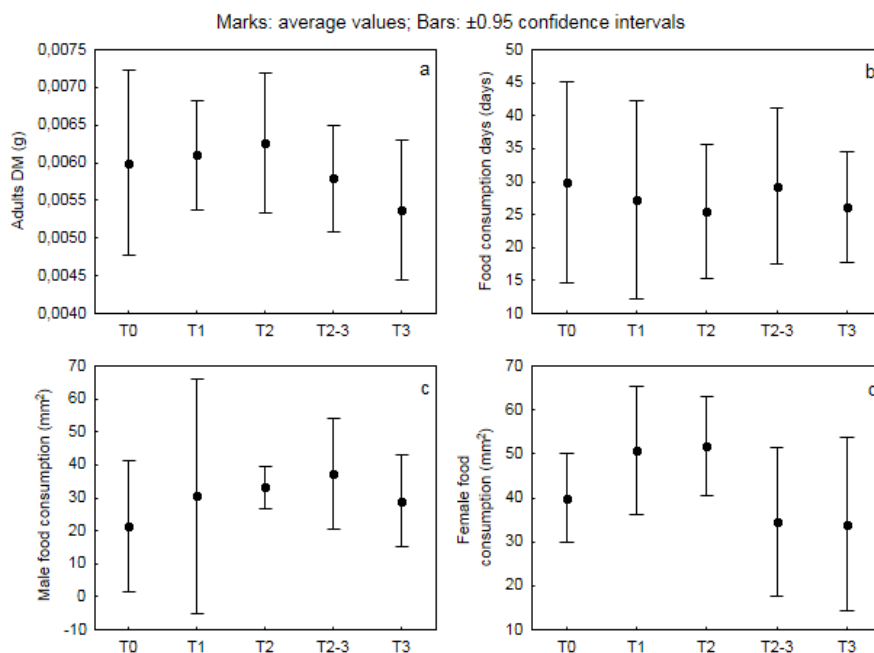
Obr. 1: Fóliovník č. 1 – uspořádání sazenic břízy

64		60	T3	56	T3	52	T3	48	48.1	T2	44	T2	40	T2	36	T2	32	T1	28	T1	24	T1	20	T1	16	16.1	T0	12	T0	8	T0	4	T0
	JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		
63	63.1	59	T3	55	T3	51	T3	47		T2	43	T2	39	T2	35	T2	31	31.1	T1	27	T1	23	T1	19	T1	15	T0	11	T0	7	T0	3	T0
	JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		
62		58	T3	54	T3	50	T3	46	46.1	T2	42	T2	38	T2	34	T2	30	T1	26	T1	22	T1	18	T1	14	14.1	T0	10	T0	6	T0	2	T0
	JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		
61	61.1	57	T3	53	T3	49	T3	45		T2	41	T2	37	T2	33	T2	29	29.1	T1	25	T1	21	T1	17	T1	13	T0	9	T0	5	T0	1	T0
	JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		
Vstup																																	
125		121	T0	117	T0	113	T0	109	109.1	T1	105	T1	101	T1	97	T1	93	T2	89	T2	85	T2	81	T2	77	77.1	T3	73	T3	69	T3	65	T3
	JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		
126	126.1	122	T0	118	T0	114	T0	110		T1	106	T1	102	T1	98	T1	94	94.1	T2	90	T2	86	T2	82	T2	78	T3	74	T3	70	T3	66	T3
	JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		
127		123	T0	119	T0	115	T0	111	111.1	T1	107	T1	103	T1	99	T1	95	T2	91	T2	87	T2	83	T2	79	79.1	T3	75	T3	71	T3	67	T3
	JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		
128	128.1	124	T0	120	T0	116	T0	112		T1	108	T1	104	T1	100	T1	96	96.1	T2	92	T2	88	T2	84	T2	80	T3	76	T3	72	T3	68	T3
	JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		JR		MD		BK		DB		

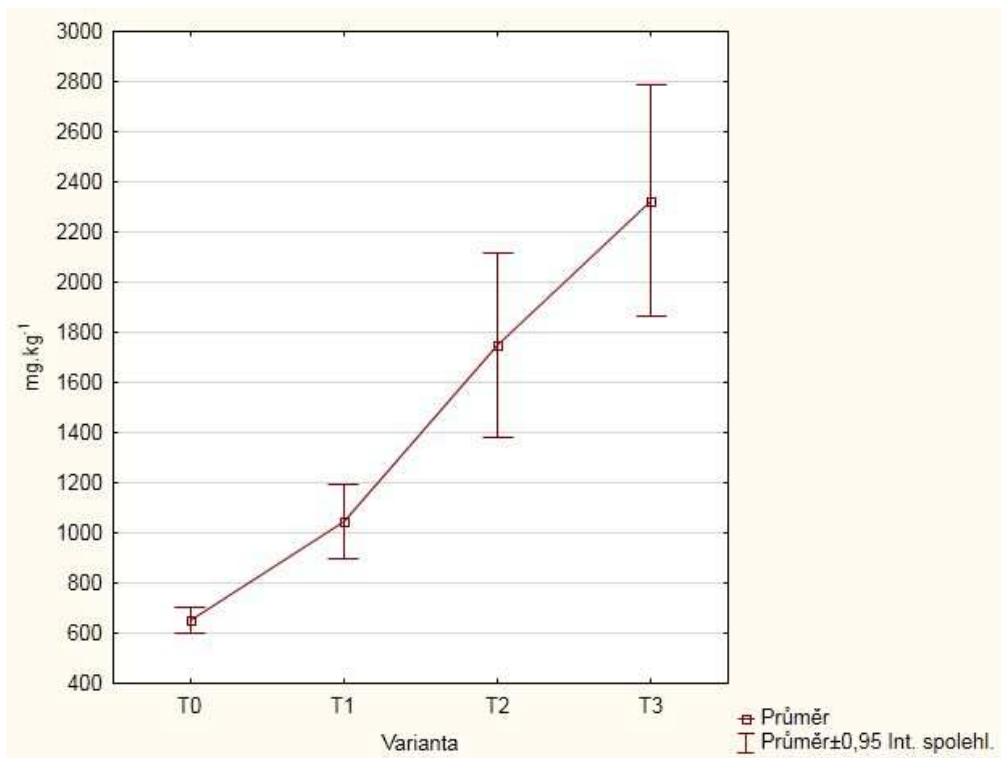
Obr. 2: Fóliovník č. 2 – uspořádání sazenic jeřábu, dubu, buku a modřínu



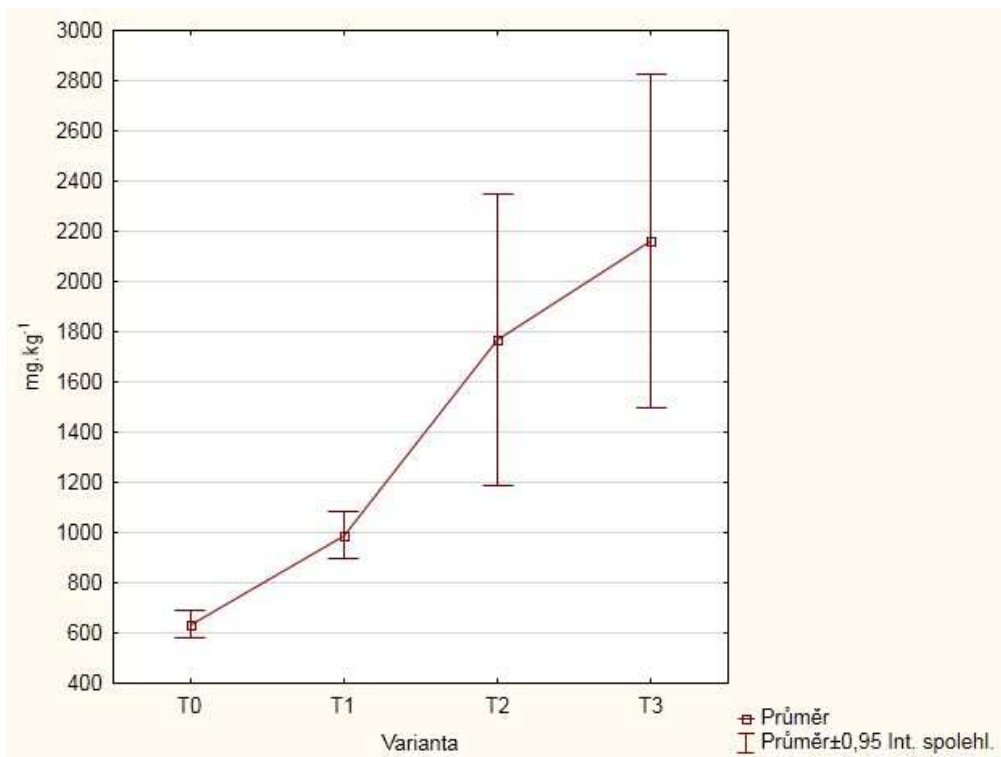
Obr. 3: Sledované parametry dospělců *P. arborator* (a- DM dospělců, b- doba příjmu potravy, c- spotřebovaná potrava samci; d- spotřebovaná potrava samičkami) v laboratorním chovu na potravě ovlivněné manganem (aplikace roztoků $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ o koncentracích T0/0,0; T1/0,5; T2/5,0; T2-3/7,5; T3/10,0 $\text{mg} \cdot \text{ml}^{-1}$).



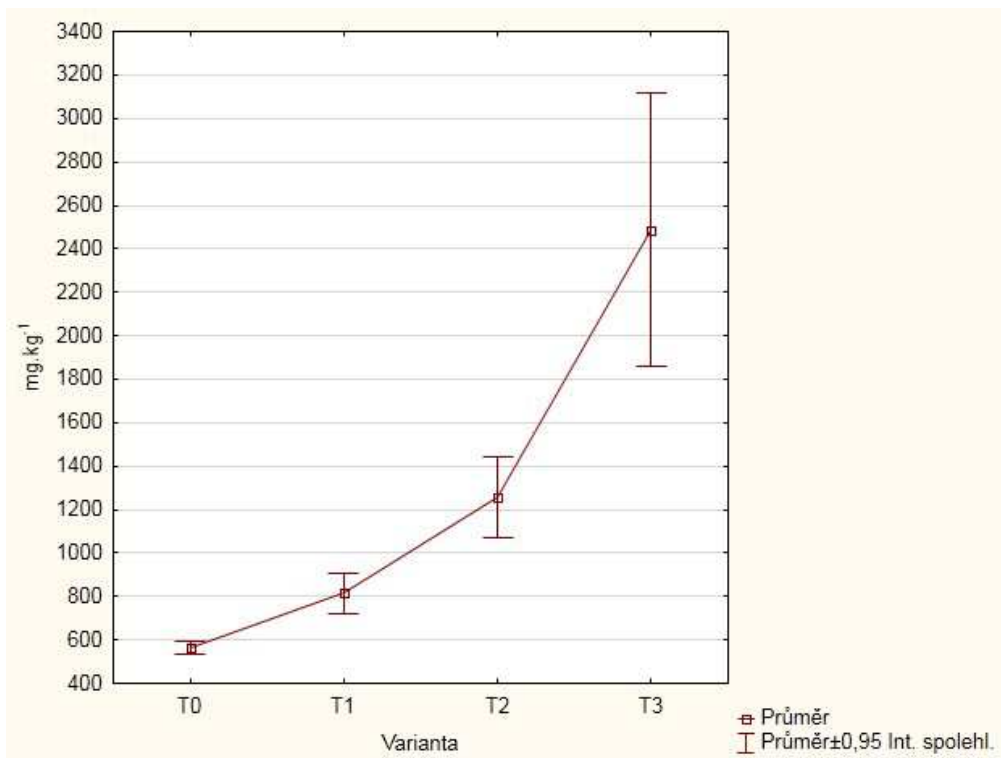
Obr. 4: Koncentrace manganu v potravě, trusu a uhynulých dospělcích získaných v laboratorním chovu *P. arborator* ovlivněném manganem v potravě (dle obr. 1)



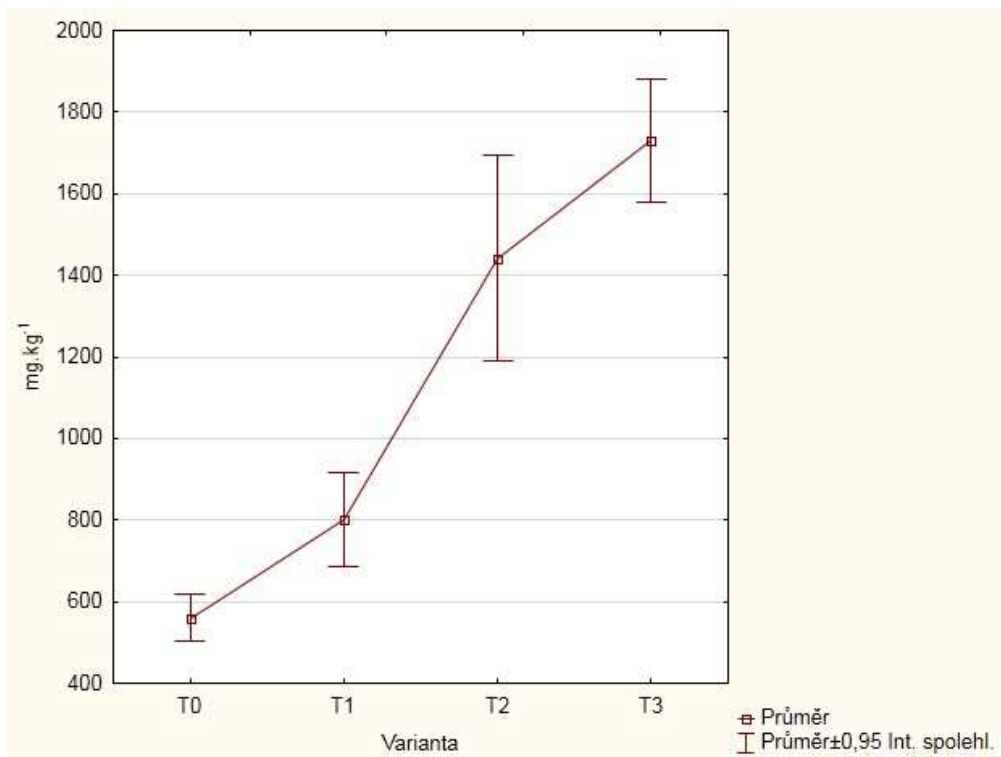
Obr. 5: Průměrné hodnoty koncentrací manganu v půdním substrátu u sazenic břízy



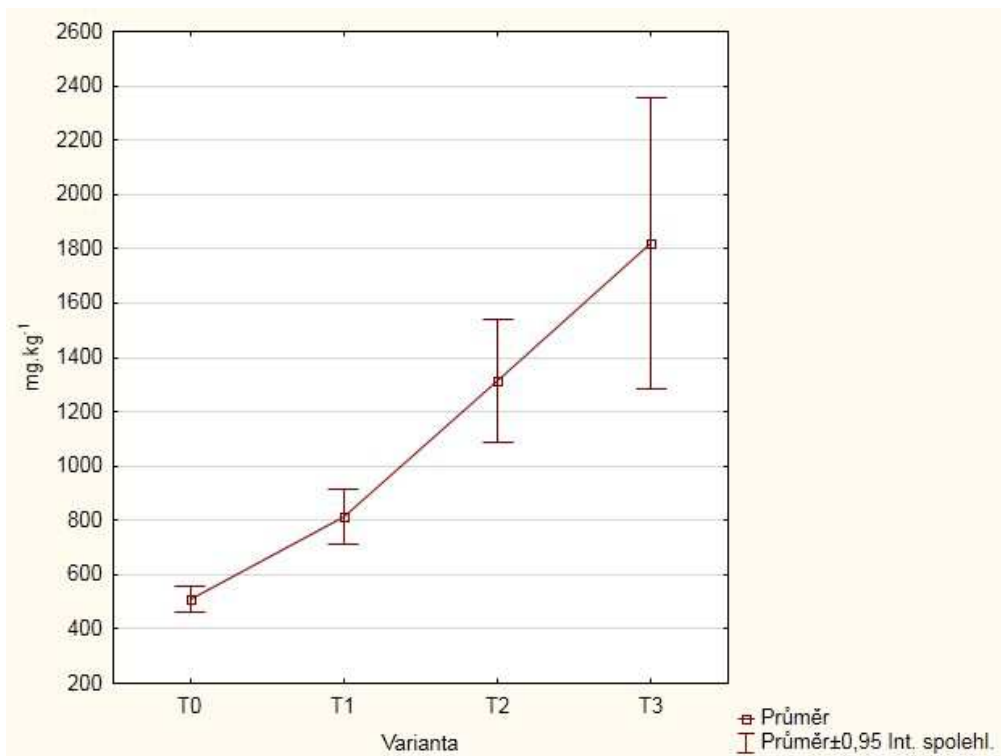
Obr. 6: Průměrné hodnoty koncentrací manganu v půdním substrátu u sazenic jeřábu



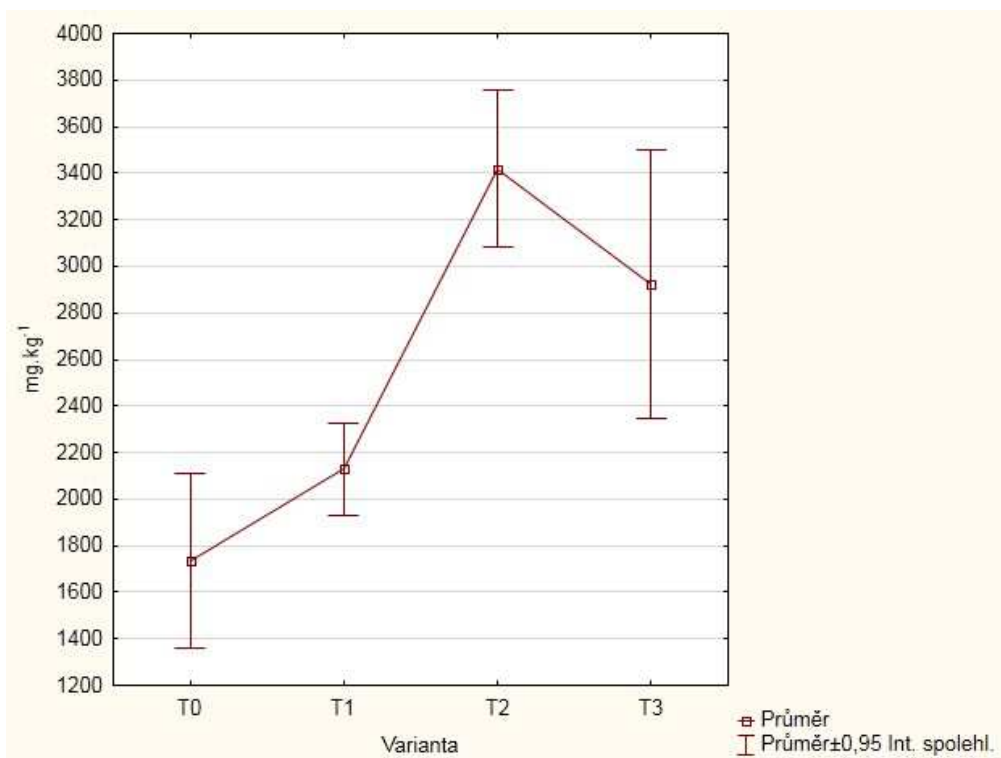
Obr. 7: Průměrné hodnoty koncentrací manganu v půdním substrátu u sazenic dubu



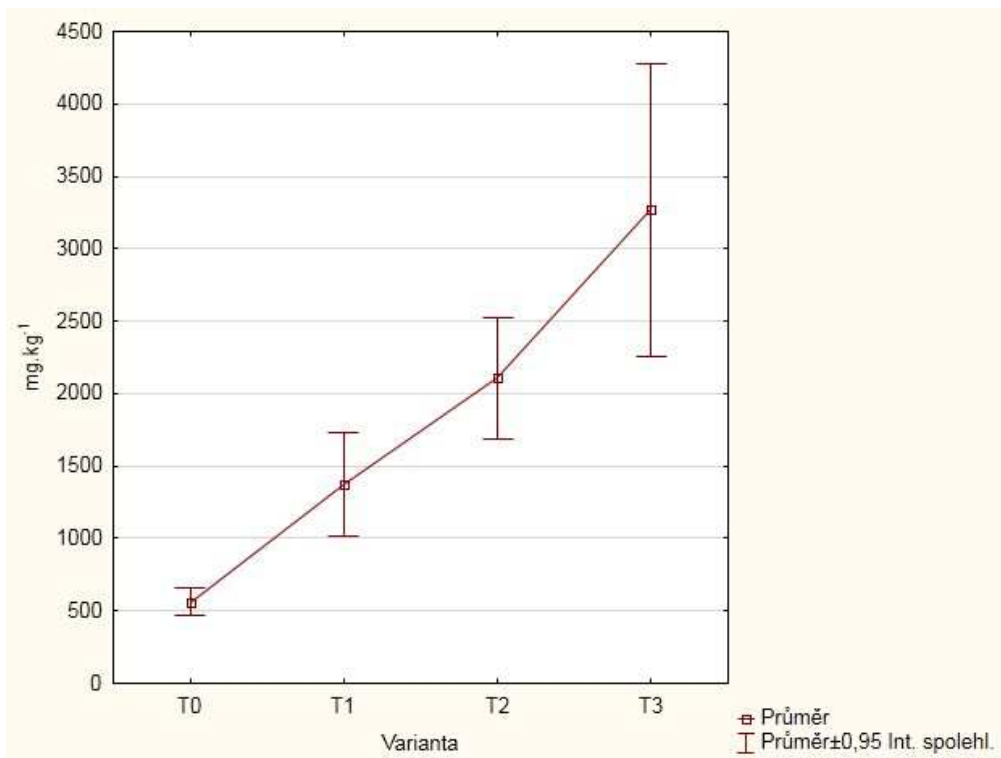
Obr. 8: Průměrné hodnoty koncentrací manganu v půdním substrátu u sazenic buku



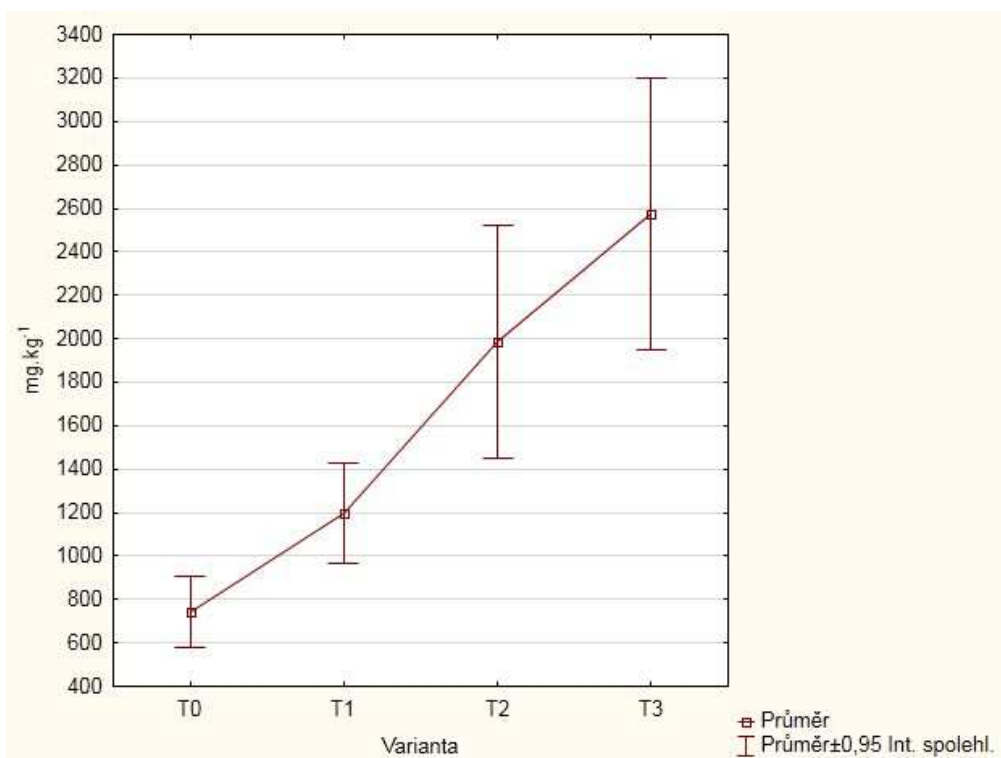
Obr. 9: Průměrné hodnoty koncentrací manganu v půdním substrátu u sazenic modřínu



