

MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ

Lesnická a dřevařská fakulta

Ústav ochrany lesů a myslivosti

**Sezónní dynamika obsahu manganu v bylinném patru, půdní a
epigeické fauně**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí diplomové práce:
prof. Ing. Emanuel Kula, CSc.

Vypracovala:
Bc. Eliška Bradáčová

Brno 2015

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: *Sezónní dynamika obsahu manganu v bylinném patru, půdní a epigeické fauně* zpracovala samostatně a veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje diplomová 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 vědoma, že se na moji práci vztahuje zákon č. 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 ods. 1 autorského zákona.

Dále se zavazuji, že před sepsáním licenční smlouvy o využití díla s 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 nákladů spojených se vznikem díla, a to až do jejich skutečné výše.

V Brně dne.....

.....

Poděkování

Na prvním místě bych ráda poděkovala vedoucímu diplomové práce Prof. Ing. Emanuelu Kulovi CSc., který mi svým odborným přístupem a cennými radami pomohl při vzniku práce.

Dále bych chtěla poděkovat pracovníkům Ústavu chemie a biochemie AF Mendelovy univerzity v Brně, především pak Mgr. Lucii Chromcové, Ph.D., za pomoc při zpracování a analýze vzorků. Za pomoc při zpracování vzorků děkuji také svému příteli Bc. Jaroslavu Tesařovi.

Řešení diplomové práce bylo umožněno za podpory nadace ČEZ, a. s.

Abstrakt

Název práce: Sezónní dynamika manganu v bylinném patru, půdní a epigeické fauně

Diplomová práce byla zaměřena na zjišťování obsahu manganu a jeho sezónní dynamiky ve vybraných druzích rostlin a živočichů v letech 2011–2013. Na zkusných plochách s vysokým obsahem Mn v Krušných horách byly v měsíčních intervalech odebírány vzorky fauny a flory, v nichž byl metodou AAS stanovován obsah manganu. Nejvyšší hladina manganu byla z bylin zjištěna v ostružiníku ježiníku (*Rubus caesius* L.) a v ostružiníku maliníku (*Rubus idaeus* L.). Z dřevin obsahoval nejvíce Mn modřín opadavý (*Larix decidua* Mill.) a jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia* L.). Většina rostlin Mn během vegetační sezony akumuluje. Živočichové dosahovali ve srovnání s rostlinami nižších hladin manganu, který akumulovaly mnohonožky (Diplopoda) a suchozemští stejnonožci (Oniscoidea). I přes skutečně vysokou kontaminaci půdy manganem nebyly u rostlin ani živočichů zjištěny žádné příznaky toxicity.

Klíčová slova: mangan, akumulace a sezónní dynamika Mn, Mn ve fauně a floře Krušných hor, byliny, dřeviny, bezobratlí živočichové

Abstract

Title: The change in the level of manganese in the herb layer, soil and epigieic fauna

The aim of this thesis is to determine the level of manganese content and its seasonal dynamics in selected herbs and trees species and invertebrates in the period 2011–2013. Trial sites were located in the highly manganese contaminated ecosystem in Krušné hory mountains. The flora and fauna samples were being collected on a monthly basis. The level of manganese was determined by the AAS method. The highest level of manganese was found in the blackberry bush (*Rubus caesius* L.) and the raspberry bush (*Rubus idaeus* L.). The larch (*Larix decidua* Mill.) and the mountain ash (*Sorbus aucuparia* L.) were the most contaminated tree species. Majority of plants accumulates manganese during the vegetative period. The invertebrates showed lower level of manganese content than plants. The highest level was found in millipedes (Diplopoda) and isopods (Oniscoidea). Despite the really high concentration of manganese in the environment, none of the plants and invertebrates showed symptoms of toxicosis.

Key words: manganese, accumulation and seasonal dynamics of Mn, Mn in the flora and fauna of Krušné hory mountains, plants, trees, invertebrates