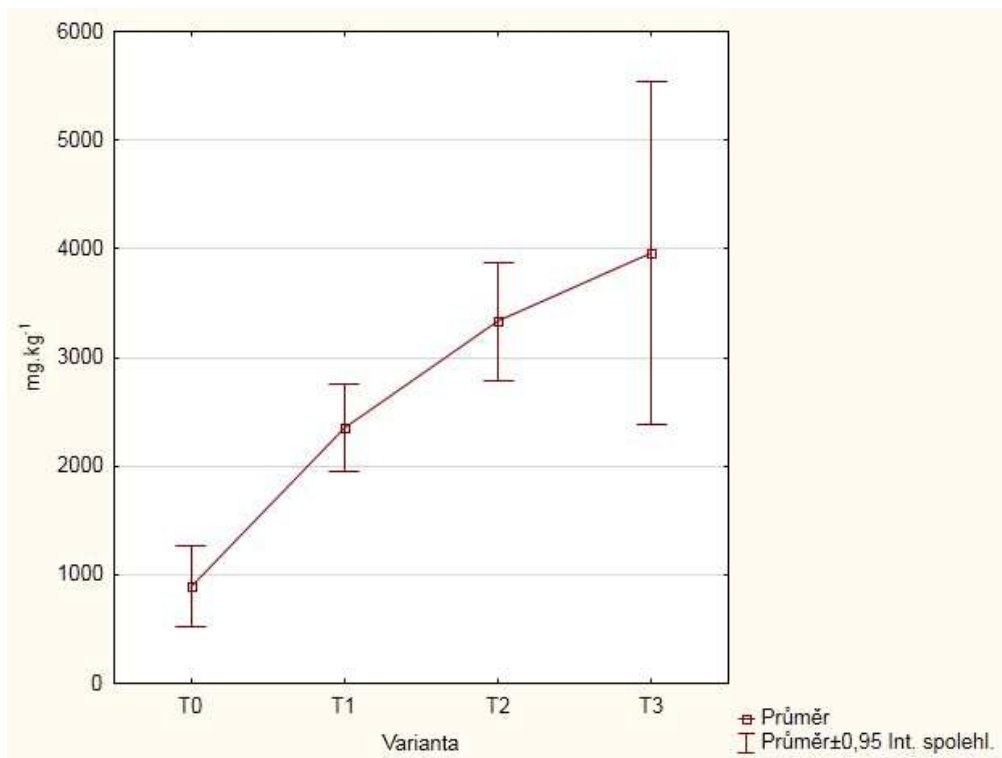
Obr. 10: Průměrné hodnoty koncentrací manganu v asimilačním aparátu břízy (jarní odběr)



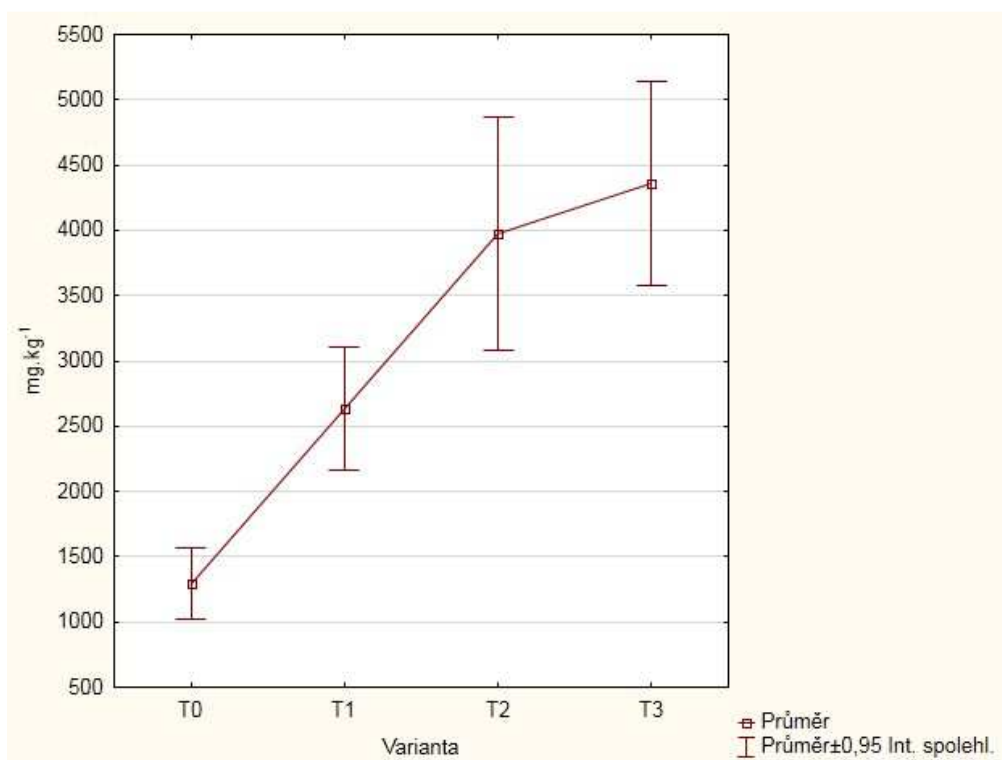
Obr. 11: Průměrné hodnoty koncentrací manganu v asimilačním aparátu jeřábu (jarní odběr)



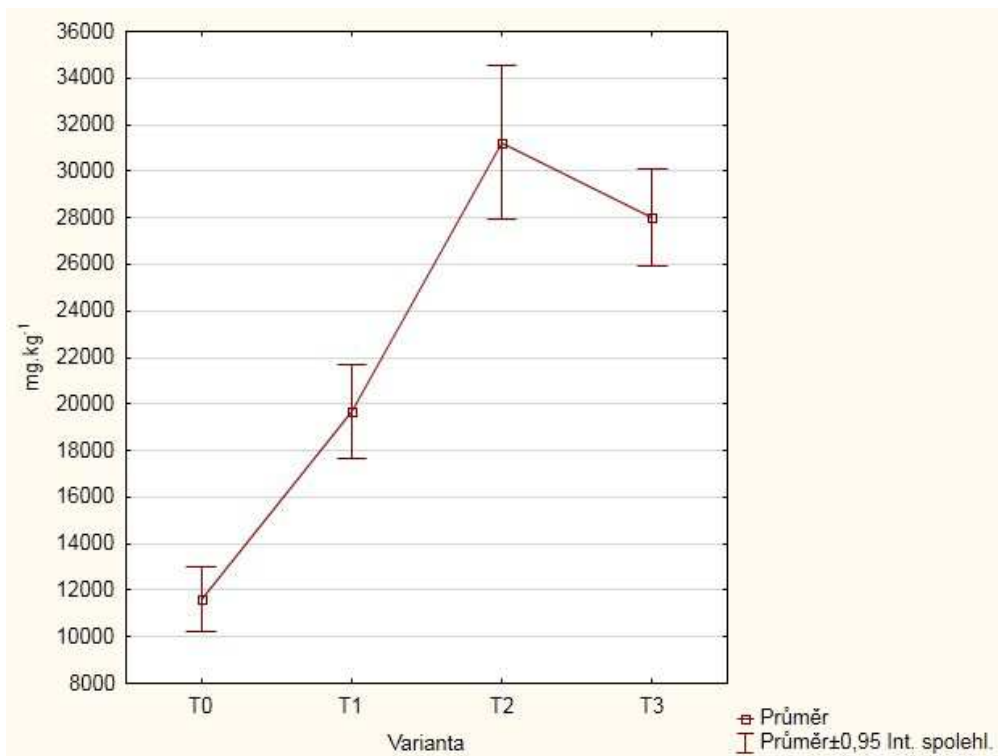
Obr. 12: Průměrné hodnoty koncentrací manganu v asimilačním aparátu dubu (jarní odběr)



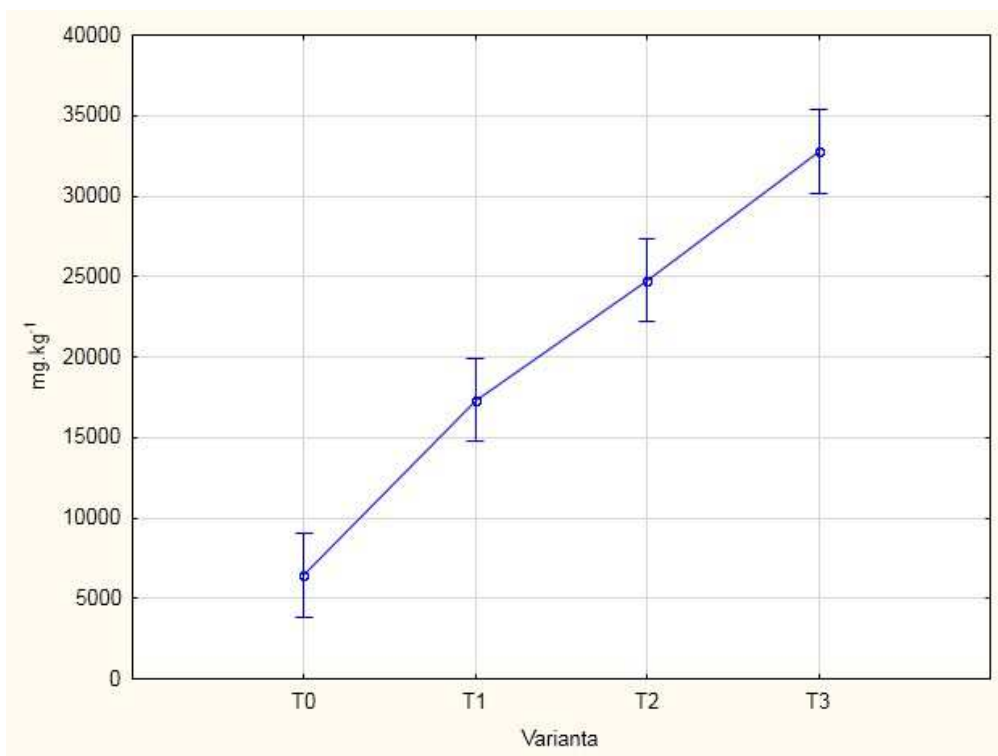
Obr. 13: Průměrné hodnoty koncentrací manganu v asimilačním aparátu buku (jarní odběr)



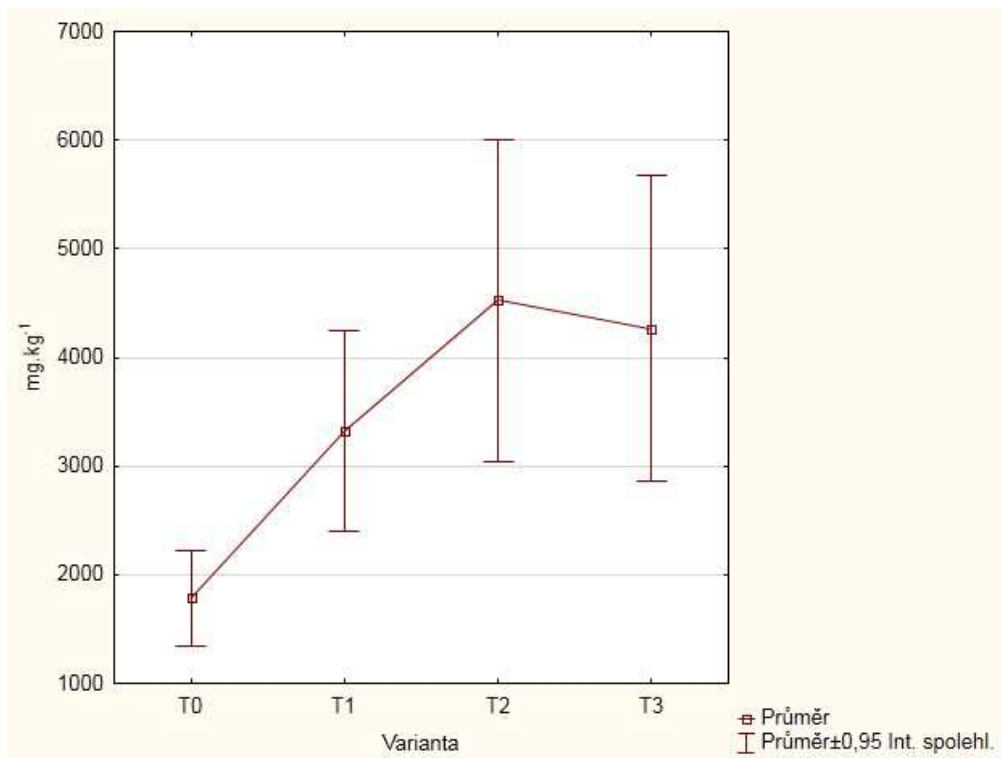
Obr. 14: Průměrné hodnoty koncentrací manganu v asimilačním aparátu modřínu (jarní odběr)



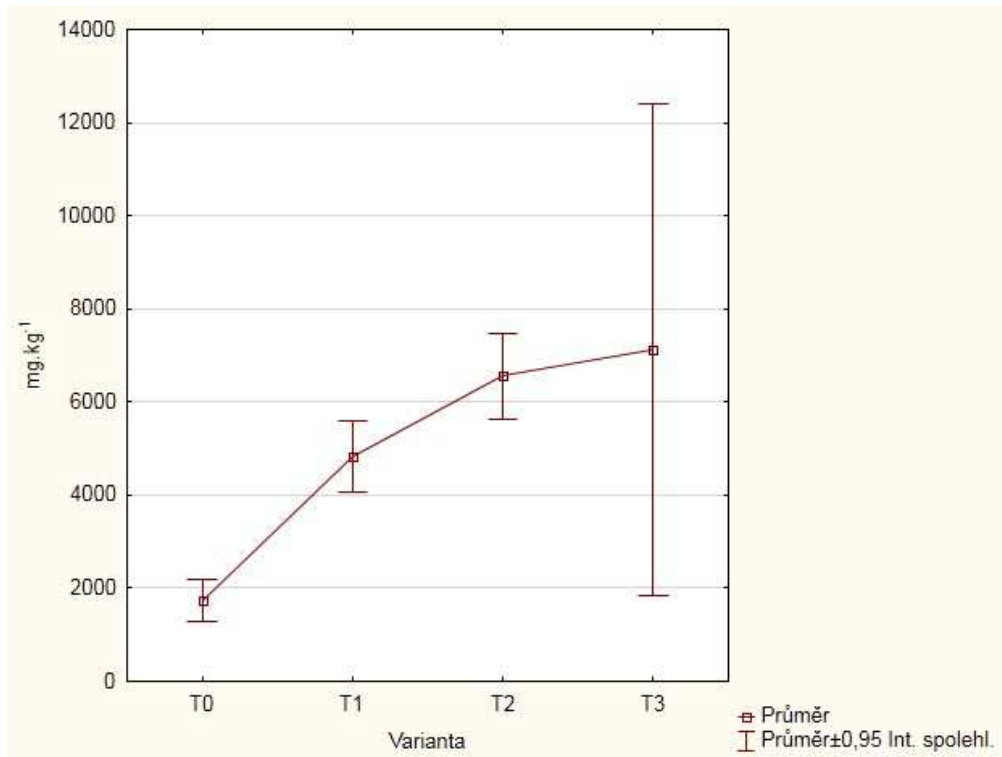
Obr. 15: Průměrné hodnoty koncentrací manganu v asimilačním aparátu břízy (letní odběr)



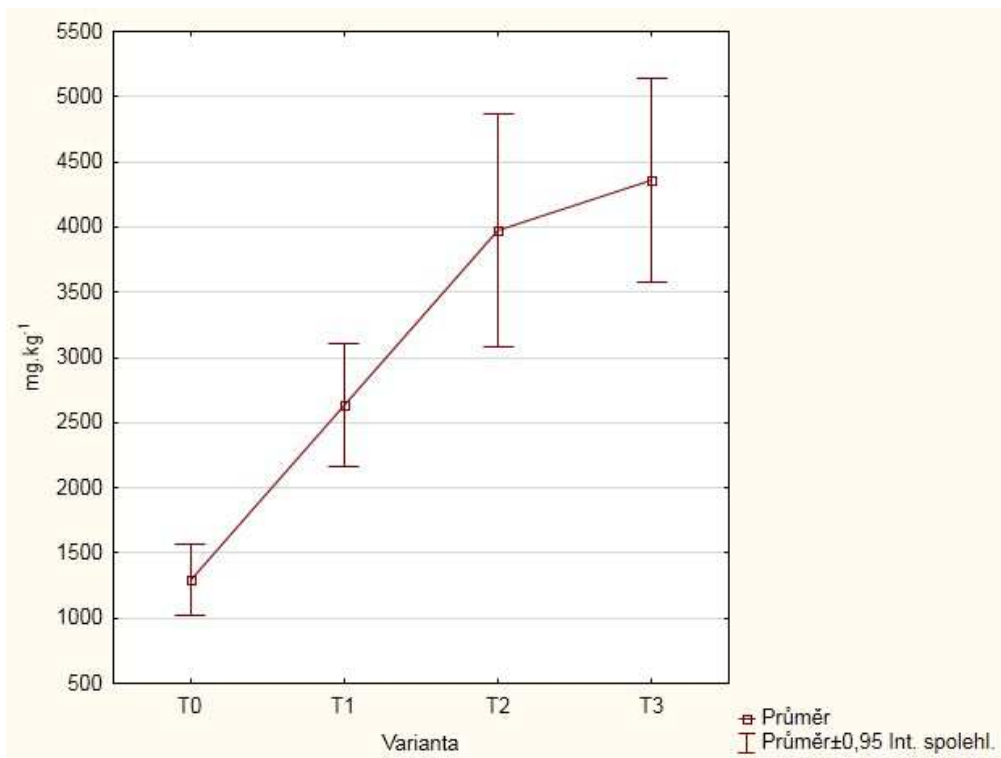
Obr. 16: Průměrné hodnoty koncentrací manganu v asimilačním aparátu jeřábu (letní odběr), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



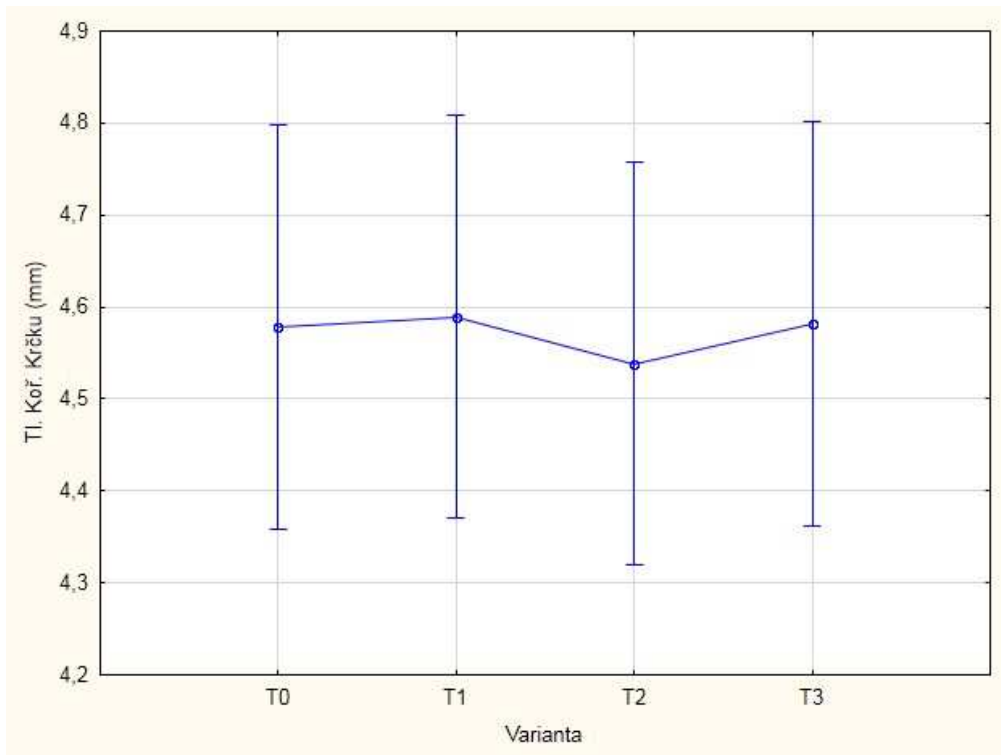
Obr. 17: Průměrné hodnoty koncentrací manganu v asimilačním aparátu dubu (letní odběr)



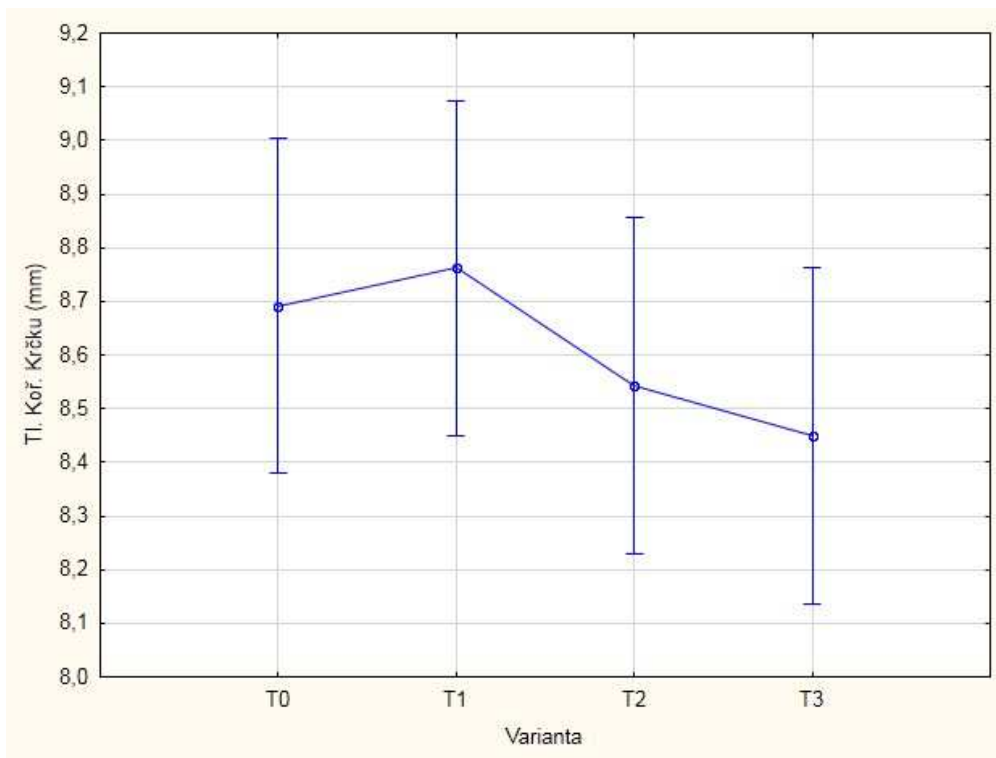
Obr. 18: Průměrné hodnoty koncentrací manganu v asimilačním aparátu buku (letní odběr)



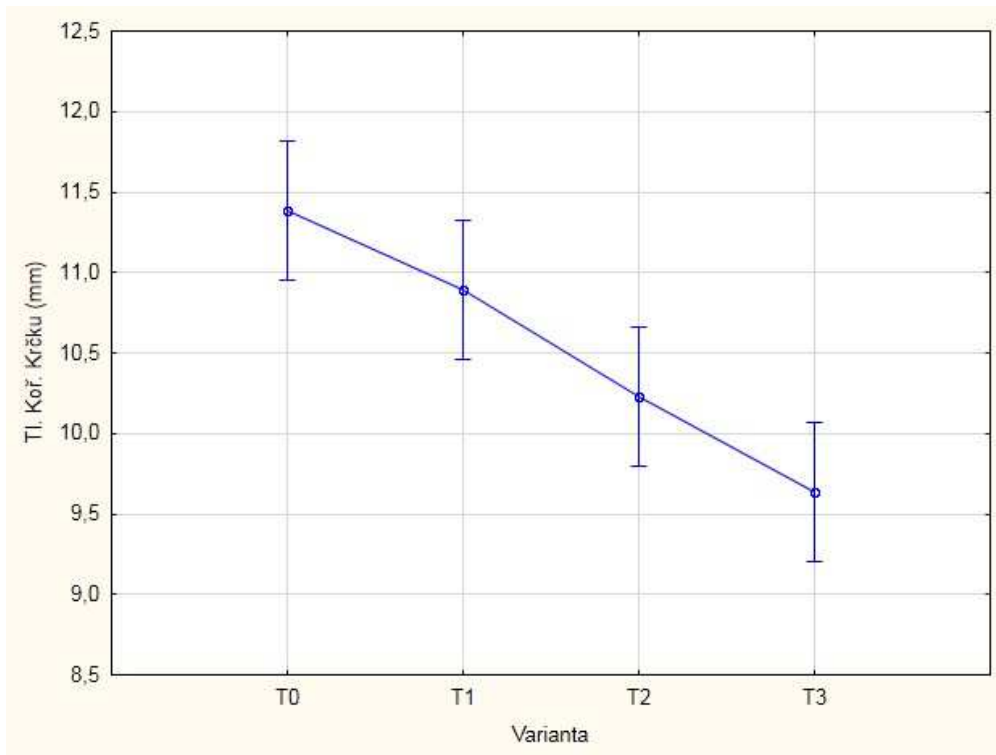
Obr. 19: Průměrné hodnoty koncentrací manganu v asimilačním aparátu modřínu (letní odběr)



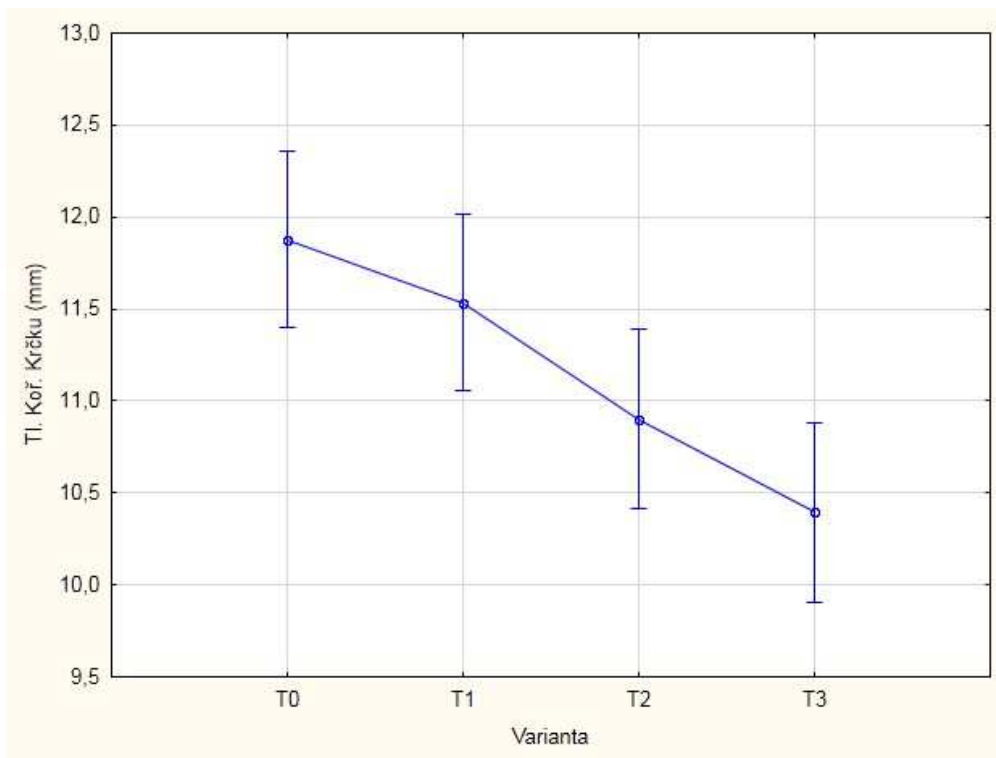
Obr. 20: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí břízy (16. 4. 2013), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



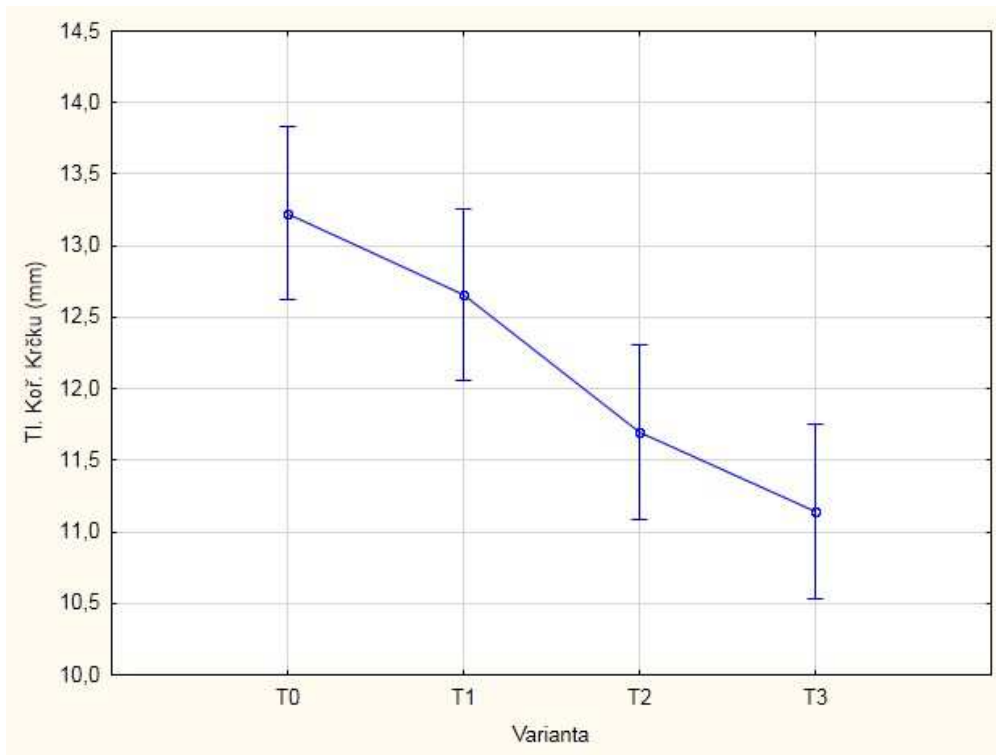
Obr. 21: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí břízy (7. 5. 2014), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



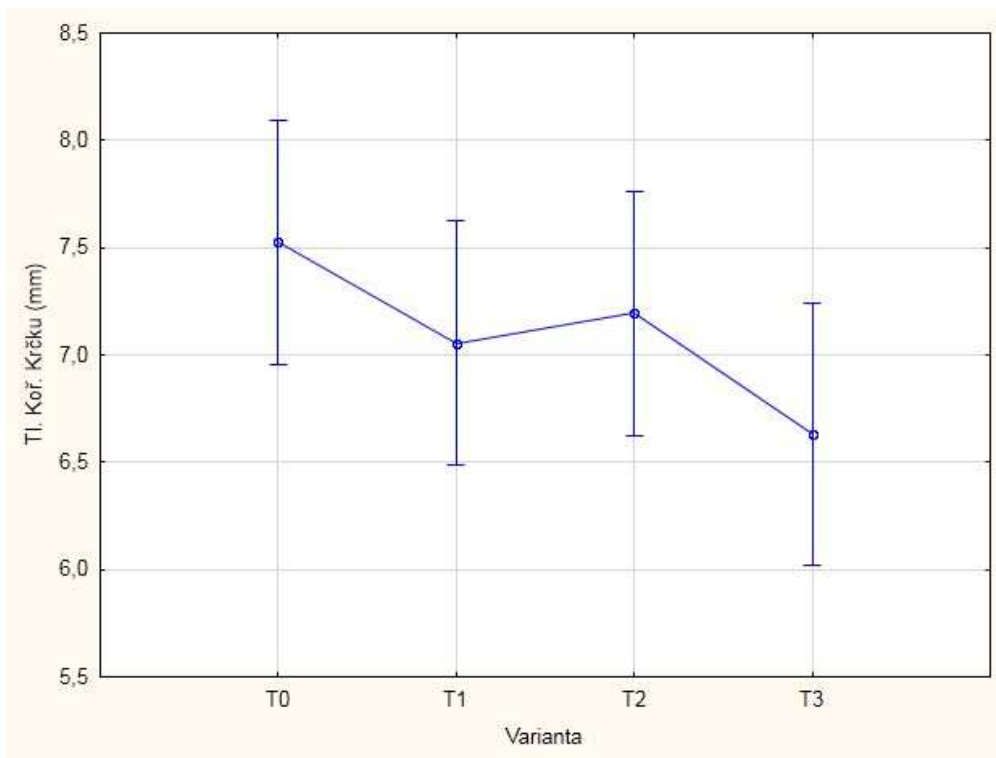
Obr. 22: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí břízy (7. 5. 2014), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



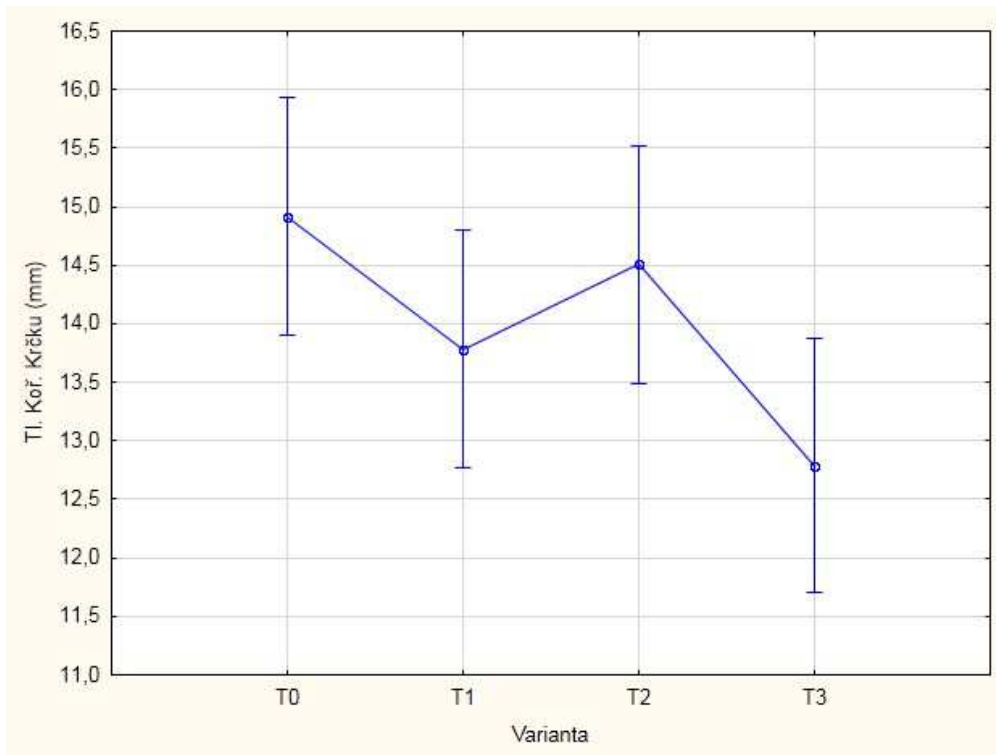
Obr. 23: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí břízy (28. 5. 2015), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



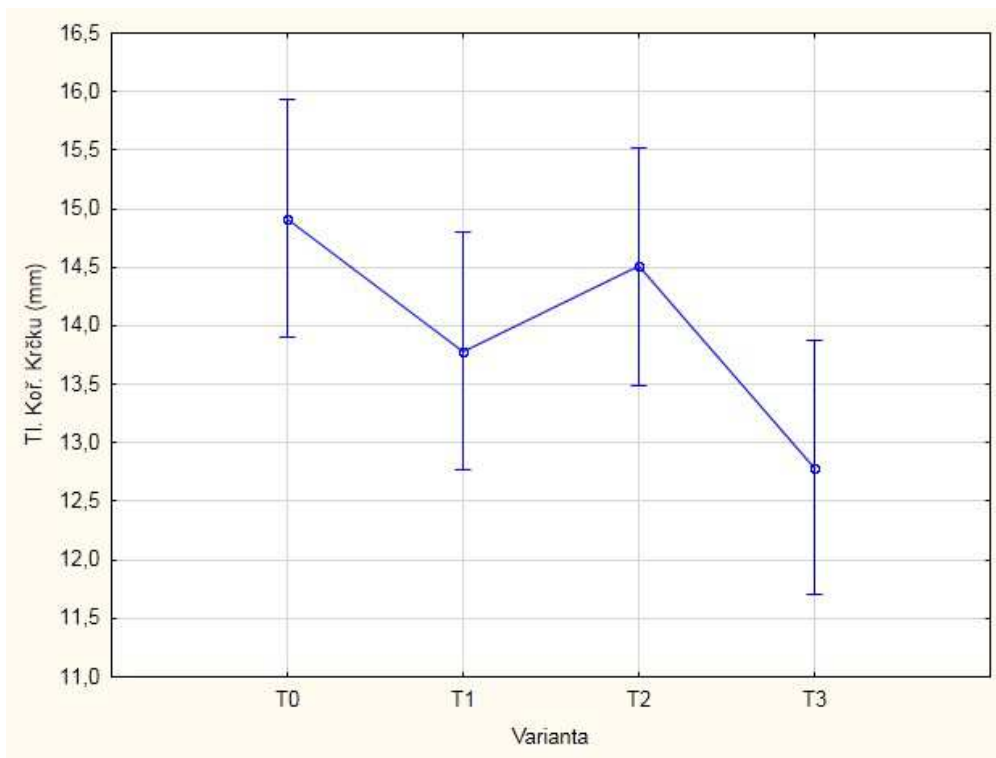
Obr. 24: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí břízy (4. 3. 2016), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



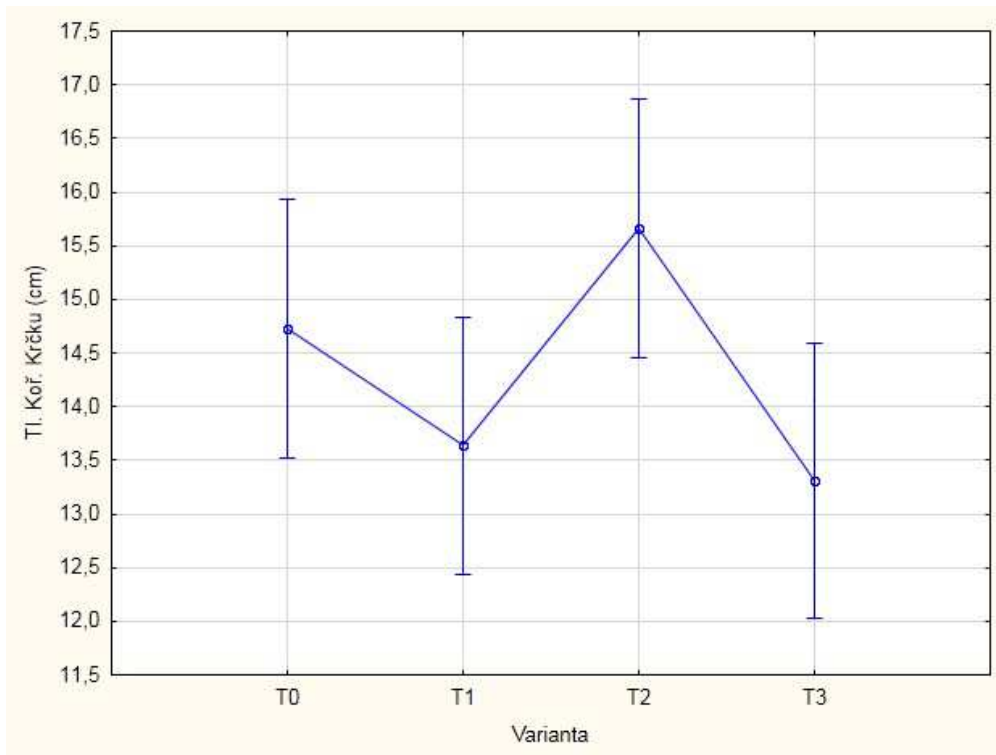
Obr. 25: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí jeřábu (16. 4. 2013), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



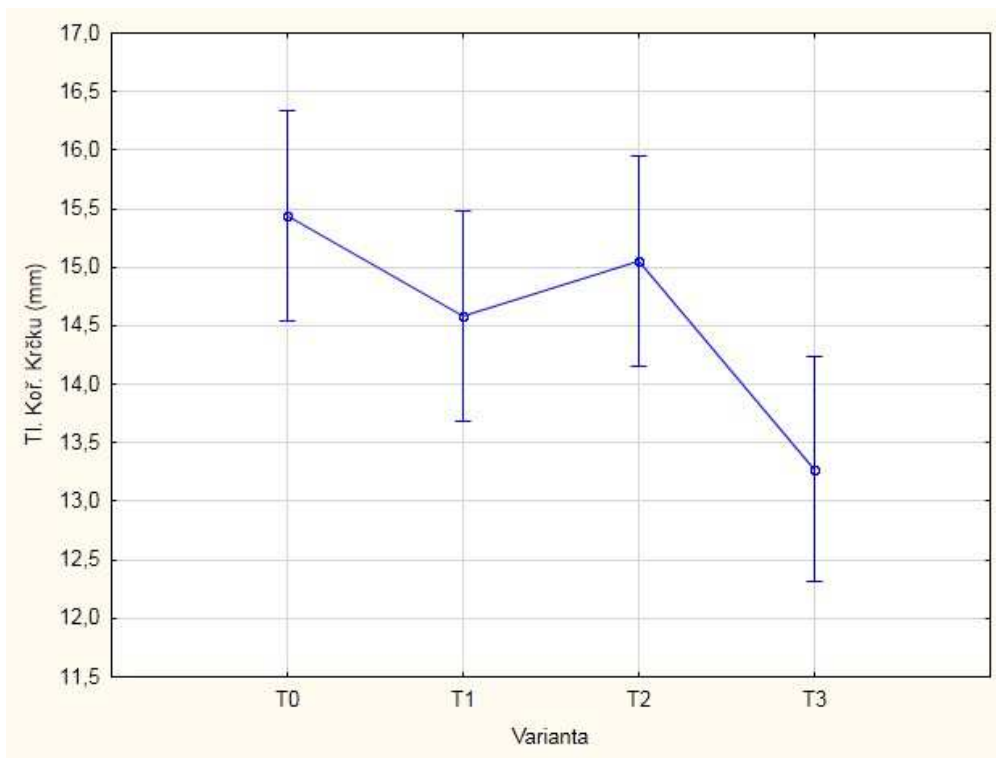
Obr. 26: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí jeřábu (7. 5. 2014), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



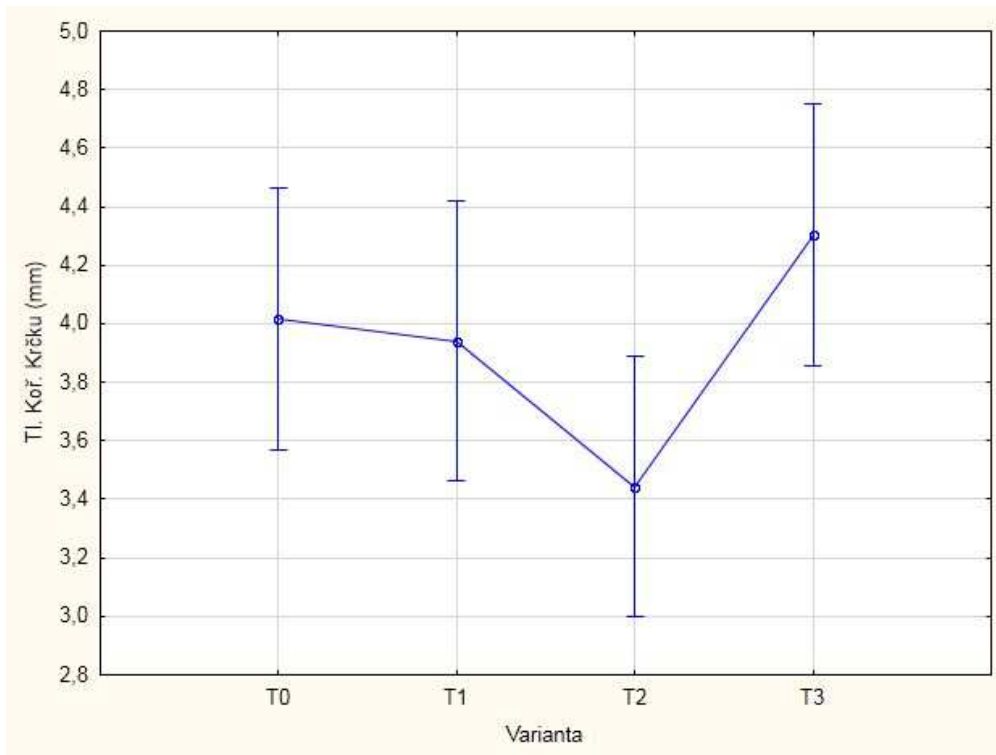
Obr. 27: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí jeřábu (7. 11. 2014), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



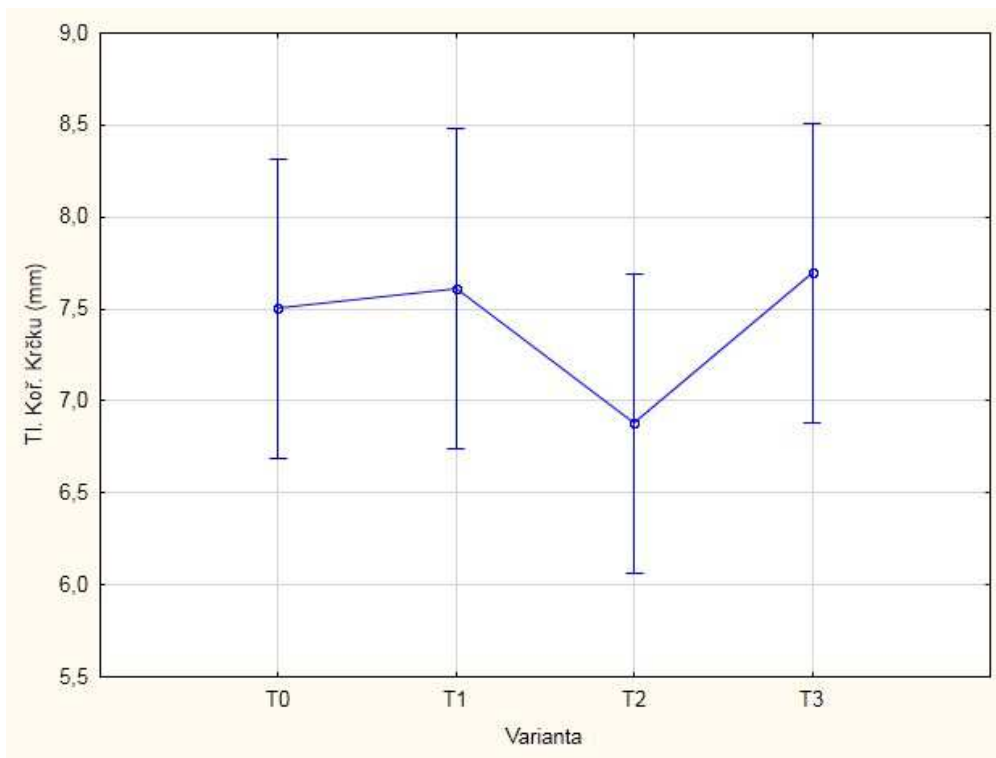
Obr. 28: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí jeřábu (28. 5. 2015), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



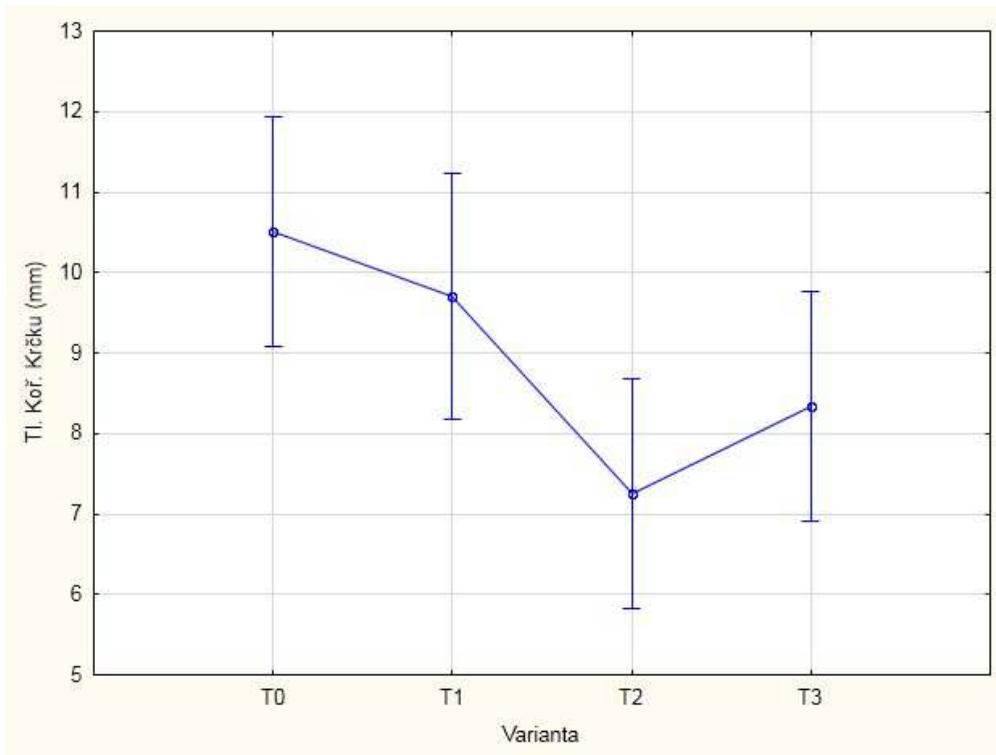
Obr. 29: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí jeřábu (4. 3. 2016), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