Obsah

| | |
|---|----|
| 1. Úvod..... | 9 |
| 2. Literární přehled | 10 |
| 2.1 Chemické vlastnosti manganu | 10 |
| 2.2 Mangan v půdě..... | 10 |
| 2.3 Příjem manganu bylinami a dřevinami | 12 |
| 2.3.1 Bez černý (<i>Sambucus nigra</i> L.) | 15 |
| 2.3.2 Brusnice borůvka (<i>Vaccinium myrtillus</i> L.)..... | 15 |
| 2.3.3 Kaprad' samec (<i>Dryopteris filix-mas</i> L.)..... | 17 |
| 2.3.4 Náprstník červený (<i>Digitalis purpurea</i> L.) | 17 |
| 2.3.5 Ostružiník ježiník (<i>Rubus caesius</i> L.)..... | 18 |
| 2.3.6 Ostružiník maliník (<i>Rubus idaeus</i> L.)..... | 19 |
| 2.3.7 Třezalka tečkovaná (<i>Hypericum perforatum</i> L.) | 20 |
| 2.3.8 Třtina křovištní (<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) Roth.) | 20 |
| 2.3.9 Borovice lesní (<i>Pinus sylvestris</i> L.) | 21 |
| 2.3.10 Bříza bělokorá (<i>Betula pendula</i> Roth.) | 22 |
| 2.3.11 Buk lesní (<i>Fagus sylvatica</i> L.)..... | 23 |
| 2.3.12 Dub zimní (<i>Quercus petraea</i> (Matt.) Liebl.) | 25 |
| 2.3.13 Javor klen (<i>Acer pseudoplatanus</i> L.) | 27 |
| 2.3.14 Jeřáb ptačí (<i>Sorbus aucuparia</i> L.)..... | 27 |
| 2.3.15 Modřín opadavý (<i>Larix decidua</i> Mill.) | 28 |
| 2.3.16 Smrk ztepilý (<i>Picea abies</i> (L.) Karst.) | 28 |
| 2.4 Příjem manganu bezobratlými živočichy | 31 |
| 2.4.1 Stonožky a mnohonožky (Chilopoda, Diplopoda) | 33 |
| 2.4.2 Žížaly (Lumbricidae) | 34 |
| 2.4.3 Střevlíci (Carabidae) | 37 |
| 3. Metodika | 39 |
| 3.1 Popis lokality | 39 |
| 3.2 Přírodní poměry LS Litvínov..... | 40 |
| 3.3 Zpracování rostlinných vzorků | 41 |
| 3.4 Zpracování vzorků živočichů..... | 42 |
| 4. Výsledky | 44 |
| 4.1 Obsah a sezónní dynamika manganu ve vybraných bylinách a dřevinách..... | 44 |
| 4.1.1 Bez černý – <i>Sambucus nigra</i> L. | 44 |
| 4.1.2 Brusnice borůvka – <i>Vaccinium myrtillus</i> L. | 45 |
| 4.1.3 Ostružiník ježiník – <i>Rubus caesius</i> L. | 45 |
| 4.1.4 Náprstník červený – <i>Digitalis purpurea</i> L..... | 46 |
| 4.1.5 Ostružiník maliník – <i>Rubus idaeus</i> L. | 48 |

| | |
|---|----|
| 4.1.6 Třezalka tečkovaná – <i>Hypericum perforatum</i> L. | 48 |
| 4.1.7 Třtina křovištní – <i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) Roth..... | 49 |
| 4.1.8 Kopřiva dvoudomá – <i>Urtica dioica</i> L..... | 49 |
| 4.1.9 Lipnice obecná – <i>Poa trivialis</i> L..... | 50 |
| 4.1.10 Metlička křivolaká – <i>Avenella flexuosa</i> L. | 51 |
| 4.1.11 Šťovík kyselý – <i>Rumex acetosa</i> L. | 51 |
| 4.1.12 Rulík zlomocný – <i>Atropa bella-donna</i> L..... | 52 |
| 4.1.13 Kaprad' samec – <i>Dryopteris filix-mas</i> L. | 53 |
| 4.1.14 Konopice pýřitá – <i>Galeopsis pubescens</i> Bess..... | 53 |
| 4.1.15 Starček lepkavý – <i>Senecio viscosus</i> L..... | 54 |
| 4.1.16 Bika hajní – <i>Luzula luzuloides</i> Lam. | 54 |
| 4.1.17 Borovice černá – <i>Pinus nigra</i> Arnold..... | 55 |
| 4.1.18 Borovice lesní – <i>Pinus sylvestris</i> L..... | 55 |
| 4.1.19 Břıza bělokorá – <i>Betula pendula</i> Roth..... | 55 |
| 4.1.20 Buk lesní – <i>Fagus sylvatica</i> L. | 56 |
| 4.1.21 Dub zimní – <i>Quercus petraea</i> (Matt.) Liebl..... | 57 |
| 4.1.22 Javor klen – <i>Acer pseudoplatanus</i> L..... | 58 |
| 4.1.23 Jeřáb ptačí – <i>Sorbus aucuparia</i> L. | 59 |
| 4.1.24 Jírovec maďal – <i>Aesculus hippocastanum</i> L. | 60 |
| 4.1.25 Lípa srdčitá – <i>Tilia cordata</i> Mill..... | 61 |
| 4.1.26 Modřín opadavý – <i>Larix decidua</i> Mill..... | 61 |
| 4.1.27 Smrk ztepilý – <i>Picea abies</i> (L.) Karst..... | 62 |
| 4.1.28 Třešeň ptačí – <i>Prunus avium</i> L. | 62 |
| 4.2 Obsah manganu ve vybraných zástupcích bezobratlých | 63 |
| 4.2.1 Stonožky – <i>Chilopoda</i> | 63 |
| 4.2.2 Mnohonožky – <i>Diplopoda</i> | 64 |
| 4.2.3 Žížaly – <i>Lumbricidae</i> | 64 |
| 4.2.4 Střevlící – <i>Carabidae</i> | 65 |
| 4.2.5 Suchozemští stejnonožci – <i>Oniscoidea</i> | 66 |
| 5. Diskuze | 68 |
| 5.1 Obsah Mn v rostlinách | 68 |
| 5.1.1 Diskuze obsahu manganu v bylinách..... | 68 |
| 5.1.2 Diskuze obsahu manganu ve dřevinách..... | 73 |
| 5.2 Obsah Mn v bezobratlých | 77 |
| 6. Závěr | 80 |
| 7. Summary | 82 |
| 8. Seznam použité literatury | 84 |
| 9. Přílohy..... | 97 |

1. Úvod

Tato diplomová práce obsahově i tematicky navazuje na bakalářskou práci Změna v úrovni manganu ve vybraných druzích bylinného patra, půdní a epigeické fauny (Bradáčová 2013).

Mikroelementy, mj. mangan, jsou pro všechny organismy v určité míře nezbytné. Mangan v rostlinách ovlivňuje jejich fyziologické procesy, podílí se na aktivaci vitaminů a enzymů, účastní se fotosyntézy, dýchání atd. Rostliny přijímají tento prvek především z půdního roztoku, ale také např. ze vzduchu. U živočichů mangan pomáhá zajišťovat správnou funkci nervové a trávicí soustavy a má vliv na jejich růst. K příjmu Mn u živočichů dochází primárně potravou, u půdních organismů i difuzí přes povrch těla.

V případě poruchy příjmu Mn však může u organismů docházet k jejich poškození. Toxikózy manganem se u rostlin projevují chlorózami asimilačních orgánů, defoliací, omezenou tvorbou pupenů či vnitřními nekrózami kůry. Nedostatek Mn se projevuje podobnými příznaky, chlorózy listů jsou specifické. U živočichů se poruchy v příjmu manganu projevují blokací činnosti některých enzymů nebo negativním vlivem na jejich růst a rozmnožování.

V této práci byla sledována dynamika a obsah Mn ve vybraných druzích rostlin a bezobratlých živočichů v letech 2011–2013. Analyzované vzorky byly odebírány na lokalitě v Krušných horách nedaleko Litvínova (500 m n. m.), kde byla zjištěna extrémně vysoká úroveň manganu v půdě a v hrabance (téměř 10000 mg·kg⁻¹ Mn). Cílem práce bylo stanovit úroveň manganu a míru jeho akumulace u některých druhů bylin, dřevin a živočichů během vegetační sezony.

Množství Mn bylo sledováno u bylin z čeledí: Caprifoliaceae, Ericaceae, Rosaceae, Scrophulariaceae, Hypericaceae, Poaceae, Urticaceae, Polygonaceae, Solanaceae, Dryopteridaceae, Lamiaceae a Asteraceae. Předmětem analýzy byly také dřeviny z čeledí: Pinaceae, Betulaceae, Fagaceae, Aceraceae, Rosaceae a Sapindaceae. Úroveň manganu byla dále měřena v těchto taxonech bezobratlých živočichů: Chilopoda, Diplopoda, Lumbricidae, Carabidae a Oniscoidea.

2. Literární přehled

2.1 Chemické vlastnosti manganu

Mangan (chemická značka Mn, latinsky *Manganum*) je šedobílý kov podobný železu, avšak tvrdší a velmi křehký. Má bod tání při 1245 °C, bod varu při 2150 °C a má jeden isotop (Milbauer 1957). Prvky skupiny manganu mohou dosáhnout nejvyššího oxidačního čísla VII., mangan je z této skupiny nejrozšířenější, nejstálejší je Mn^{II}. Mangan tvoří oxidy typu Mn₂O₇ s oxidačním číslem od I do VII, z nichž nejběžnější je II, IV a VII (Koutník 1996).

V přírodě Mn provází železo, ale pro svou velikou oxidační schopnost a mnohostupňovou valenci se nenachází ryzí, nýbrž jen v četných minerálech, z nichž nejdůležitější jsou kysličníky pyrolusit, braunit, hausmanit, manganit a uhličitan dialogit (Milbauer 1957). Podrobnější informace o tomto tématu uvádí autorka v související bakalářské práci (Bradáčová 2013).

2.2 Mangan v půdě

Příjem prvků a živin představuje pro lesní dřeviny důležitý koloběh hmoty v jejich životních cyklech a v prostředí. Bilance elementárních toků v zalesněné krajině často ukazuje, že příjem mikroprvků (Mn, Zn, Pb, Co, Ni, As atd.) a stopových prvků z půdy je velmi silný a přispívá k mobilizaci těchto prvků v prostředí (Skřivan et al. 1995). V některých případech není velký rozdíl mezi makro- a mikroprvky (Soukup et al. 1979).

Prvky se v lesních půdách vyskytují v různém množství, ale v jednotlivých půdních typech vykazují vždy zákonité rozvrstvení čili stratigrafii. V lesních půdách jsou zastoupeny v různých formách co do přístupnosti pro lesní dřeviny a pro edafon a během ročního období vykazují také výraznější nebo slabší dynamiku (Pelíšek 1964).