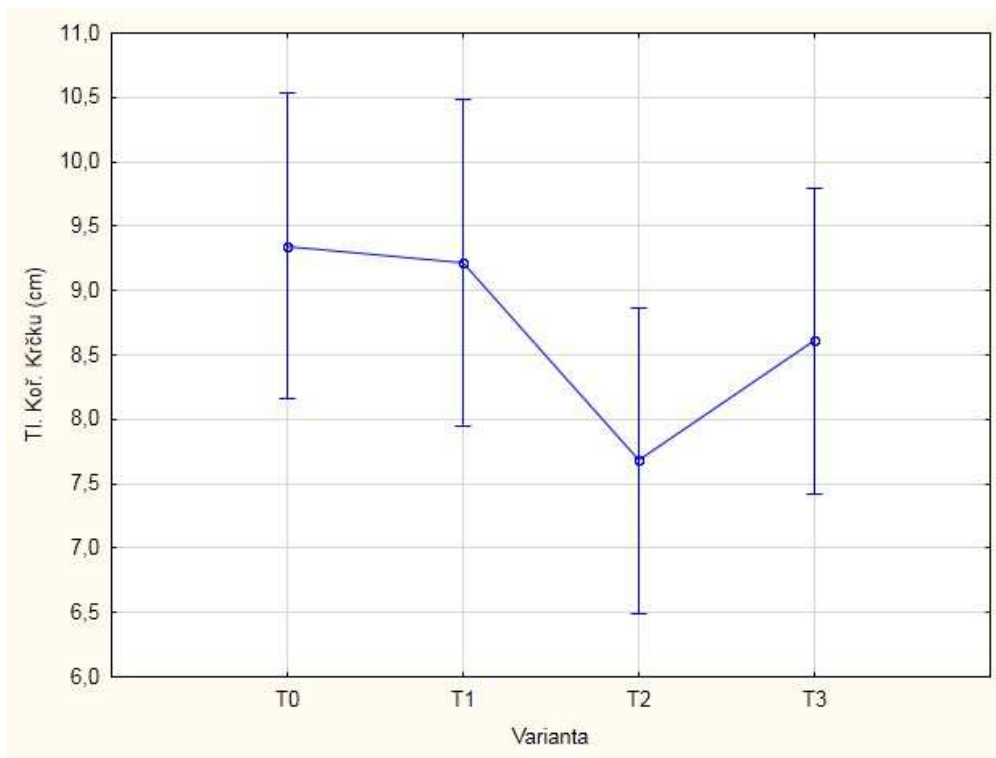
Obr. 30: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí dubu (16. 4. 2013), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



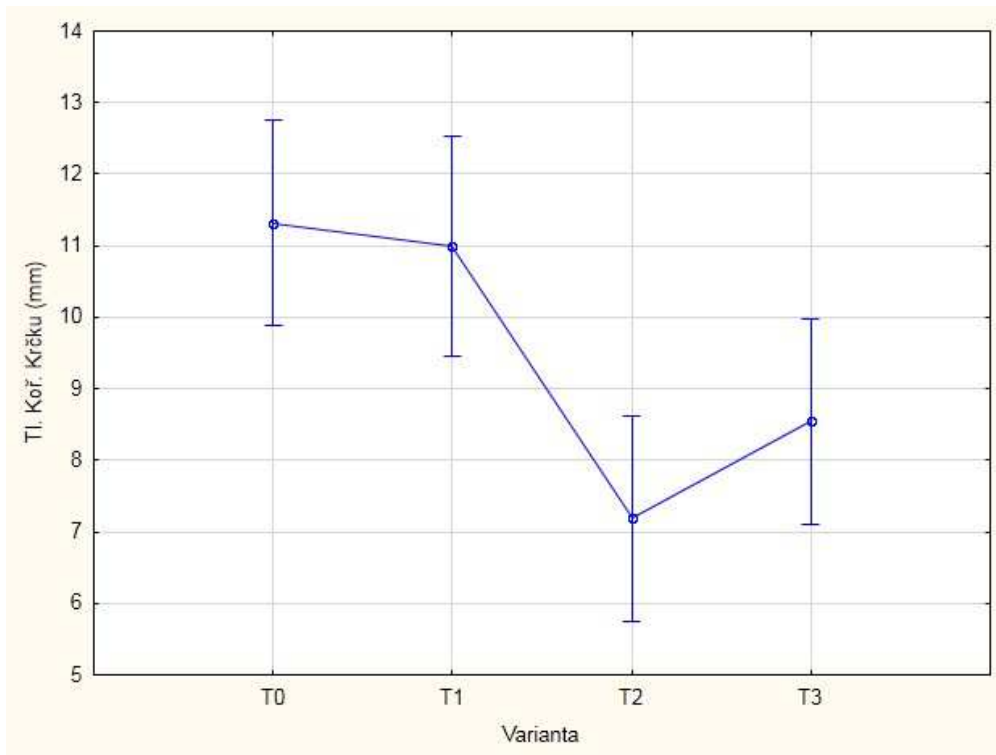
Obr. 31: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí dubu (7. 5. 2014), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



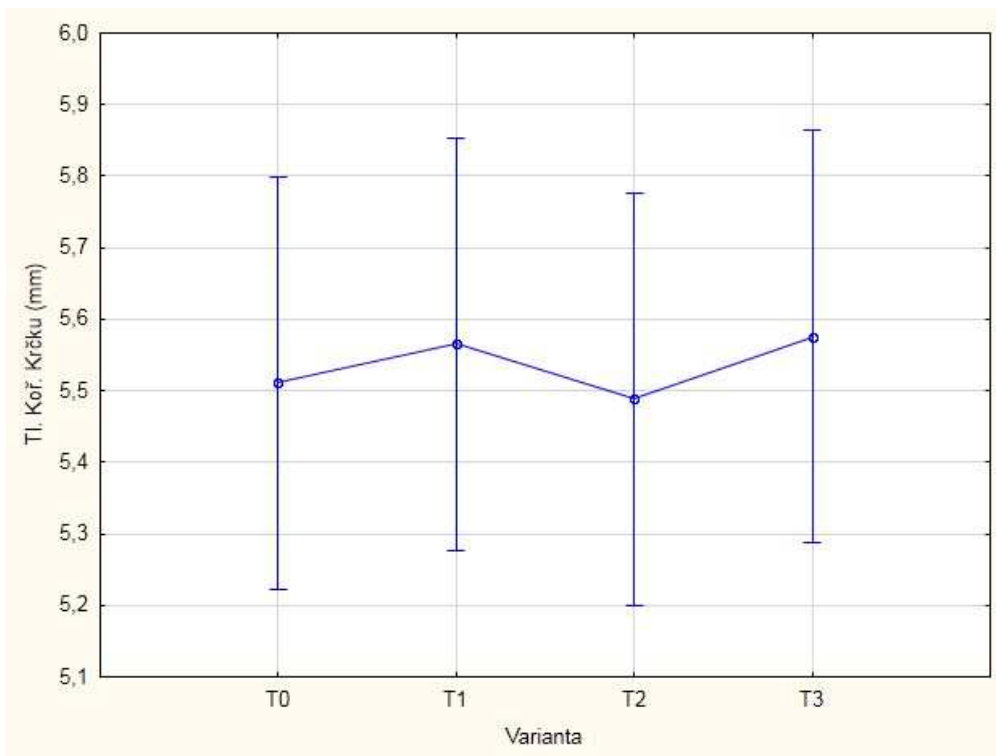
Obr. 32: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí dubu (7. 11. 2014), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



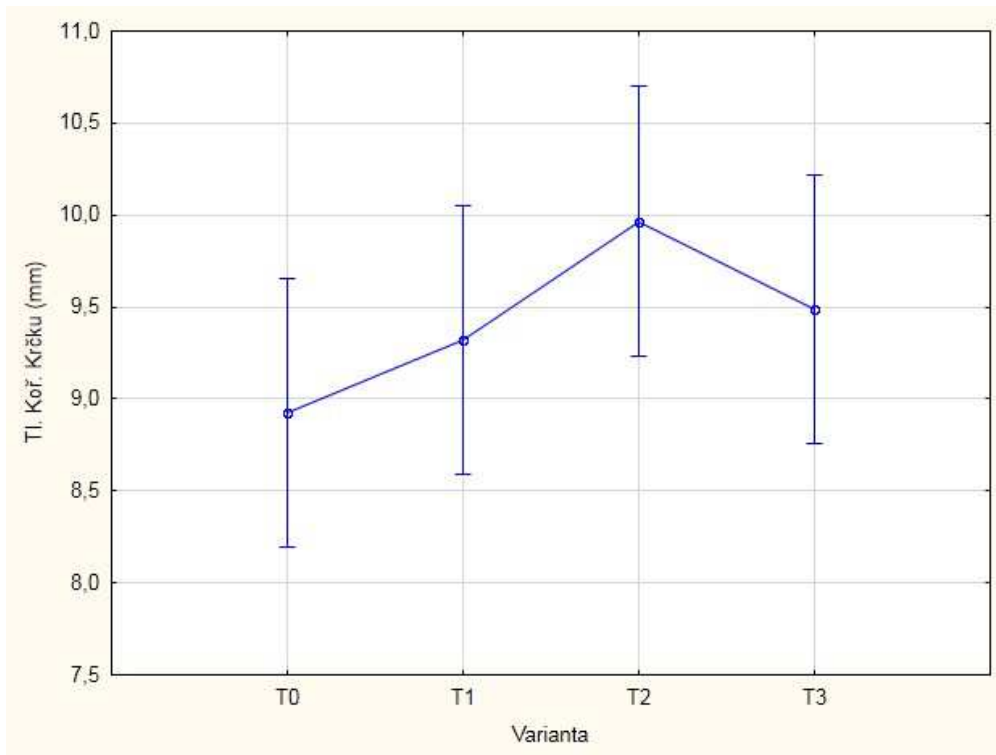
Obr. 33: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí dubu (28. 5. 2015), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



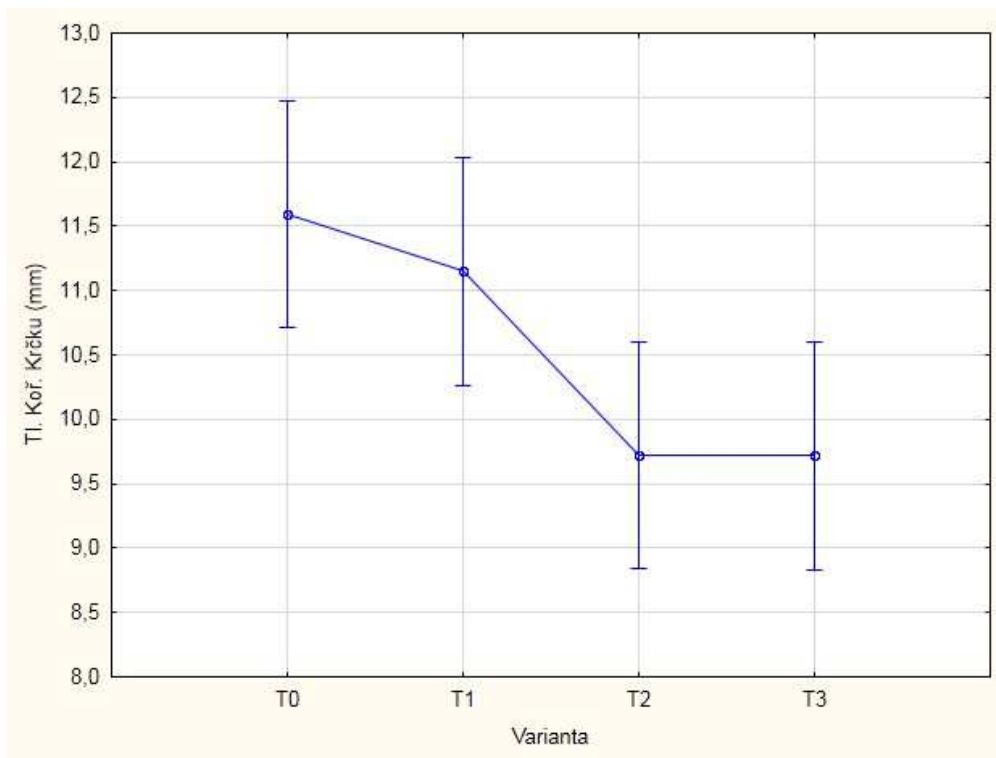
Obr. 34: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí dubu (4. 3. 2016), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



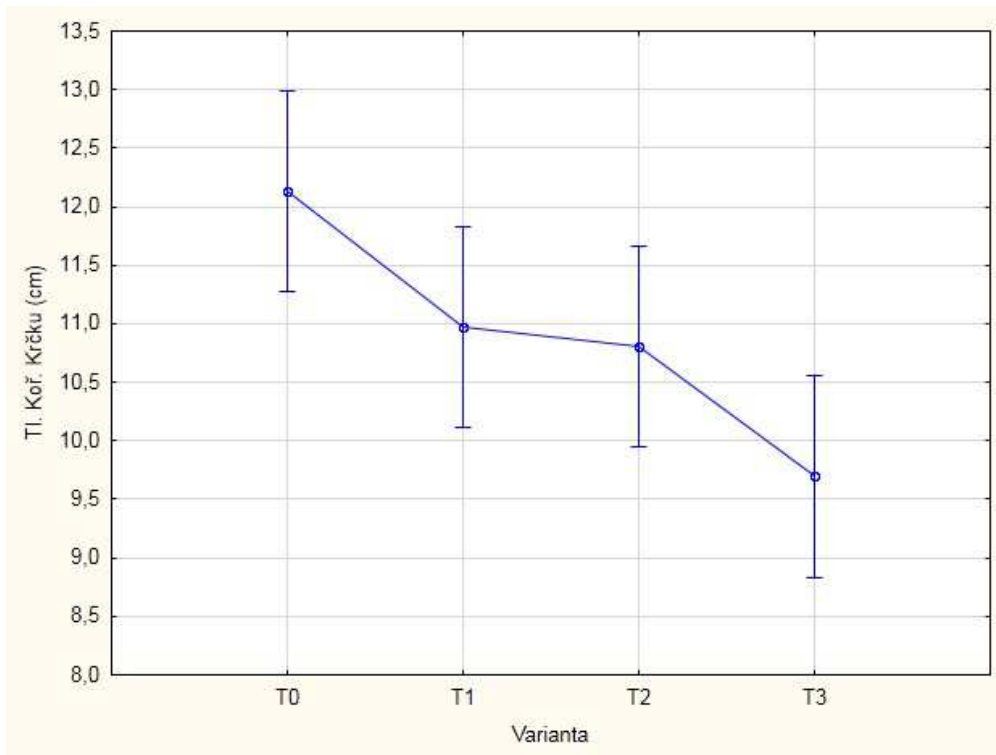
Obr. 35: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí buku (16. 4. 2013), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



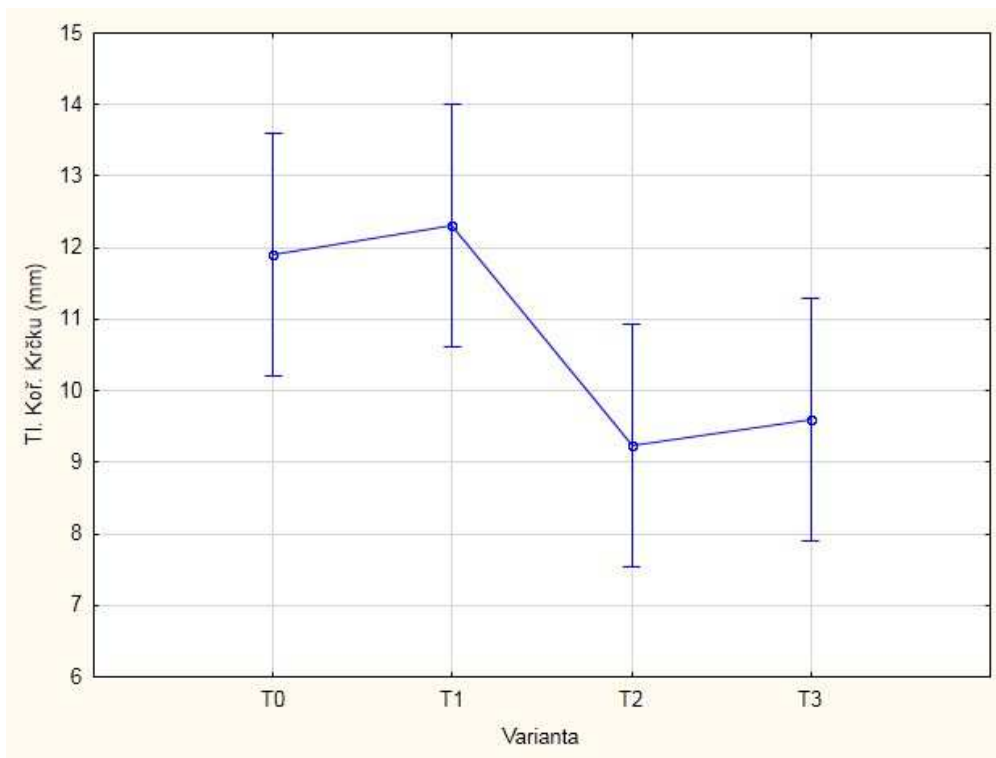
Obr. 36: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí buku (7. 5. 2014), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



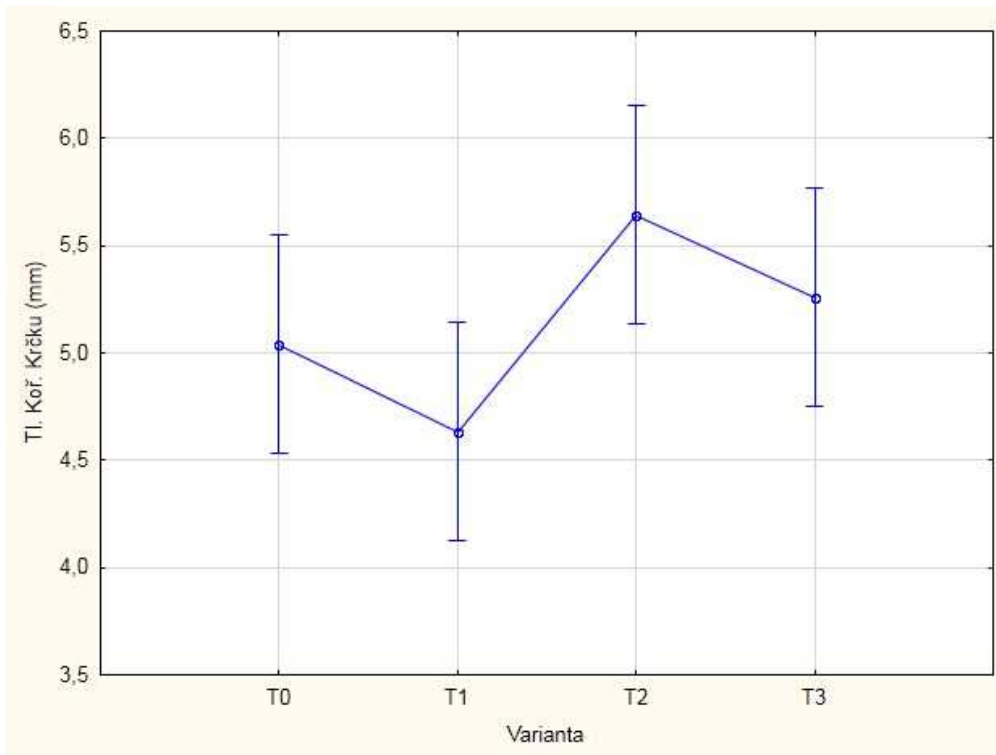
Obr. 37: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí buku (7. 11. 2014), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



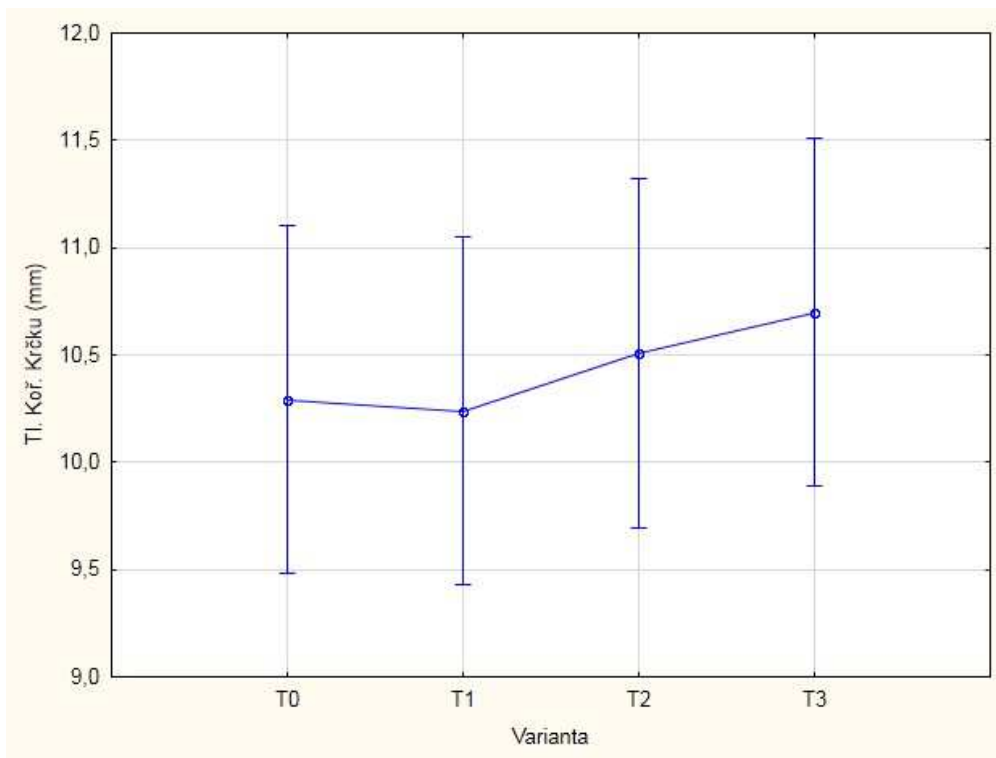
Obr. 38: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí buku (28. 5. 2015), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



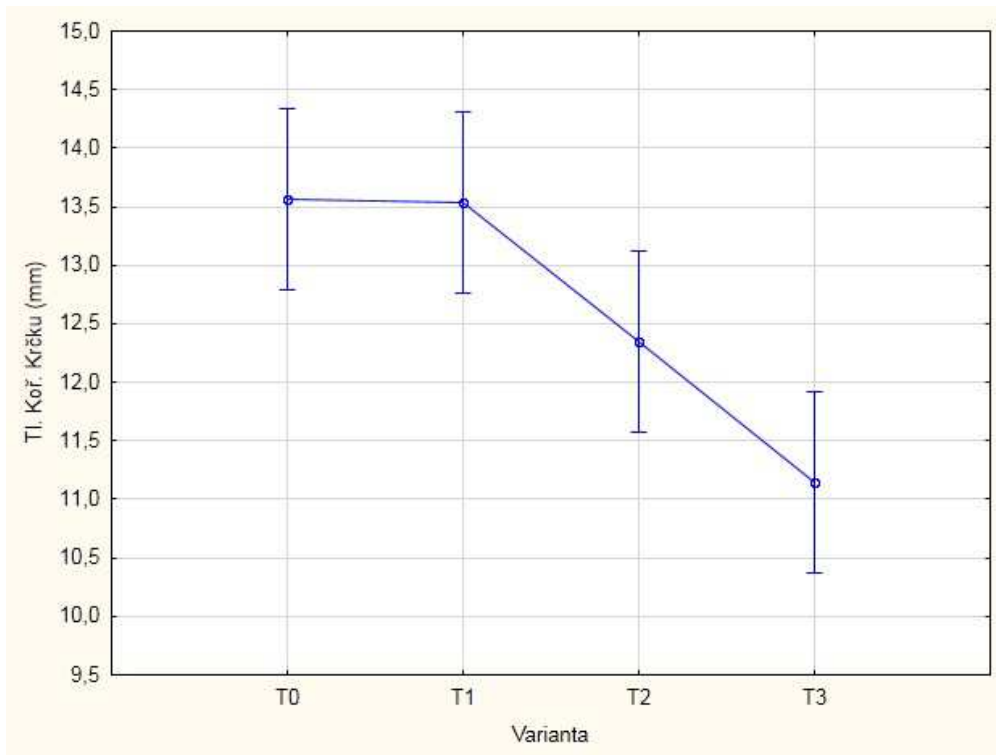
Obr. 39: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí buku (4. 3. 2016), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



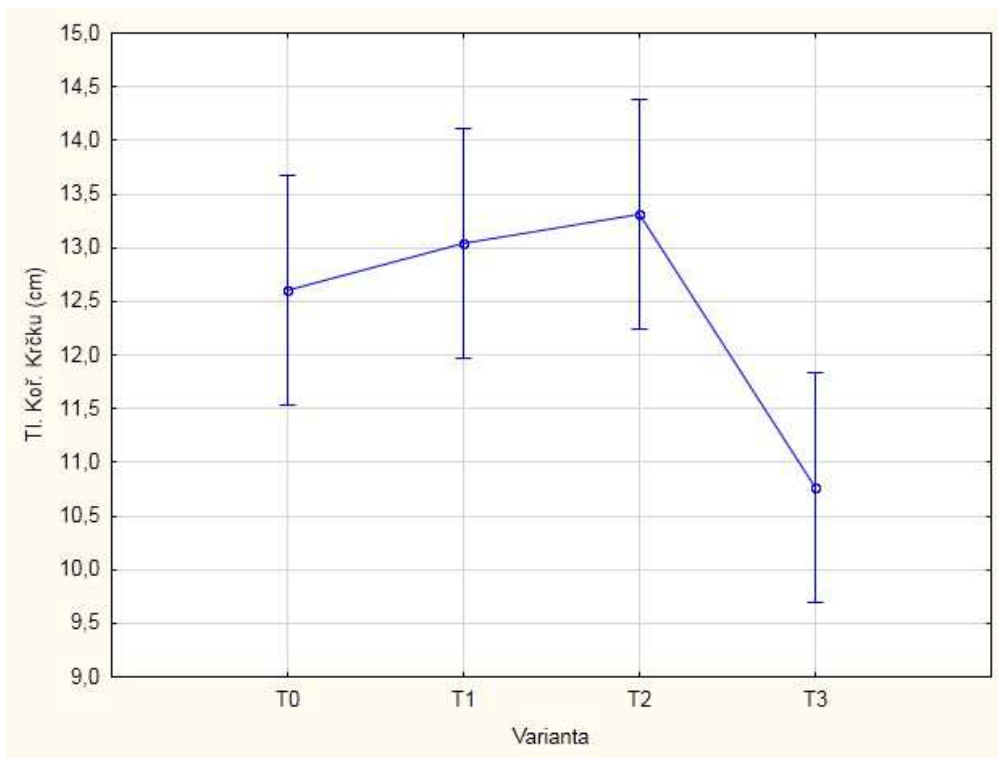
Obr. 40: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí modřínu (16. 4. 2013), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



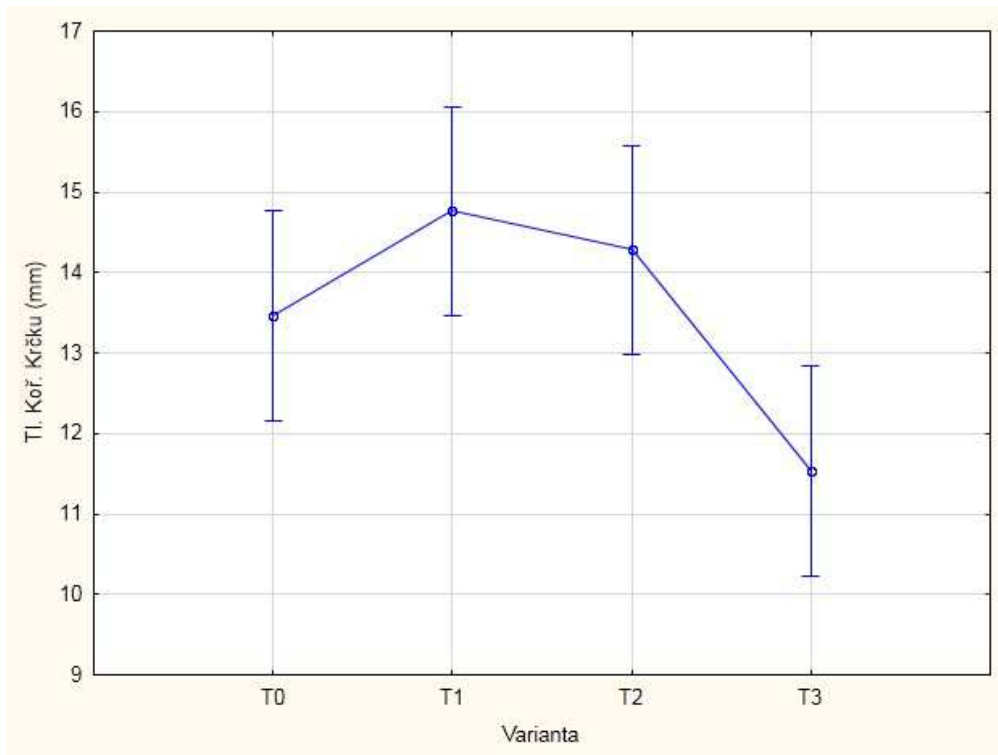
Obr. 41: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí modřínu (7. 5. 2014), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



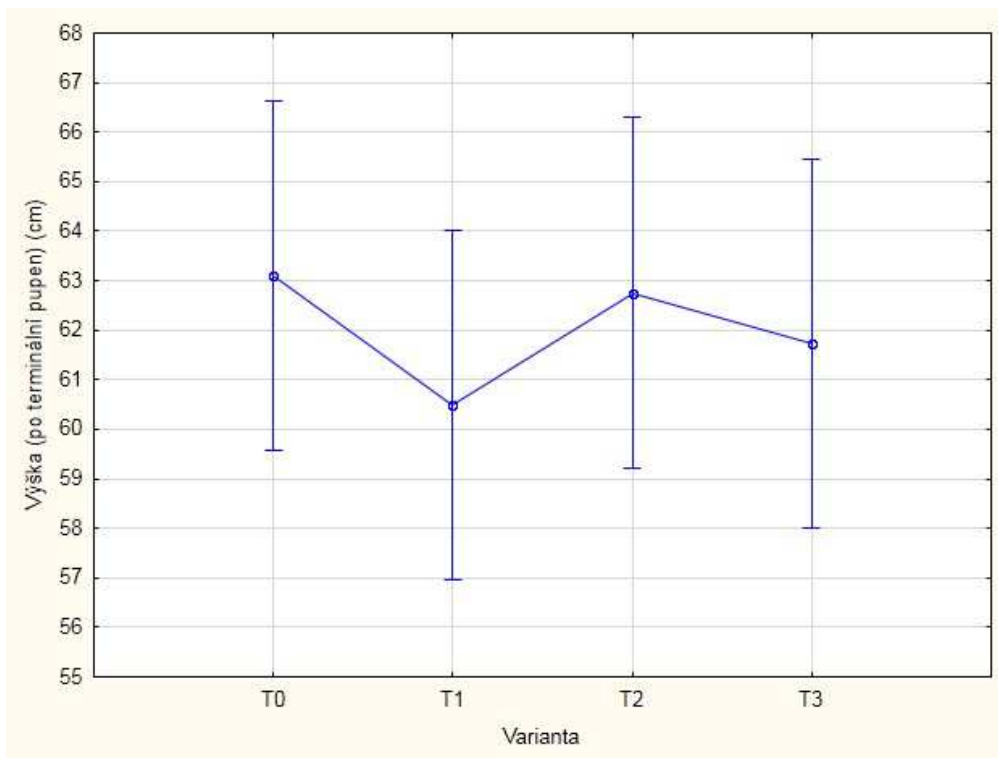
Obr. 42: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí modřínu (7. 11. 2014), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



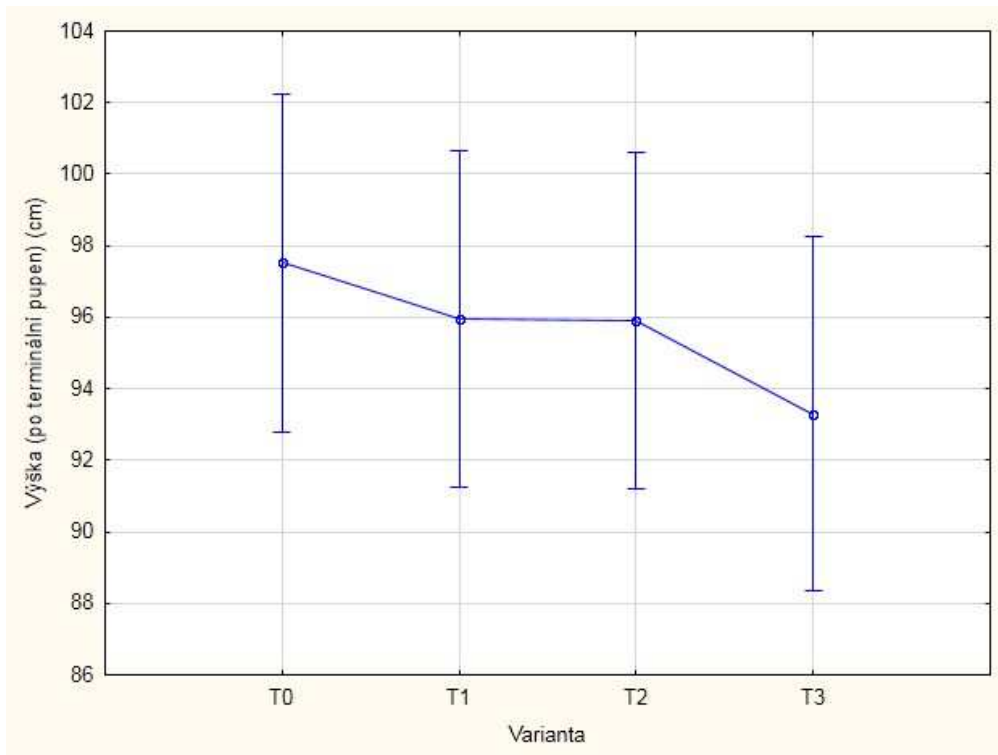
Obr. 43: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí modřínu (28. 5. 2015), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



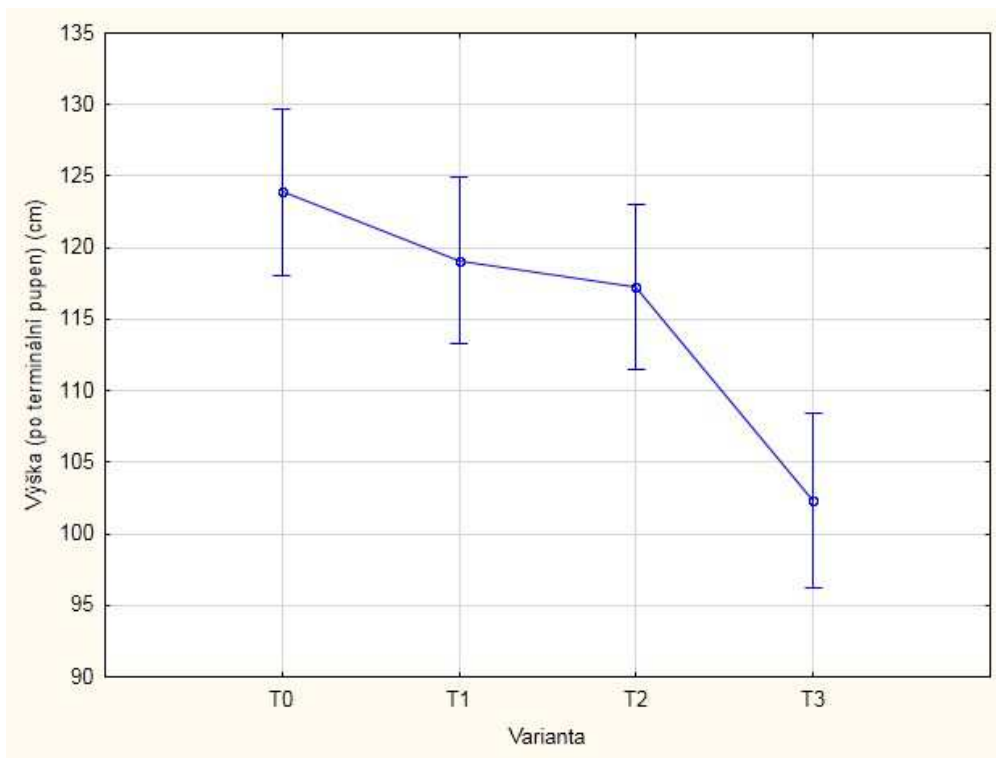
Obr. 44: Průměrné hodnoty tloušťkových dimenzí modřínu (4. 3. 2016), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



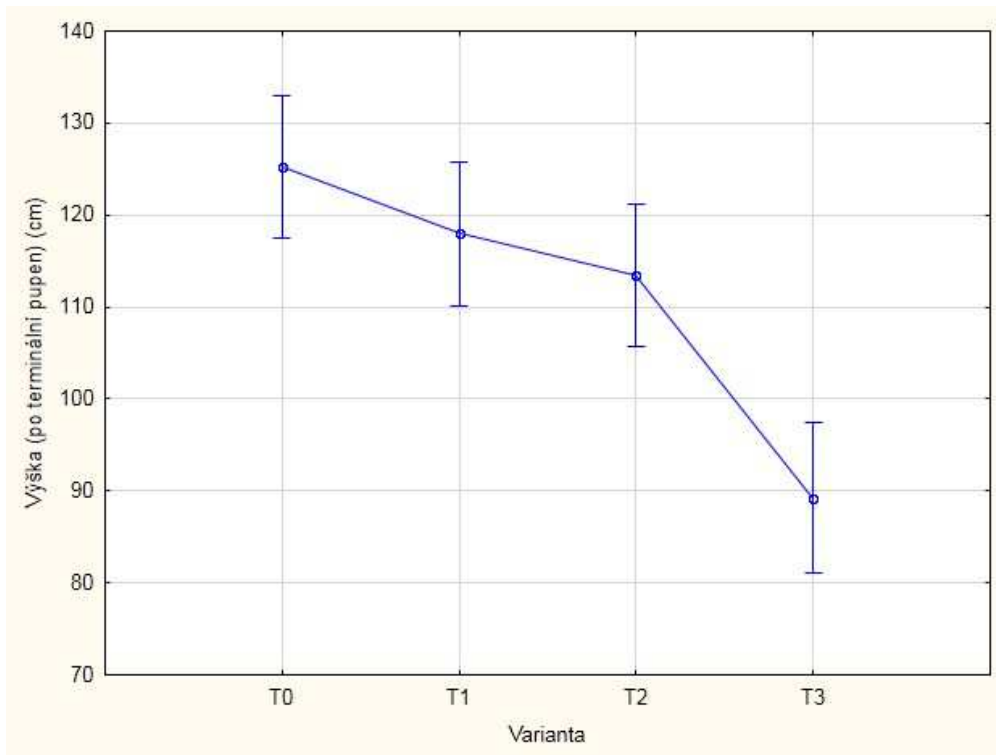
Obr. 45: Průměrné hodnoty výškových dimenzí břízy (24. 4. 2013), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



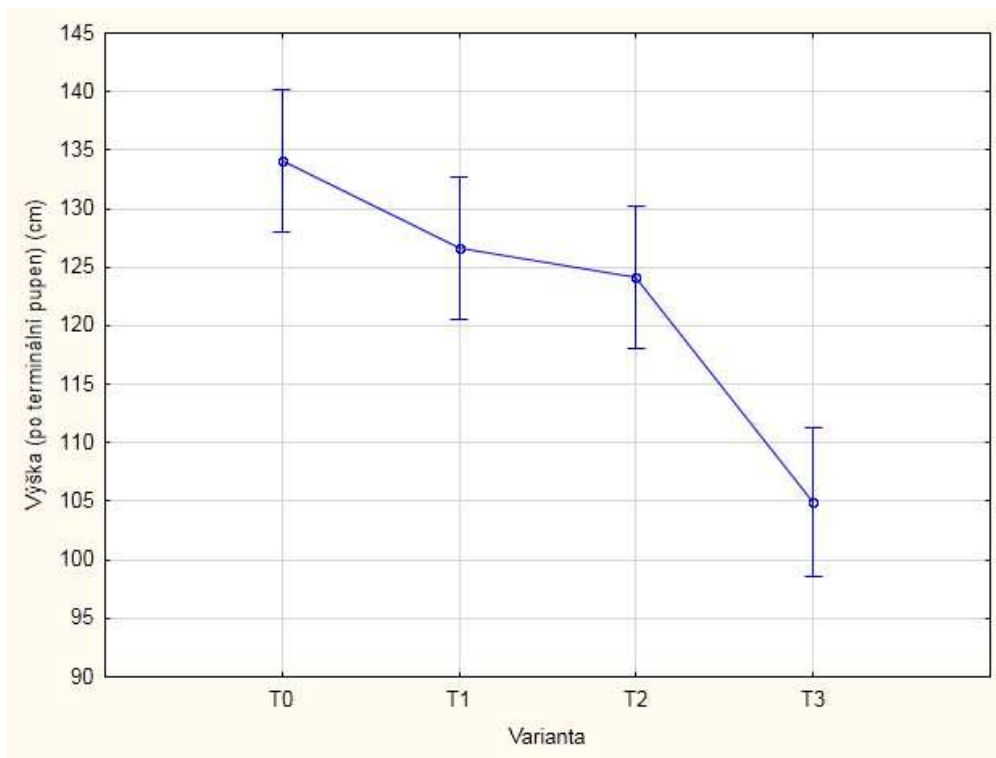
Obr. 46: Průměrné hodnoty výškových dimenzí břízy (7. 5. 2014), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



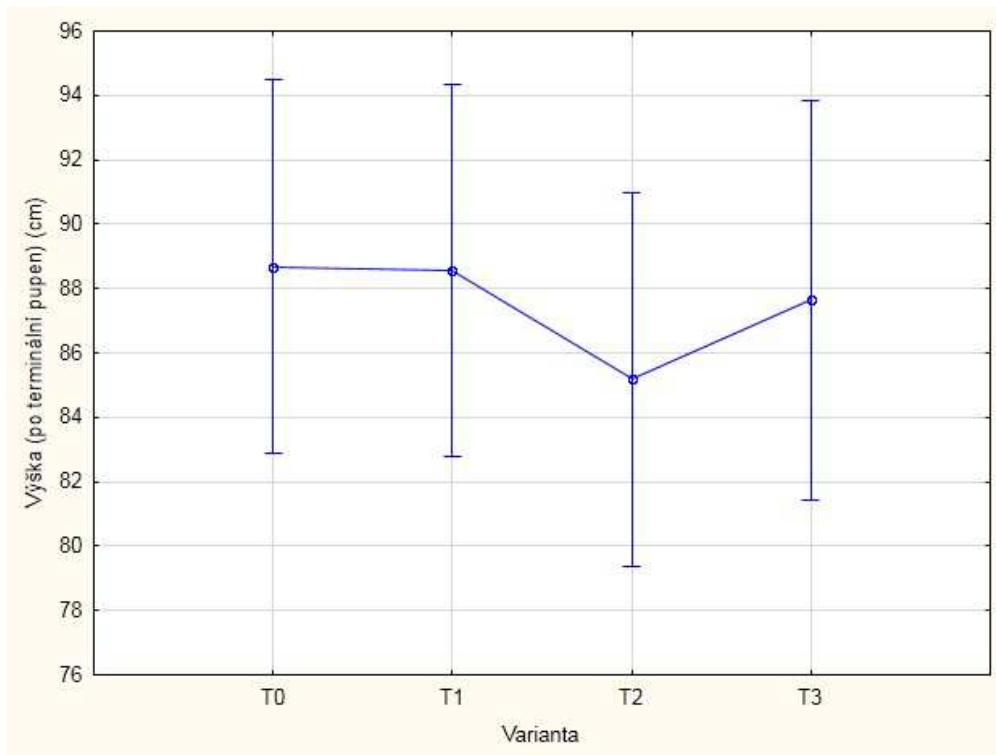
Obr. 47: Průměrné hodnoty výškových dimenzí břízy (12. 11. 2014), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



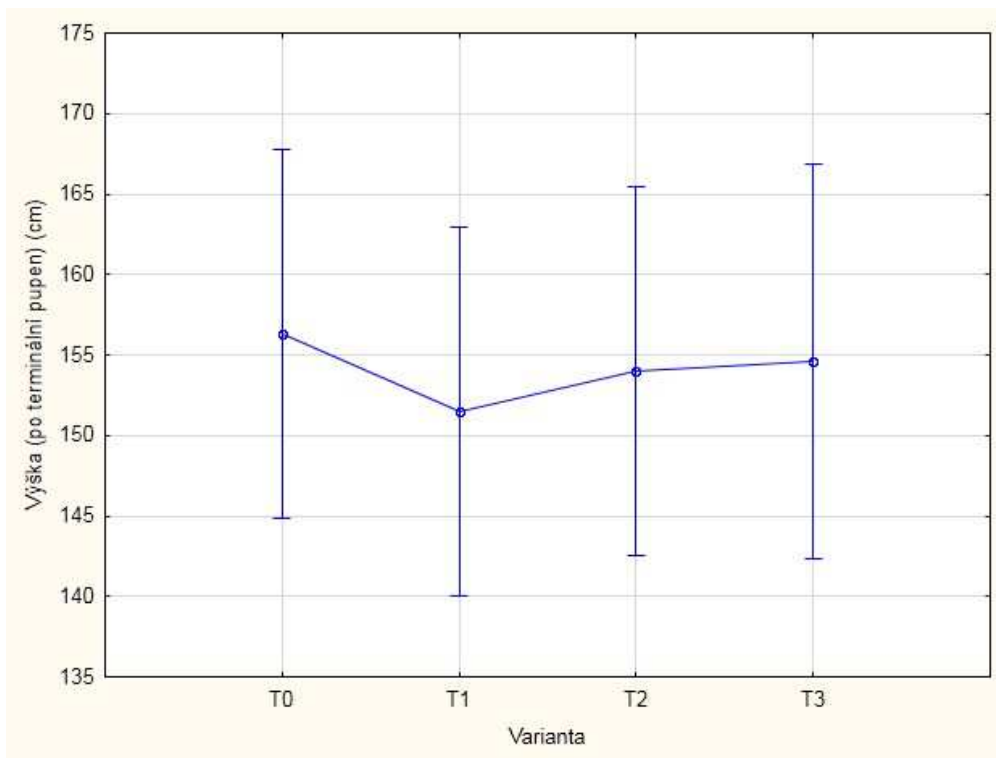
Obr. 48: Průměrné hodnoty výškových dimenzí břízy (28. 5. 2015), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