Stopové prvky se uvolňují do půdy zvětráváním minerálů (např. augit, biotit, olivín aj.) nebo jsou součástí různých hnojiv. Většina půd obsahuje stopové prvky v mnohonásobně větším množství, než je potřeba rostlin (Soukup et al. 1979). Mn je ve formě MnO obsažen ve vyvěřelých horninách (dvojslídna žula, granodiorit, syenit, gabro, amfibolovec, liparit, andezit a diabas), v horninách metamorfovaných (dvojslídna rula, svor, amfibolická břidlice nebo hadec) a v sedimentech (spraš, tégl nebo jílovité břidlice) (Pelíšek 1964).

Mangan se nachází v půdách zpravidla ve sloučeninách s Fe (krystalické nebo koloidní silikáty, popř. hydráty a kysličníky). Profilová stratigrafie Mn v půdních typech je obdobná jako u Fe. V rendzinových a černozemních půdách jsou koloidní sloučeniny Mn vlivem vysrážení nepohyblivé a jejich obsah je v celém profilu dost vyrovnaný. V půdách podzolových jsou koloidní formy Mn v pohybu a hromadí se s Fe v akumulacním B–horizontu. V oglejených podzolech nebo v semiglejích dochází k tvorbě a hromadění kyslíkatých sloučenin Mn v některých horizontech buď ve formě koloidní nebo ve formě kysličníku resp. jako bročky, konkrce nebo skvrny. Mn je součástí téměř všech půdních typů (Pelíšek 1964).

Limonitické makro a mikrobročky v oglejených půdách o velikosti až 10 mm jsou hnědočerné a se zvyšujícím se obsahem Mn tmavnou. Tyto bročky jsou typické v oglejených půdách. Limonitické (železité) konkrce s různým obsahem písku a častými příměsmi Al a Mn tvoří ledvinité až kulovité tvary různých velikostí. Zvýšený obsah Mn opět dodává tmavější zbarvení. V půdních novotvarech se Mn vyskytuje ve formě Mn_2O_3 (Pelíšek 1964).

Obvykle je v půdě manganu dostatek (je desátým nejrozšířenějším prvkem na Zemi) a rostliny ho mohou využívat buď v železné formě nebo adsorbovaný v půdním roztoku (Krpina 1989). Ve většině půd je manganu $300\text{--}1000\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, také jsou v různých koncentracích obsaženy mobilní frakce, obsahující volné ionty a nízkomolekulární komplexy Mn^{2+} (Adriano 2001).

Dostupnost kovů v půdě je obecně řízena jejich koncentrací, pH půdy a obsahem organických látek. Některé lokality, charakteristické vyšší hladinou podzemní vody a nízkým pH, umožňují lepší mobilitu prvků v půdě a jejich snadnější dostupnost pro vegetaci, což je pro Mn typické (Moreno–Jiménez 2009).

Příznaky nedostatku některých prvků jsou zpravidla vyvolány jejich špatnou dostupností v půdě. Soli mikroprvků jsou většinou mnohem méně rozpustné než soli makroprvků a také se mnohem pevněji váží na koloidy. Soli boru, manganu, zinku a mědi jsou při pH 6,5–7,5 velmi málo rozpustné. To znamená, že nadměrné vápnění a vysoký obsah fosforečnanů v půdě výrazně snižuje jejich přijatelnost. Naopak se stoupající aciditou se rozpustnost zvyšuje. V kyselých půdách jsou některé mikroprvky dokonce tak pohyblivé, že dochází k nadbytečnému příjmu rostlinou (často spojenému s příznaky toxicity) a také k silnému vyplavování, např. Mn a B (Soukup et al.1979).

Těžké kovy mohou být toxické i pro volně žijící živočichy, jestliže dosáhnou kritické hodnoty (Moreno–Jiménez et al. 2009).

2.3 Příjem manganu bylinami a dřevinami

Ačkoli největší část rostlin tvoří sacharidy, zastoupeny jsou v malém množství i další chemické prvky, které jsou významné pro fotosyntézu, růstové procesy a metabolismus. Obsah prvků závisí na druhu rostliny, vnějších podmínkách a čase. Během vývoje dochází k často až zákonitým změnám množství prvků v jednotlivých částech rostlin (Bandzeitiene 2000).

Mikroelementy jsou pro rostliny v určitém množství nezbytné, např. Fe a Mn řídí oxidačně redukční pochody v rostlinách a jsou označovány jako prvky funkční (Soukup et al. 1979). Mangan je biogenní stopový prvek, důležitý pro fyziologické procesy rostlin, neboť se podílí na aktivaci vitamínů a enzymů, na fotosyntéze a syntéze sacharidů, bílkovin a kyseliny askorbové (Krpina 1989). Mn obvykle působí jako aktivátor enzymů, ale je často možné jej nahradit ionty jiných kovů. Mangan se ve své biochemické funkci podobá Mg a podílí se na enzymo-katalytických reakcích včetně fosforylace, dekarboxylace či oxidačně redoxních reakcích a ovlivňuje tak procesy, jako je dýchání, syntéza aminokyselin a ligninu a tvorba a udržování hladiny hormonů v rostlinách (Burnell 1988).