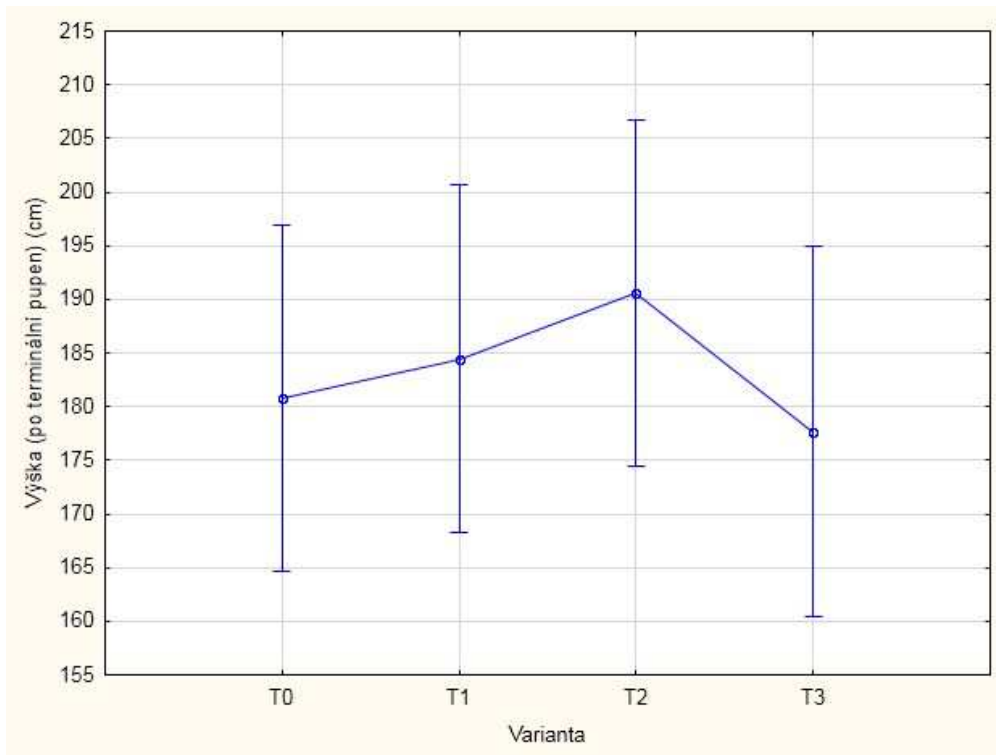
Obr. 49: Průměrné hodnoty výškových dimenzí břízy (4. 3. 2016), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



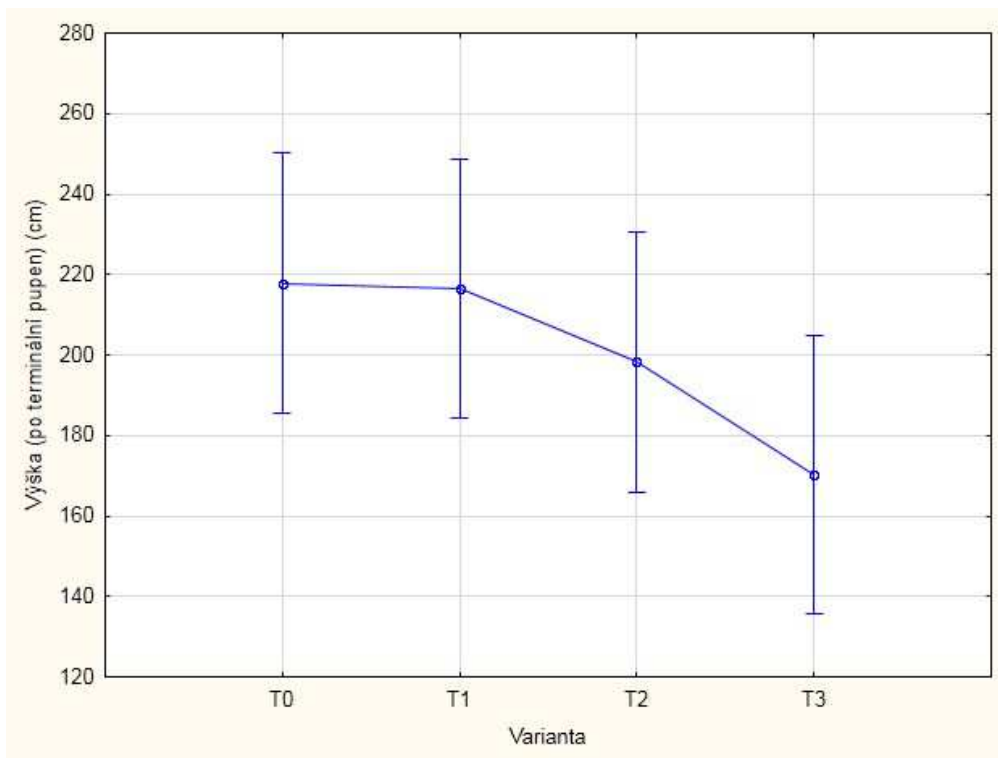
Obr. 50: Průměrné hodnoty výškových dimenzí jeřábu (24. 4. 2013), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



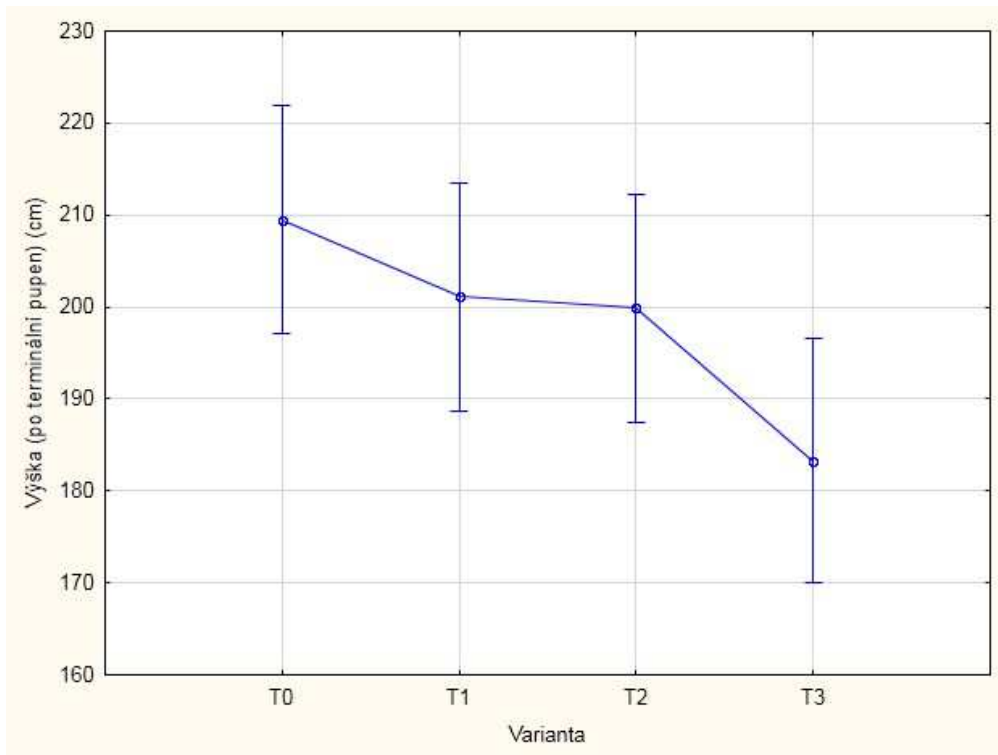
Obr. 51: Průměrné hodnoty výškových dimenzí jeřábu (7. 5. 2014), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



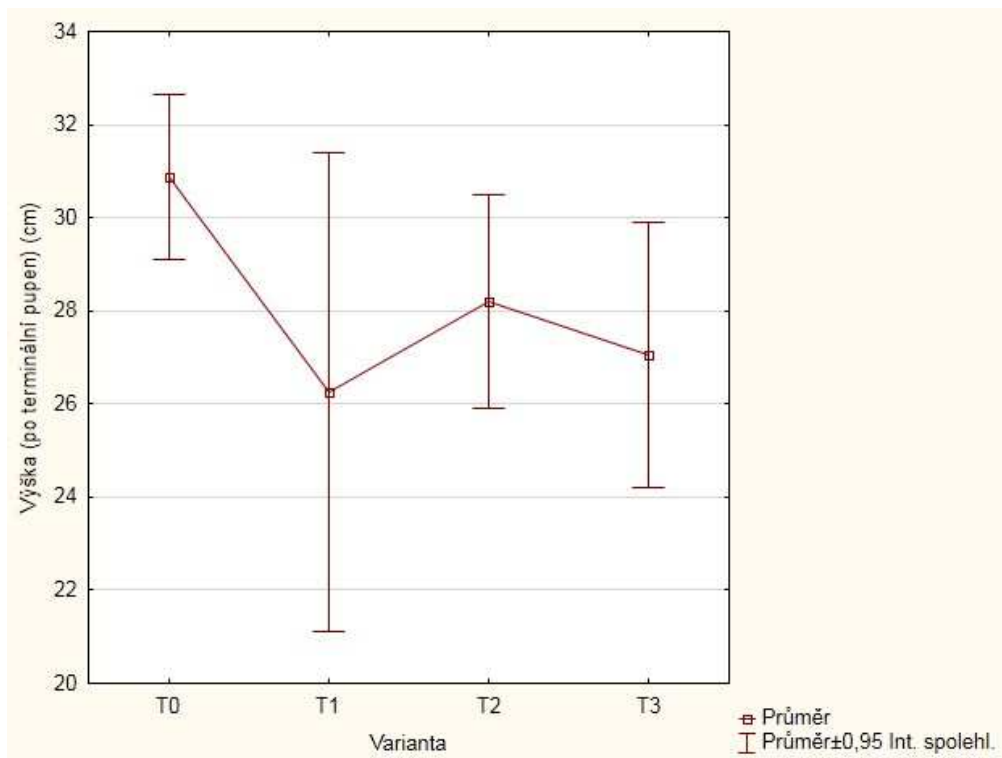
Obr. 52: Průměrné hodnoty výškových dimenzí jeřábu (12. 11. 2014), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



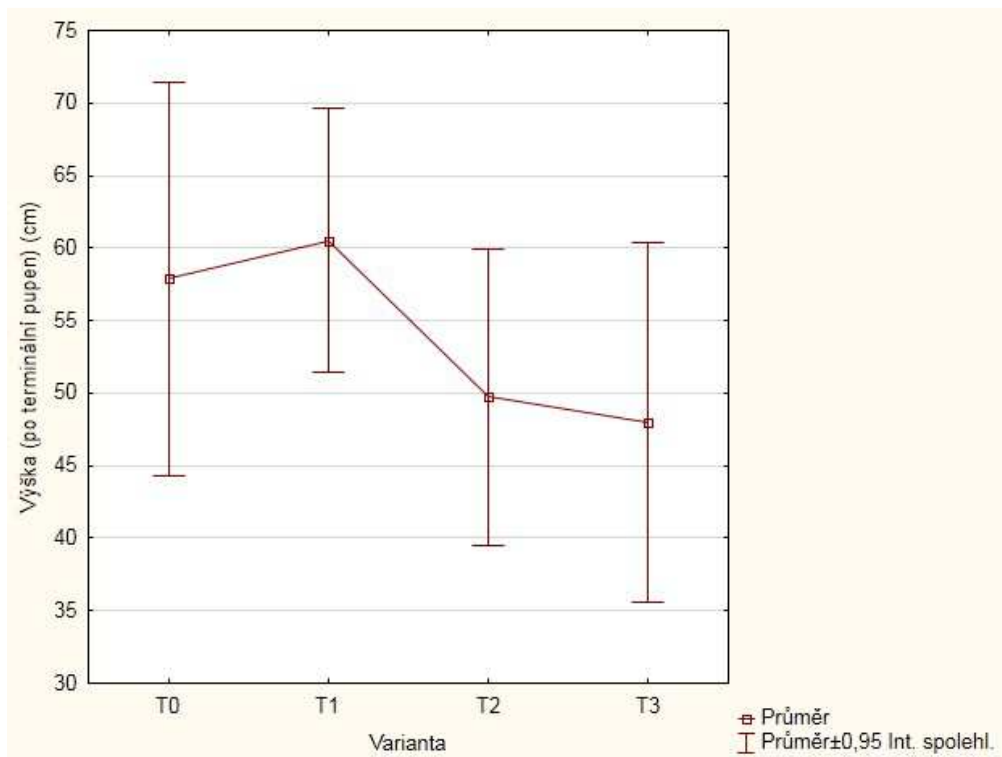
Obr. 53: Průměrné hodnoty výškových dimenzí jeřábu (28. 5. 2015), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



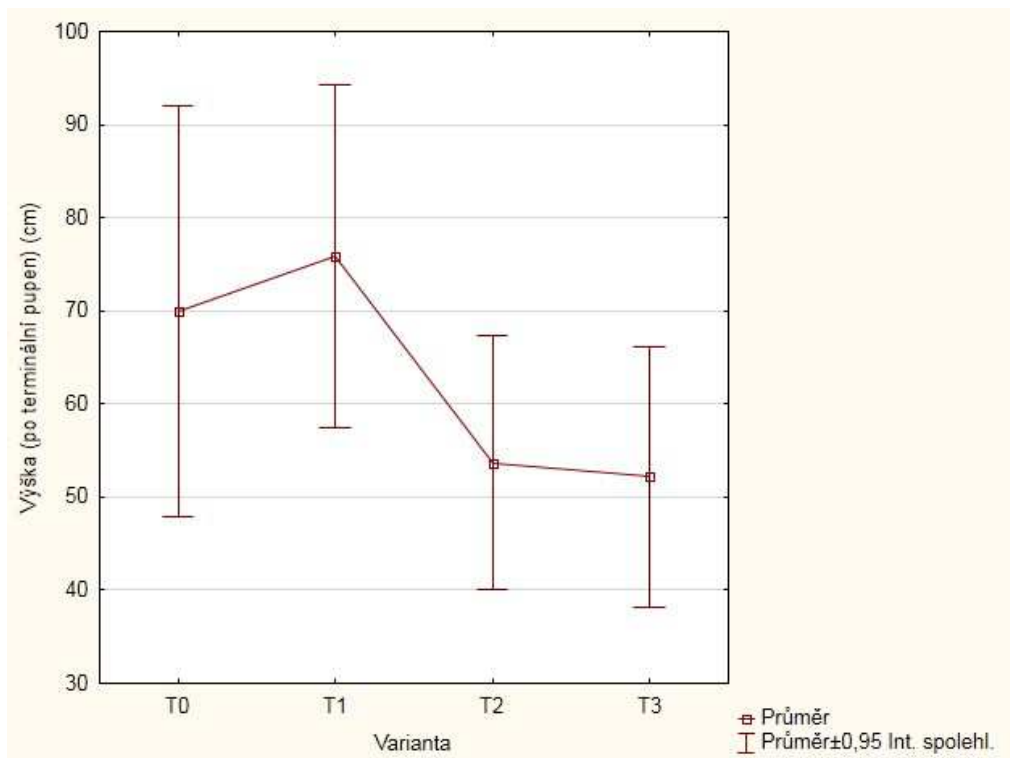
Obr. 54: Průměrné hodnoty výškových dimenzí jeřábu (4. 3. 2016), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



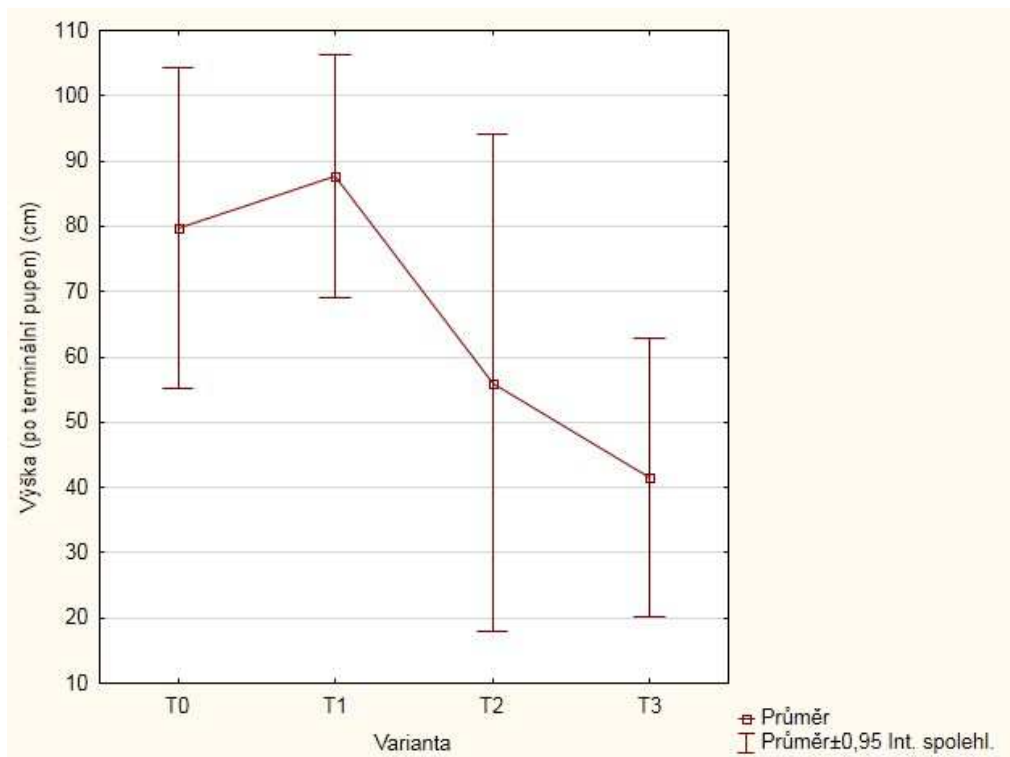
Obr. 55: Průměrné hodnoty výškových dimenzí dubu (24. 4. 2013)



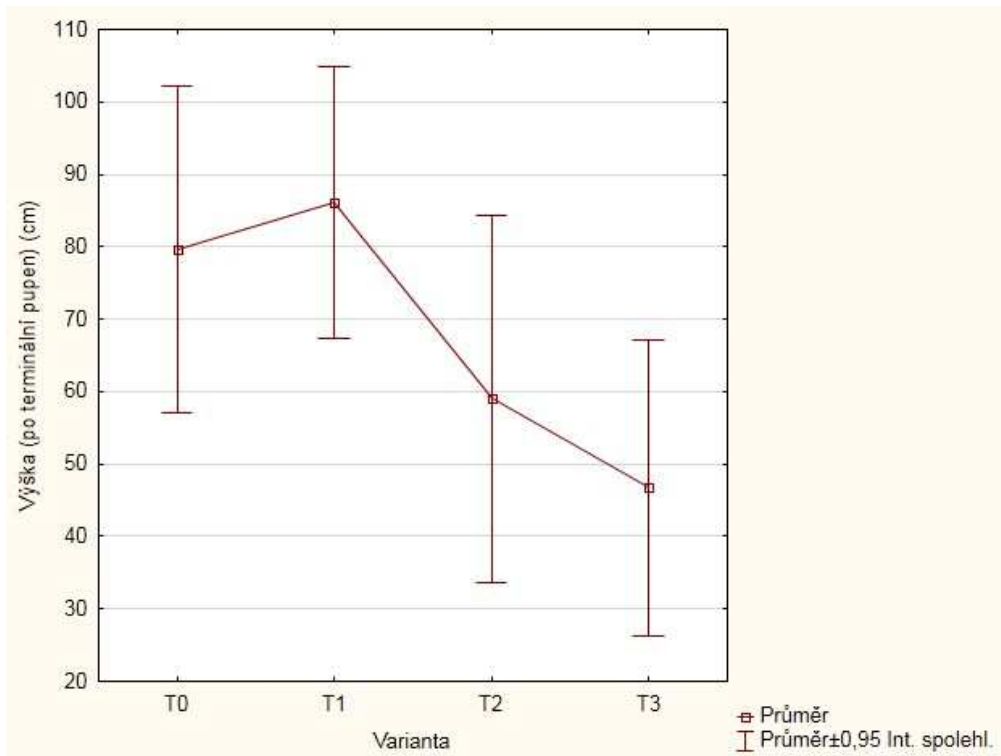
Obr. 56: Průměrné hodnoty výškových dimenzí dubu (7. 5. 2014)



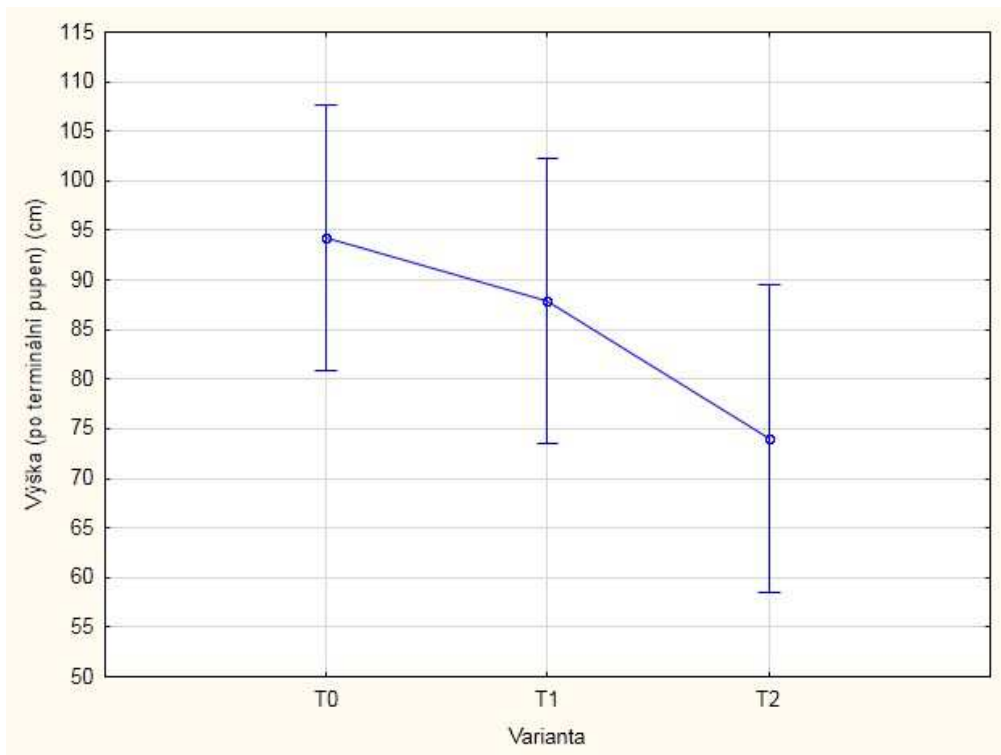
Obr. 57: Průměrné hodnoty výškových dimenzí dubu (12. 11. 2014)



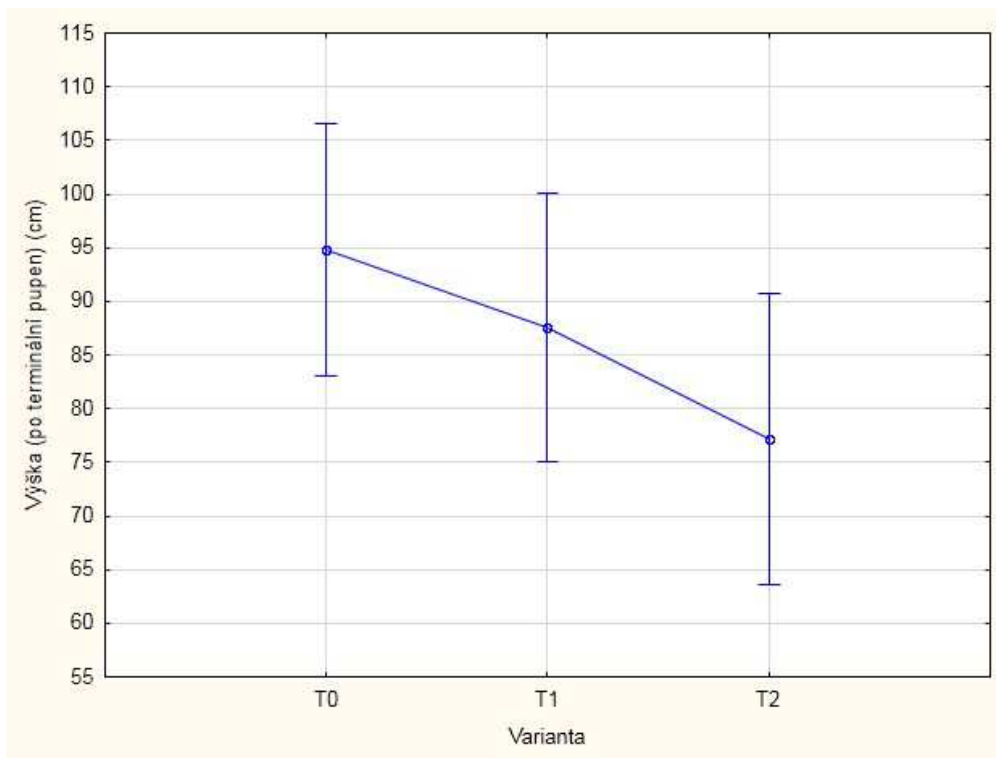
Obr. 58: Průměrné hodnoty výškových dimenzí dubu (28. 5. 2015)