Nejvýznamnější rolí Mn v přírodě je podle Burnell (1988) jeho účast ve fotosyntéze. V chloroplastech je Mn vázán několika způsoby: slabě, silně a velmi silně. Silně vázaný Mn se pravděpodobně účastní hydrolýzy vody, velmi silně vázaný Mn ovlivňuje strukturu lamel v chloroplastu. Mn je obsažen také v thylakiodech a v reakčním centru fotosystému II. Mn je zásadní pro počáteční zachycení světelné energie při fotosyntéze.

Rostlina přijímá všechny látky, potřebné k životním pochodům (asimilace, dýchání, látková výměna, růst) ve formě iontů z půdy nebo povrchem listů. Živiny získává především prostřednictvím jemných kořenů z půdního roztoku, který vyplňuje póry a lpí na povrchu půdních částic. Mechanismus příjmu jednotlivých látek, zejména vody a minerálních iontů, je rozdílný. Absorpce iontů je složitý vícefázový proces, kde se uplatňuje hlavně difuze a specifická výměna iontů (Soukup et al. 1979).

Intenzita příjmu živin z půdy závisí na biologických vlastnostech rostlin a podmínkách vnějšího prostředí. Jestliže se sníží fotosyntéza a poklesne příliv asimilátů

z listů do kořenů, omezí se i přijímání živin z půdy. Důležitou podmínkou pro normální absorpci živin je dostatečné zásobování rostliny vodou, která vytváří (vedle jiných funkcí) půdní roztok, který je hlavním zdrojem rostlinných živin. Významně se uplatňuje acidita či alkalita půdy. Obecně platí, že kyselá reakce podporuje příjem aniontů, zásaditá naopak příjem kationtů. Mimoto půdní reakce ovlivňuje rozpustnost některých látek. Do výčtu činitelů, podílejících se na intenzitě příjmu živin, se řadí zásoba přijatelných živin v půdě či substrátu (Soukup et al. 1979).

Rostliny výrazně komunikují s prostředím (vzduchem, vodou i půdou) a prvky jimi mohou být přijímány i listy ze vzduchu. Některé znečišťující prvky se též usazují na povrchu listů (Reimann et al. 2001).

Rostliny přijímají především Mn^{2+} , který kromě slabých komplexů dominuje v tkáních. Jeho koncentrace jsou variabilní v závislosti na půdních podmínkách a druhu rostliny. Množství Mn v rostlinách se pohybuje nejčastěji mezi 300–1000 $mg \cdot kg^{-1}$ sušiny (Marschner 1995). Podle Machava (2002) se v lesních dřevinách nachází často až 3000 $mg \cdot kg^{-1}$ manganu.

Mangan má ve fyziologické funkci velmi úzký vztah k železu. Redukčními pochody při látkové výměně vzniká v organismu dvojmocné železo Fe^{2+} , které působí toxicky. Mangan je oxiduje na formu trojmocnou Fe^{3+} , a tím je neutralizuje. Tento proces při nedostatku Mn vážne, avšak ani přebytek Mn není žádoucí. Uvádí do oběhu více trojmocného železa, než může rostlina využít, to je vázáno fosforem na nerozpustnou sůl pro rostlinu nedostupnou a v buňkách vzniká nedostatek železa. Optimální poměr manganu k železu v rostlině je asi 1:2. Poruchy v zásobování manganem se nepříznivě odrážejí v tvorbě chlorofylu, asimilaci, dýchání apod. (Soukup et al. 1979).

Rostliny zpravidla velmi citlivě reagují na poruchy v dodávce nezbytných životních potřeb (růstových činitelů). Je např. všeobecně známo, že různé skvrny nebo i tvarové změny na listech mohou být vyvolány nedostatkem ve výživě. Při povšechném nedostatku živin (na chudé půdě, kde však žádná důležitá živina nechybí) pozorujeme sice slabý, avšak vyrovnaný růst a normální vývoj. Při poklesu na minimální množství prvků rostlina vykazuje příznaky, které jsou pro jednotlivé živiny typické (Soukup et al. 1979).

Některé prvky, překročí-li jejich hladina v půdním roztoku, popř. v rostlinné tkáni, určitou maximální hranici, působí na rostlinu toxicky. Jiné prvky mají nepřímé

toxické účinky, jsou-li v nadbytku – mohou vyvolat tzv. relativní nedostatek jiných důležitých živin (např. antagonistické působení Mn a Fe). Přesnější poznatky o vzájemných vztazích mezi jednotlivými živinami v různých podmínkách životního prostředí však chybí (Soukup et al. 1979).

Zvýšený příjem Mn z půdy rostlinami může vyvolat toxikózu. Vysoký obsah manganu charakterizuje zvláště půdy kyselé a špatně provzdušněné, např. půdní typ pseudoglej. Toxicita Mn se projevuje chlorózami listů, defoliací, snížením počtu pupenů a vnitřními nekrózami kůry (Krpina 1989).

Těžké kovy mohou být toxické i pro volně žijící živočichy, pokud půda dosáhne určité kritické hodnoty. Hromadění kovů v nadzemní části rostlin má za následek zvýšení akumulace kovů ve svrchních půdních horizontech. Rostliny, rostoucí v půdě s obsahem těžkých kovů mohou mít odlišné vlastnosti (Moreno–Jiménez 2009).

Kvalita prostředí se však projevuje i nedostatkem některých prvků – Mn, Mg a Zn, případně také Ba, Cd a P v závislosti na druhu rostliny (Reimann et al. 2001). Poškození rostlin v důsledku nedostatku manganu popisují Penningsfeld et al. (1965) nebo Hertel (1973): Mladší, ale někdy i starší listy mají po celé ploše chlorotické skvrny (jsou kropenaté). Žilnatina, i nejjemnější, zůstává zelená a olemována úzkou zelenou obrubou. V pokročilém stadiu chlorotické skvrny odumírají. Zelená žilnatina pak tvoří na žlutavém listu tmavou stromečkovitou kresbu. Nedostatek Mn ovlivňuje u rostlin také fotosyntézu, může snižovat jejich odolnost proti poškození a škůdcům a negativně ovlivňuje růst rostlin (Burnell 1988).

V syrovém ovoci jsou též obsaženy pro tělo nepostradatelné nerostné látky. Jejich množství ovšem značně kolísá, neboť závisí hlavně na obsahu jednotlivých prvků v půdě, ze které dotyčná rostlina vyrůstá. Většina ovoce obsahuje mangan; průměrně však pouze 0,5 % sušiny, u borůvek 2 % (Mikula 1978). Mikronutrienty mají důležitou fyziologickou funkci a znalost jejich obsahu v ovoci má velký význam (Tesovic 1989).

Obsah kovů v plodech je závislý na mnoha faktorech včetně odrůdy rostlin, vegetačním období, prostředí atd. Vysoké zastoupení některých látek v plodech může způsobit vážné zdravotní problémy. Také Cu, Zn, Fe a Mn, přestože jsou potřebné, mohou v příliš vysokých dávkách škodit (Rusinek et al. 2008).

2.3.1 Bez černý (*Sambucus nigra* L.)

Bez snáší silné zastínění, zvláště v mládí. Přizpůsobuje se velmi různorodému vodnímu režimu, ale nesnáší extrémně suchá stanoviště. Nejlépe se mu daří na silně humózních, dusíkem obohacených půdách. Odolává klimatickým extrémům. Ač brzy raší, není citlivý na pozdní mrazy a eventuelní poškození snadno nahrazuje. Roste dobře i uvnitř velkých měst. Kouřové plyny snáší střední měrou. Bez černý roste téměř v celé Evropě. U nás je běžný od nížin až po vrchoviny, roste na pasekách, světlinách a spáleništích i jako podrost v lesích, především smrkových a akátových. Je to typická dřevina neudržovaných zahrad a zpustlých parků (Úradníček et al. 2001).

Plamenovou adsorpční atomovou spektrometrií (AAS) a iontovou chromatografií (IC) byl stanoven diferencovaný obsah vybraných iontů v plodech bezu černého, množství iontů Mn^{2+} v suchých plodech dosahovalo 5–217 $mg \cdot kg^{-1}$. Odlišné množství iontů v ovoci závisí na druhu, místě a způsobu pěstování a době sklizně. Ze šetření různých autorů vyplývá, že v plodech bezu má nejvyšší obsah Fe a Mn (Sowa et al. 2003).

2.3.2 Brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus* L.)

Borůvka je typický druh acidofilních jehličnatých i listnatých lesů, lesních pasek, vřesovišť, pastvin, chudých skal a sutí, porostů kosodřeviny, okrajů rašelinišť, horských luk. Vyskytuje se na kyselých, živinami chudých, humózních, nepřliš vysychavých půdách, pospolitě, často v rozlehlých porostech. Brusnice borůvka roste v celé Evropě (ve Středozeří pouze v horách), na Kavkaze, Sibiři, na východ po Zabajkalí a Mongolsko. Většina z asi 200 druhů borůvek roste v horách tropické jihovýchodní Asie a tichomořských ostrovů. U nás je borůvka rozšířena po celém území, v teplých oblastech vzácně, ve středních polohách roztroušeně až velmi hojně, v horách běžně (Úradníček et al. 2001).

Podle Reimanna et al. (2001) borůvky nejvíce hromadí Ni, Ag, As, Bi a brusinky Ni, Ag, Bi, Co. Průměrný obsah Mn v borůvkách byl 1900 $mg \cdot kg^{-1}$, u ostatních rostlin dosahoval 310–1470 $mg \cdot kg^{-1}$. Kromě vysokých koncentrací některých kovů je v listech rostlin, sbíraných v okolí Monchegorsku nedostatek mikroelementů, např. Mn, Mg, Ba, P a Zn z důvodu vyčerpání.