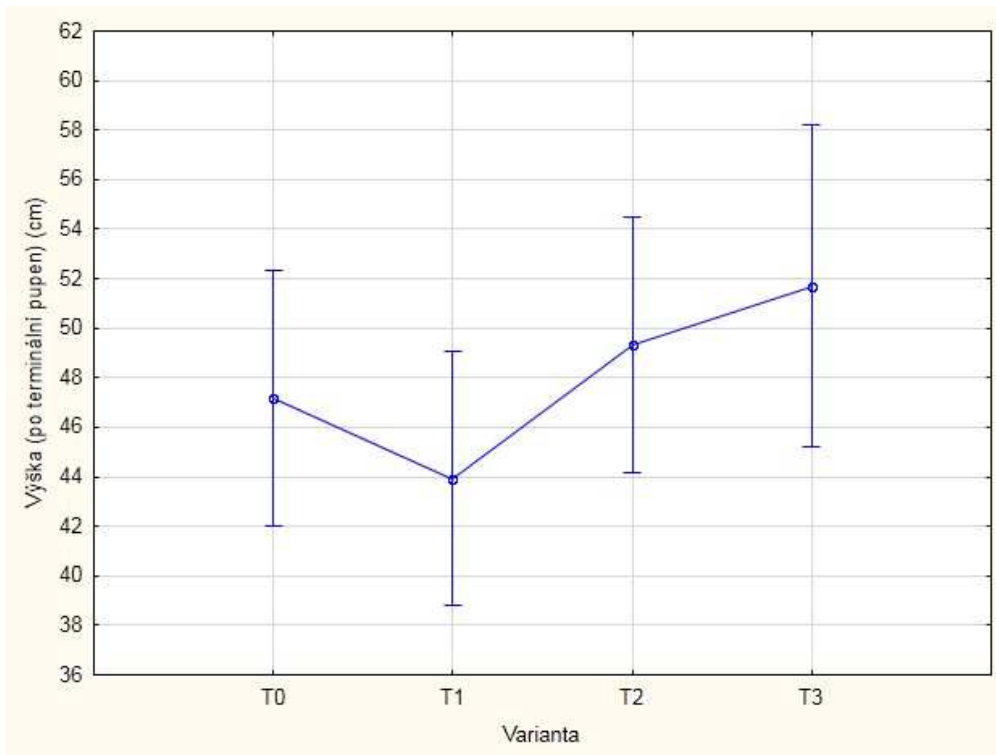
Obr. 59: Průměrné hodnoty výškových dimenzí dubu (4. 3. 2016)



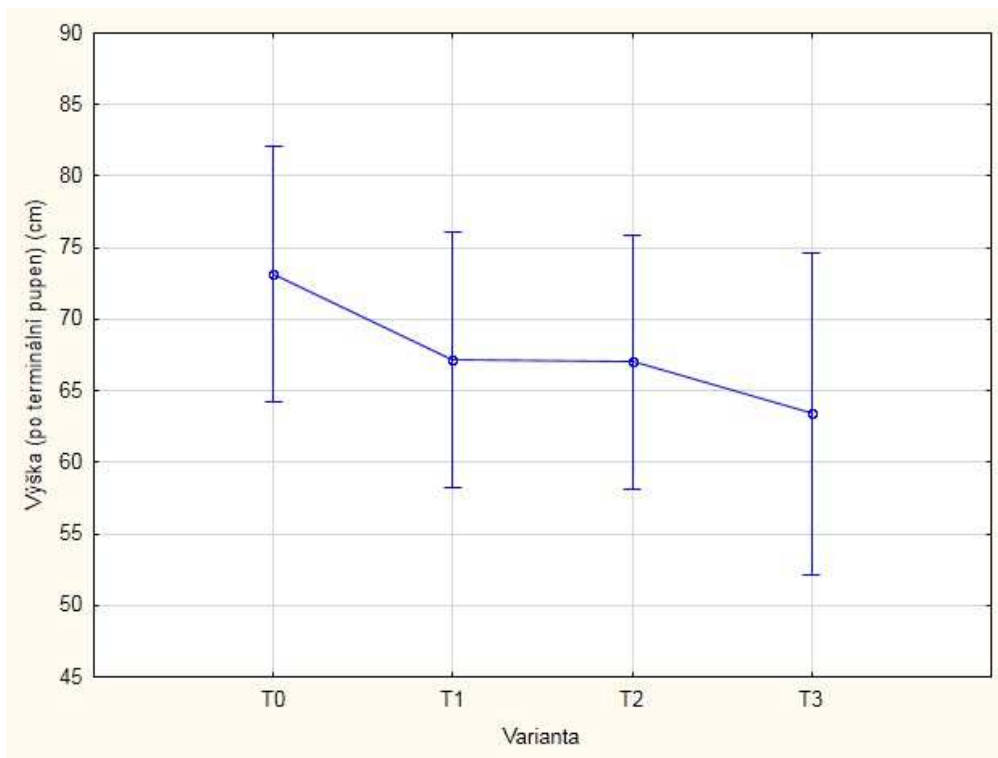
Obr. 60: Průměrné hodnoty výškových dimenzí buku (28. 5. 2015), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



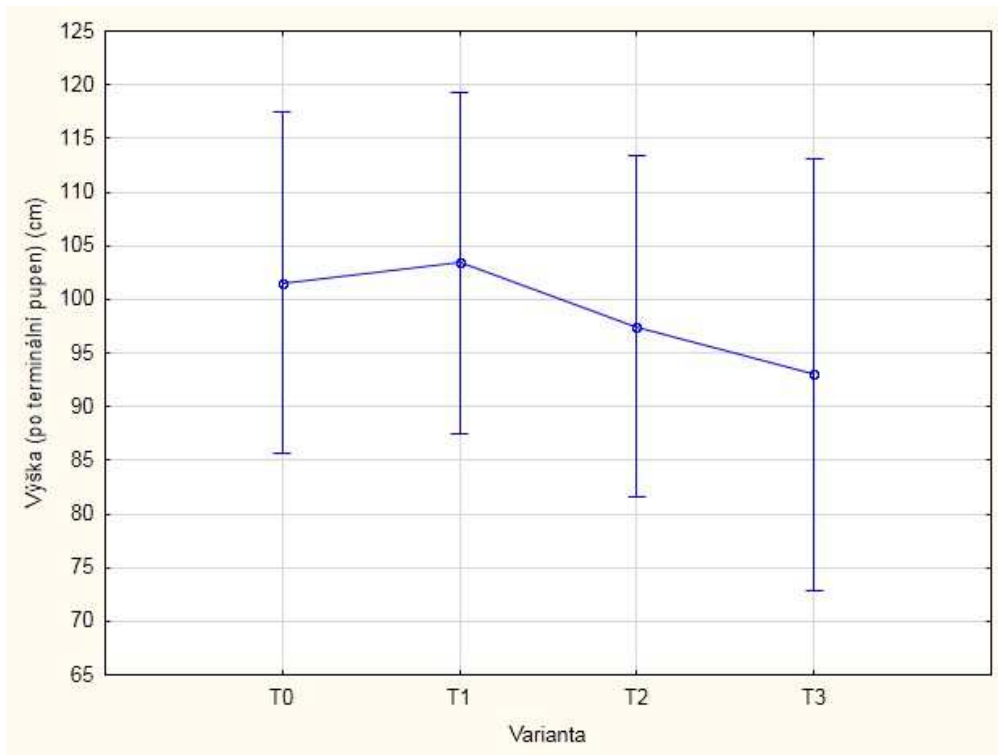
Obr. 61: Průměrné hodnoty výškových dimenzí buku (4. 3. 2016), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



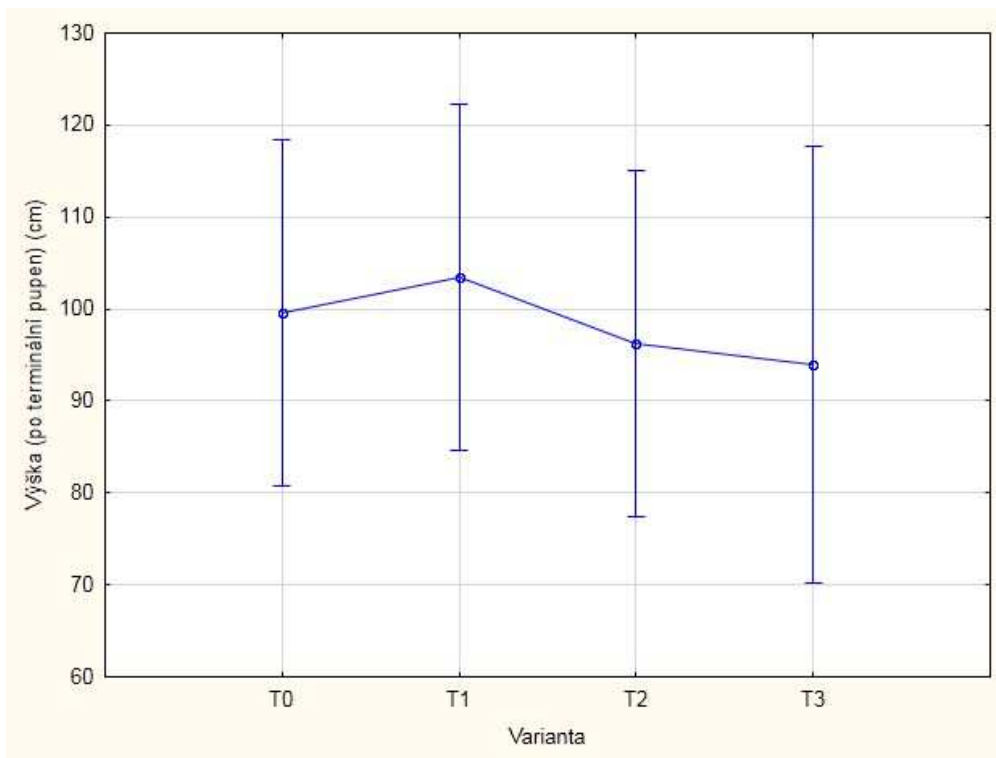
Obr. 62: Průměrné hodnoty výškových dimenzí modřínu (24. 4. 2013), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



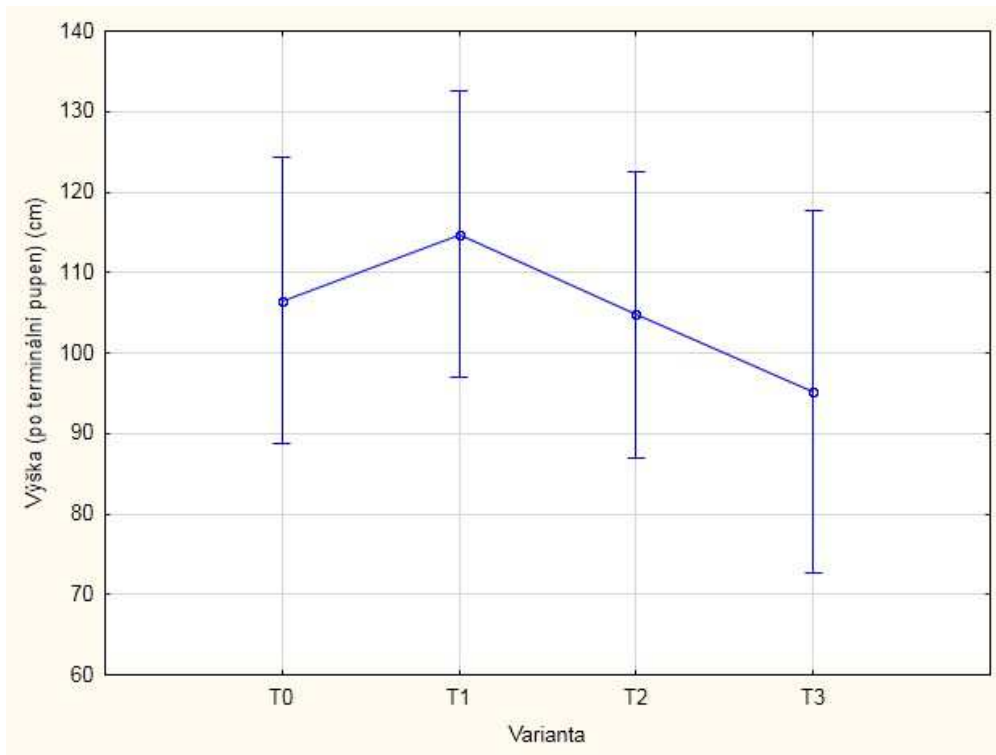
Obr. 63: Průměrné hodnoty výškových dimenzí modřínu (7. 5. 2014), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



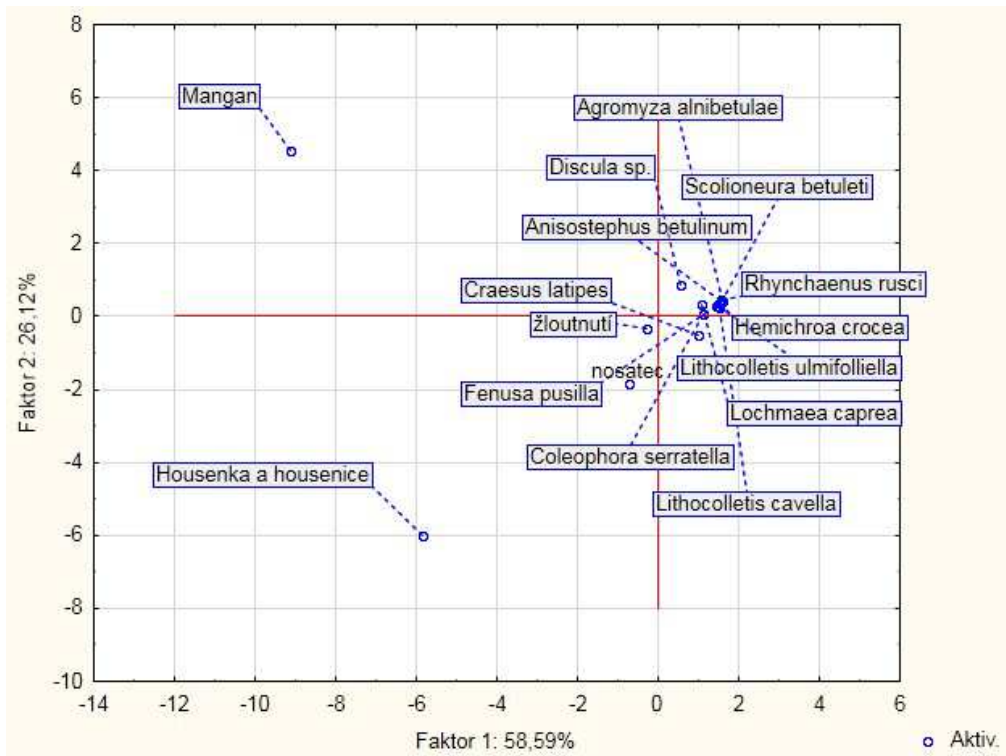
Obr. 64: Průměrné hodnoty výškových dimenzí modřínu (12. 11. 2014), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



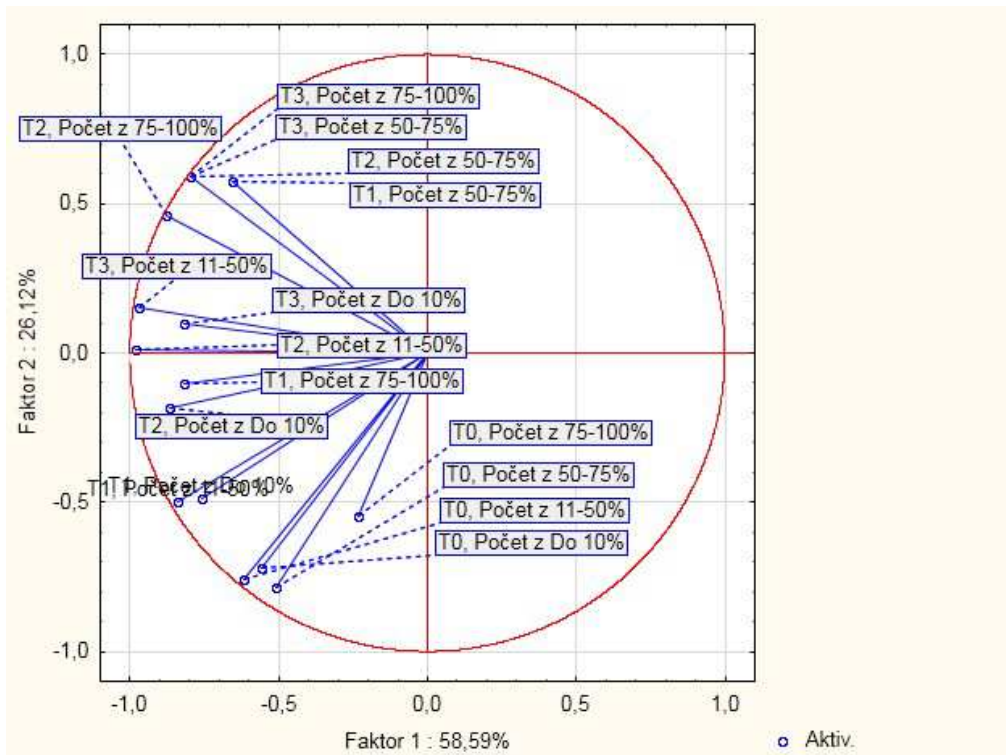
Obr. 65: Průměrné hodnoty výškových dimenzí modřínu (28. 5. 2015), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



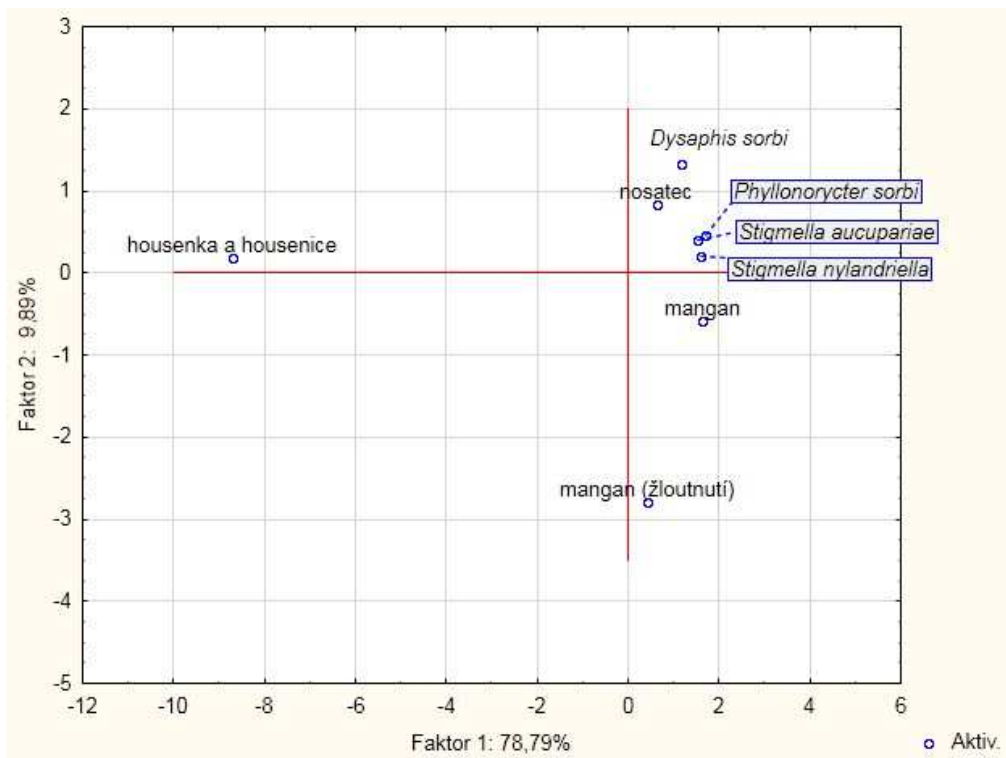
Obr. 66: Průměrné hodnoty výškových dimenzí modřínu (4. 3. 2016), vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti, body označují průměrné hodnoty



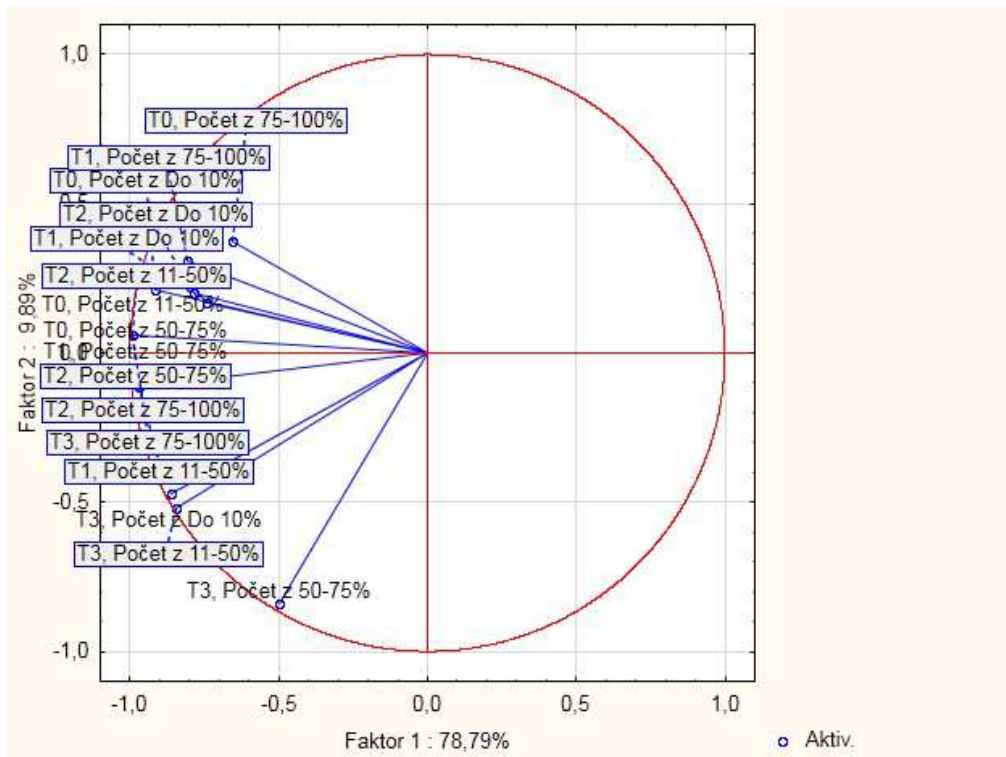
Obr. 67: Projekce proměných do faktorové roviny (1x2) metoda PCA (Škodliví činitelé na asimilačním aparátu břízy (1. pozorování))



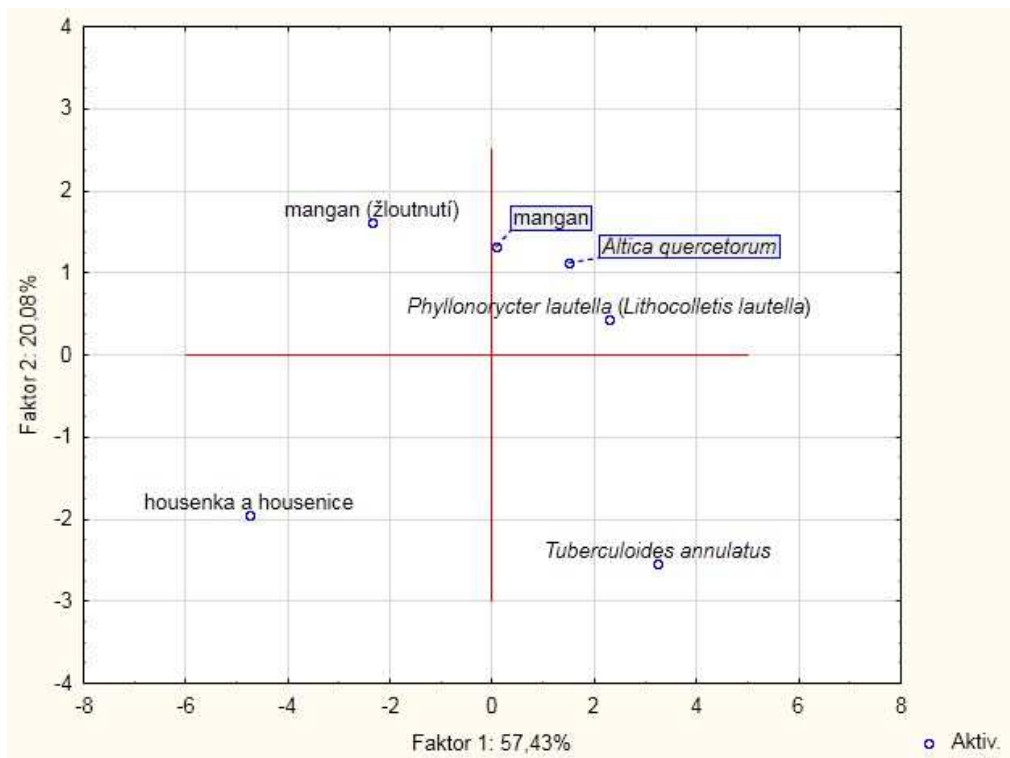
Obr. 68: Projekce případů do faktorové roviny (1x2) metoda PCA (Škodliví činitelé na asimilačním aparátu břízy (1. pozorování))