Vliv hnojení na obsah Mn a Al v půdě s následným vstupem do listů a vlivem na růst studoval Spiers (1990). Hnojení manganem vedlo ke zvýšení obsahu Mn v listech a

poklesu růstu ve všech měřených parametrech. Interakce mezi Al a Mn jsou významné pro koncentraci Mn v listech a vitalitu. Hnojení Mn ovlivnilo všechny měřené parametry s výjimkou koncentrace Al v listech. Více manganového hnojiva znamenalo oslabení rostlin, více chloróz a omezený přírůst. Při nízké úrovni hnojení Mn byl lineární nárůst Mn v listech od $70 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ do $1872 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

V polních podmínkách dosahovaly úrovně Mn a Al v listech *V. angustifolium* (Aiton) a *V. myrtillus* (L.) až $110\text{--}1500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Trevett et al. 1968). Listy vzrostlé brusnice *V. corymbosum* (L.) obsahovaly až $183 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu (Ballinger, Goldston 1967).

Vřesovištní rostliny mangan často akumulují – v listech dosahuje až úrovně toxicity – $15000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Miller 1987), možná výjimka je potom u vločyně bahenní (*Vaccinium uliginosum* L.). Tato tendence platí obecně pro všechny acidofilní rostliny, které mají přirozeně sklon k vyšší akumulaci Mn než kalcifilní rostliny (Pope 1983). Zřejmým důvodem tohoto vztahu je zvyšující se příjem Mn s klesajícím pH půdy (Austin et al. 1986).

Obecně platí, že je hladina Mn v kořenech nižší než v listech. U některých borůvek se ale projevuje tendence k vyrovnání nebo převážení obsahu Mn v kořenech (Korčák et al. 1982). Tento rozdíl poukazuje na existenci detoxikačního mechanismu, který vede k toleranci jak v kořenech tak v nadzemních částech borůvčí. Základní myšlenky detoxikačních mechanismů rostlin: 1) tvorba komplexů a chelace s různými organickými látkami (zejména formy organických kyselin jako jsou oxalát, malát a citrát), 2) skladování škodlivin ve vakuolách a 3) zadržováním škodlivin buněčnou stěnou (Pope 1983). Přesný mechanismus tolerance vřesovištních rostlin k Mn zatím není známý. Obsah vápníku a manganu byl u brusinky výrazně vyšší v semenech proti dužině bobule. V jiných druzích rozdíly mezi semeny a dužinou nejsou tak velké (Bandzeitiene 2000).

Rozdíly v příjmu manganu jsou typické např. pro brusnici úzkolistou (*Vaccinium angustifolium* Aiton) a brusnici chocholičnatou, též „kanadskou borůvku“ (*Vaccinium corymbosum* L.). Zatímco brusnice úzkolistá akumuluje vysoký obsah Mn (Townsend 1969), brusnice chocholičnatá obvykle obsahuje malé množství Mn (Korčák et al. 1982). Aby měly rostliny geneticky danou tendenci akumulovat vysoký obsah manganu, musí ho oba rodiče v dostatečné míře obsahovat. Tedy rozdíly ve schopnosti rostlin hromadit Mn závisí na výběru rodičů. Množství navázaného Mn může být

ovlivněno ovšem i vzrůstem rostliny – vyšší rostliny b. úzkolisté obsahují díky ředícímu efektu méně Mn na objemovou jednotku. Energie, vynaložená do ochranných mechanismů však rostlinu oslabuje a může způsobit např. pomalejší růst a nižší produkci biomasy (Ernst 1976).

2.3.3 Kaprad' samec (*Dryopteris filix-mas* L.)

Kaprad' samec se vyskytuje v lesích, na vysokohorských bylinných nivách, horských pastvinách, strmých skalách i sutinách. Je rozšířena po celé Evropě a v severní Asii (Podlech 1987).

V Norsku, poblíž hlavního města Osla, bylo v půdě naměřeno 330–353 mg·kg⁻¹ Mn. Množství Mn v kapradině se pohybovalo mezi 20–687 mg·kg⁻¹ (průměrně 239 mg·kg⁻¹). V kapradí byly dále zjištěny vysoké koncentrace K, Mg a S, zatímco obsah Ca, Mn, Zn a Ni byl velmi nízký (Reimann et al. 2007).

Moreno–Jiménez et al. (2009) naměřili v různých druzích kapradin 15–22 mg·kg⁻¹ Mn (*Athyrium filix-femina* (L.) Roth.) a 24–196 mg·kg⁻¹ manganu (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn).

2.3.4 Náprstník červený (*Digitalis purpurea* L.)

Náprstník roste ve světlých lesích, na odlesněných nivách a okrajích cest na málo vápnatých půdách. Je rozšířen po většině Evropy, často pěstován, zplaňuje. Náprstník je typicky dvouletá rostlina. Po vyklíčení se v prvním roce vytvoří pouze přizemní růžice listů, z níž vyroste ve druhém roce kvetoucí stonek. Po odkvětu a vysypání semen rostlina zpravidla odumírá. Náprstník červený je smrtelně jedovatý (Lippert, Podlech 1993). Rostlina obsahuje srdeční činnost ovlivňující glykosidy a saponiny (Podlech 1987).

Hromadění kardenolidů je ovlivněno tepelnými podmínkami, koncentrací některých stopových prvků v listech a genetickými faktory jednotlivých populací (Neubauer et al. 1999).