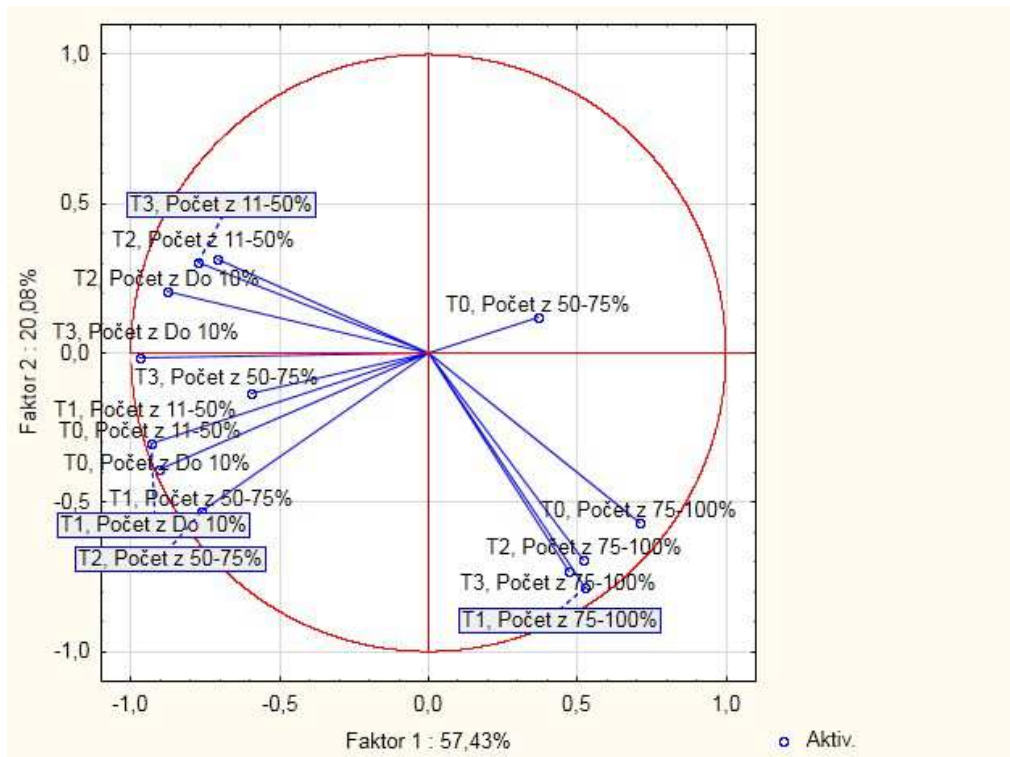
Obr. 69: Projekce proměných do faktorové roviny (1x2) metoda PCA (Škodliví činitelé na asimilačním aparátu jeřábu (1. pozorování))



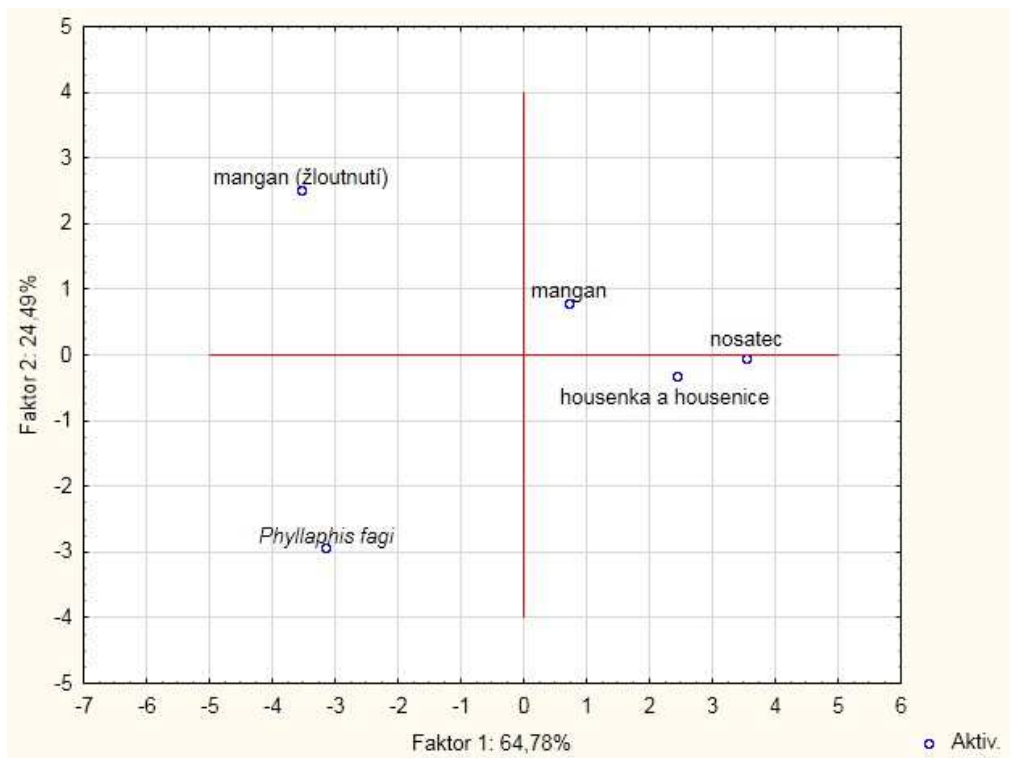
Obr. 70: Projekce případů do faktorové roviny (1x2) metoda PCA (Škodliví činitelé na asimilačním aparátu jeřábu (1. pozorování))



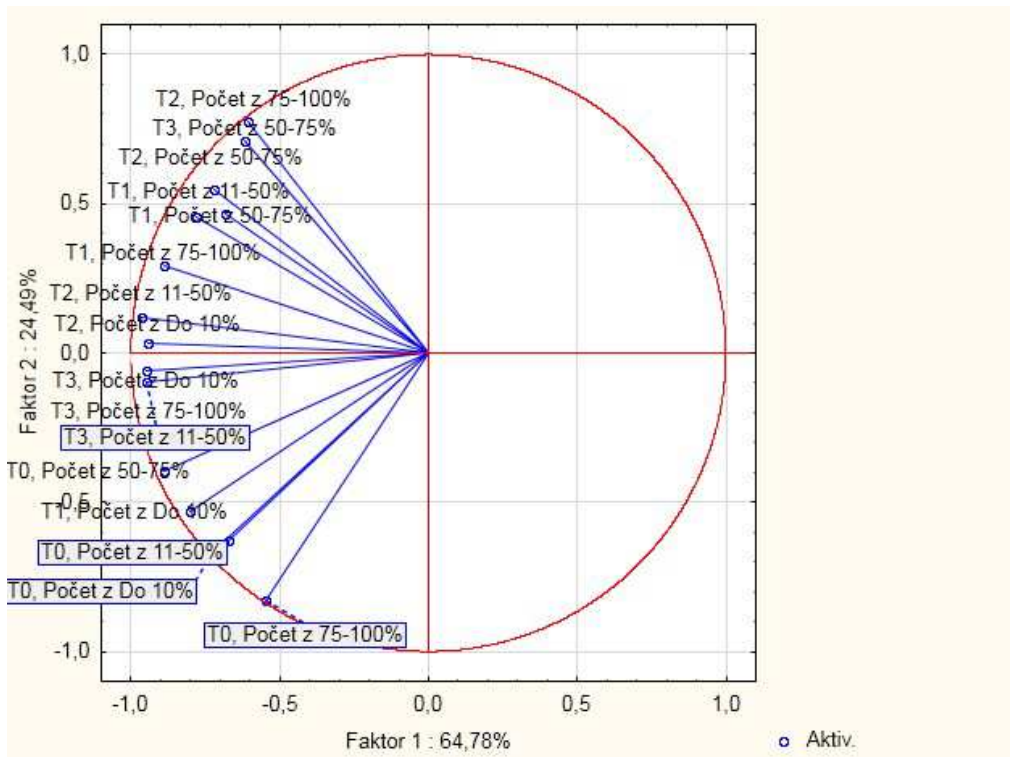
Obr. 71: Projekce proměných do faktorové roviny (1x2) metoda PCA (Škodliví činitelé na asimilačním aparátu dubu (1. pozorování))



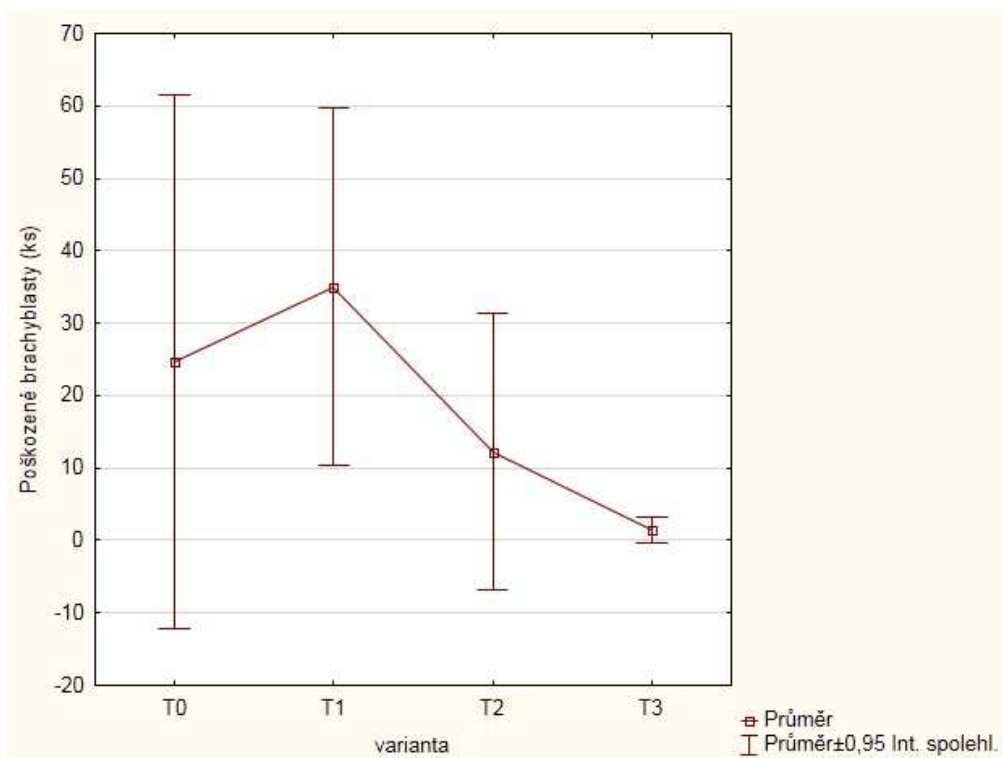
Obr. 72: Projekce případů do faktorové roviny (1x2) metoda PCA (Škodliví činitelé na asimilačním aparátu dubu (1. pozorování))



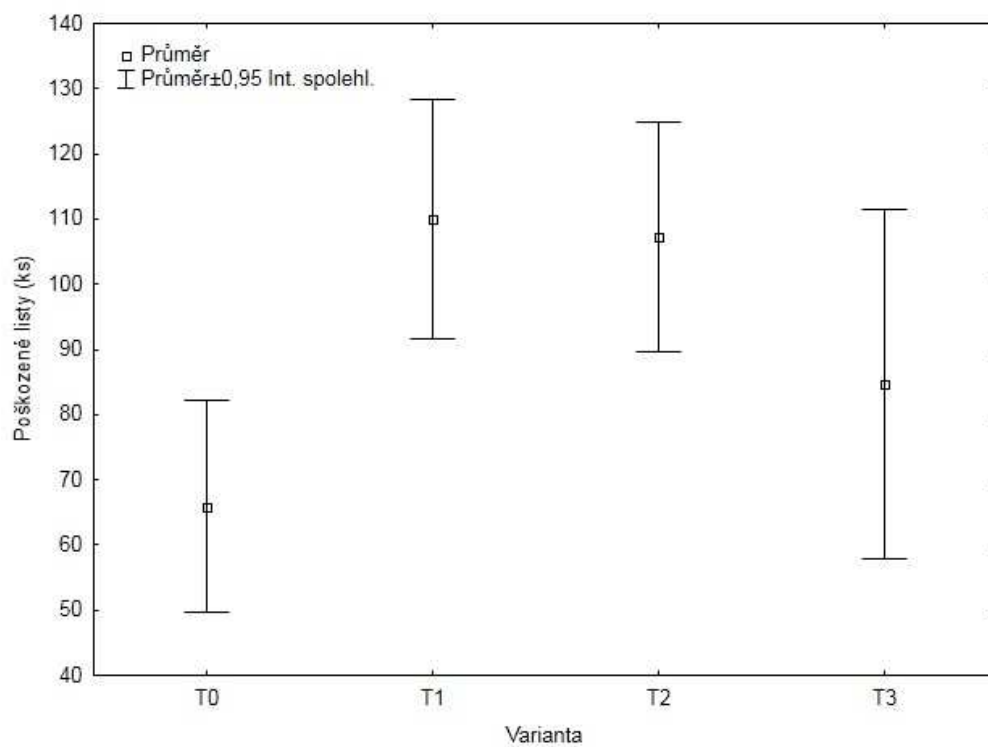
Obr. 73: Projekce proměných do faktorové roviny (1x2) metoda PCA (Škodliví činitelé na asimilačním aparátu buku (1. pozorování))



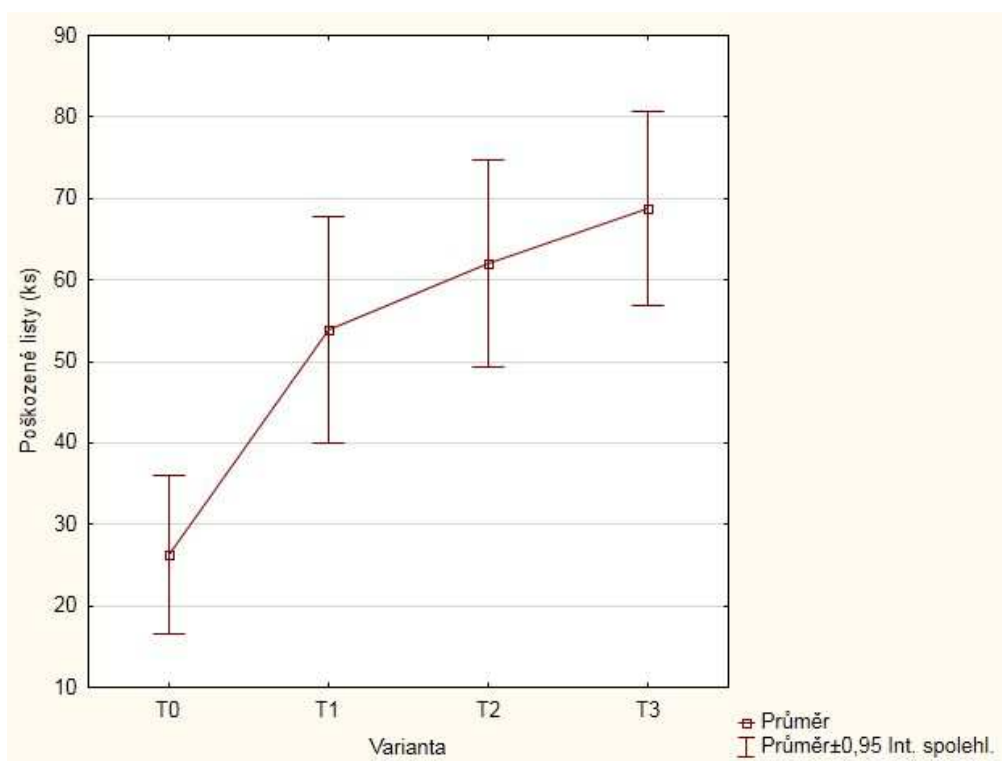
Obr. 74: Projekce případů do faktorové roviny (1x2) metoda PCA (Škodliví činitelé na asimilačním aparátu buku (1. pozorování))



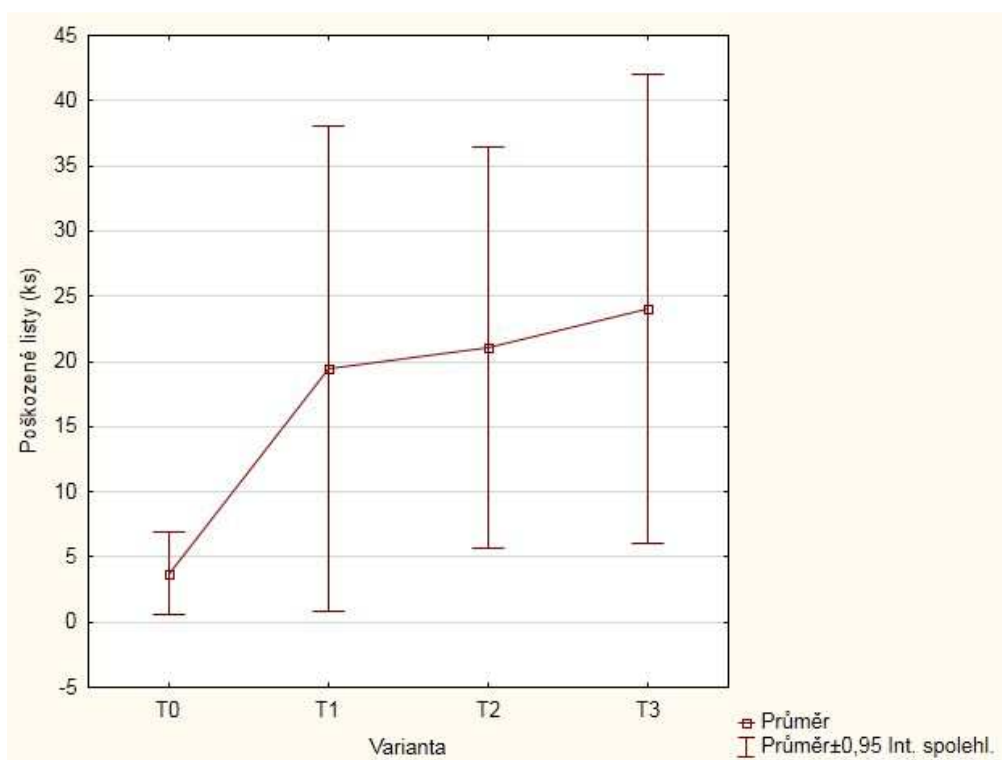
Obr. 75: Rozsah napadení asimilačního aparátu modřínu korovnicí *Adelges laricis* (1. pozorování)



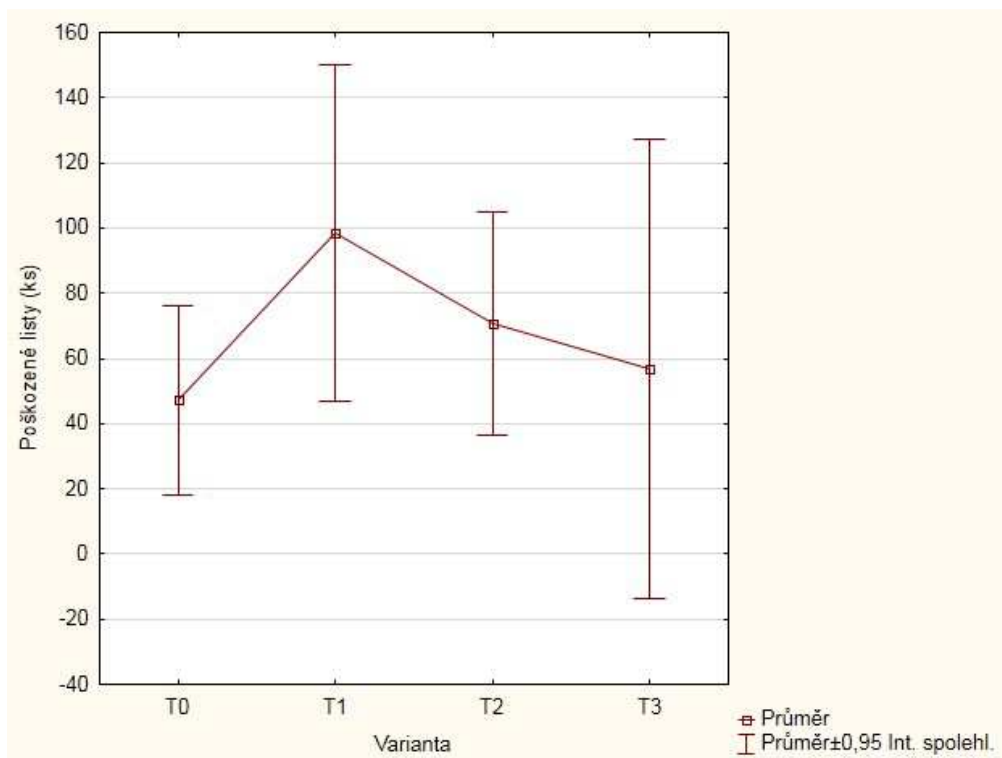
Obr. 76: Poškození asimilačního aparátu břízy nekrotzami způsobenými nadbytkem Mn (2. pozorování)



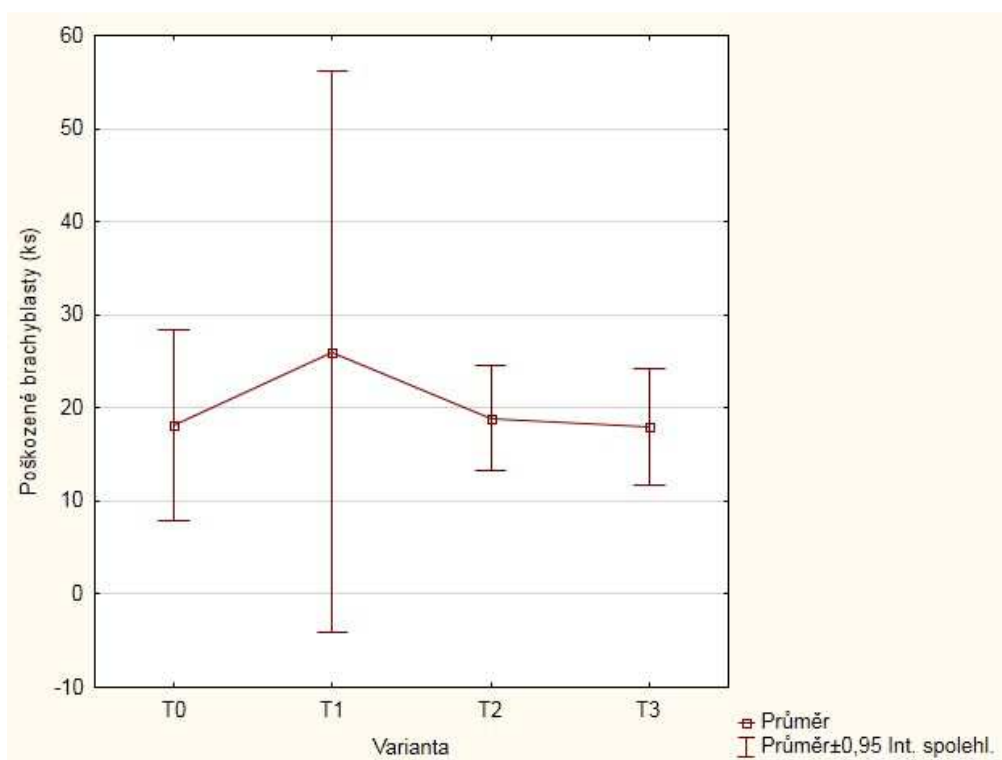
Obr. 77: Poškození asimilačního aparátu jeřábu nekrotami způsobenými nadbytkem Mn (2. pozorování)



Obr. 78: Poškození asimilačního aparátu dubu nekrotami způsobenými nadbytkem Mn (2. pozorování)



Obr. 79: Poškození asimilačního aparátu buku nekrotzami způsobenými nadbytkem Mn (2. pozorování)



Obr. 80: Poškození asimilačního aparátu modřínu nekrotzami způsobenými nadbytkem Mn (2. pozorování)