Předchozí analýzy naznačily významnou negativní korelaci mezi obsahem Mn a Zn ve starších listech a pH půdy, také mezi obsahem Fe v mladých listech a pH půdy. Tyto výsledky ukazují, že zvýšená kyselost půdy vede k nárůstu obsahu stopových prvků v rostlinách, přestože tento trend nebyl zjištěn u Cu. Celková úroveň stopových

prvků v půdě nelze použít jako ukazatel jejich dostupnosti pro rostliny (Brun et al. 1998).

Hořčík omezuje příjem Mn kořeny a květy. U náprstníku byl pozorován jiný druh změn, koncentrace Cd, Mn a Pb byly přímo úměrné. Významné byly proporcionální změny koncentrací Mn v listech a květech se změnami koncentrace Co. Kumulace Ni a Mn v kořenech, listech a květech je přímo úměrná. Tento problém lze vysvětlit tím, že Mn má podobné vlastnosti jako kationty alkalických kovů a kovů alkalických zemin (Kwapulinski 2004).

Byly zjištěny také významné korelace mezi obsahem některých stopových prvků a akumulací kardenolidů – vysoký obsah Mn v rostlinách *Digitalis* a v půdě zvyšuje syntézu kardenolidů v rostlinách. Mangan může také stimulovat některé isoprenoidy v biosyntetickém systému (Wilkinson, Ohki 1988).

Obsah Mn v půdě se pohyboval od 209 do 652 mg·kg⁻¹. Obsah manganu v náprstníku byl u mladých listů v rozmezí 16–45 mg·kg⁻¹, u dospělých listů byla koncentrace Mn 21–68 mg·kg⁻¹ (Roca–Pérez 2003).

Roca–Pérez et al. (2006) uvádí dynamiku obsahu Mn v mladých/starých listech *D. obscura* (L.): květen 24/47 mg·kg⁻¹, červenec 25/35 mg·kg⁻¹, říjen 34/36 mg·kg⁻¹, únor 31/36 mg·kg⁻¹. Hlavními faktory, ovlivňujícími stav stopových prvků v listech *D. obscura* (L.) je tedy pH půdy, obsah uhličitánů a rostlinám dostupné prvky v půdě.

2.3.5 Ostružiník ježiník (*Rubus caesius* L.)

Ostružiník ježiník roste v prosvětlených lužních lesích, vrbinách, borech, zarůstá průseky, okraje silnic a cest, úhory, rumiště a okolí osad, vlhké skály, ploty, někdy se vyskytuje i jako plevel na polích. Osidluje půdy slabě humózní, minerálně středně bohaté až alkalické, často vápenaté, čerstvě vlhké nebo vlhké až zaplavované. Často se vyskytuje v úvalech velkých řek jako jediný druh rodu ostružiník. V České republice patří mezi nejrozšířenější druhy ostružiníků. Roste od nížin do podhorských poloh, vzácně vystupuje i do hor (Úradníček et al. 2001).

Zjištěný obsah Mn v půdě byl 62–883 mg·kg⁻¹. Koncentrace manganu v listech ostružiníku se pohybovala od 182 do 949 mg·kg⁻¹ (průměr 449 mg·kg⁻¹). Vysoký obsah těžkých kovů v rostlinách může být přičítán i nízkému pH půdy (Wislocka 2006).

Obecně obsahovaly plody ostružiníku více makro i mikroelementů, zejména Mn, Ca, Cu, Sn, Zn, Fe a Ni. Místo odběru mělo významný vliv na všechny prvky kromě Ca, Cu a Se. Některé prvky (Ba, Cd, Mn, Ni a Sn) byly nahromaděny v plodech ostružiníku i růže šípkové ve vysokých koncentracích. Obsah Mn v ostružinách byl pozoruhodně vysoký bez ohledu na stupeň znečištění životního prostředí (průměrně $174 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (Tóth et al. 2008).

2.3.6 Ostružiník maliník (*Rubus idaeus* L.)

Maliník je typický keř prosvětlených lesů, lesních světlin, okrajů a lemů. Zarůstá hlavně paseky, kamenité haldy apod. Roste na různých geologických podkladech, na půdách písčitých i hlinitých, mírně vlhkých až vlhkých, mírně kyselých až slabě alkalických, humózních, s dobrou zásobou dusíku. Maliník roste téměř v celé Evropě a v Asii až po Altaj. V ČR je hojný na celém území, od nížin do subalpínského stupně, zvláště v mezofytiku (Úradníček et al. 2001).

Obsah Fe, Mn, Zn a Cu byl po dobu tří let zkoumán v různých odrůdách maliníku *Rubus idaeus* (L.). Obsah Mn dosahoval hodnot $23\text{--}55 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Průměrné koncentrace všech prvků byly následující: $37 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Fe, $41 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Mn, $21 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Zn a $7,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cu. Hladina Mn v sušině dosáhla v letech 1976–1978 hodnot $21\text{--}52$; $25\text{--}64$ a $28\text{--}52 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Tesovic 1989).

Ačkoli jsou rostliny schopny velké množství Mn v tkáních deaktivovat, jsou velmi citlivé zvláště na nadměrné množství pohyblivého Mn v půdě. U malin se projevují v širším rozsahu silné vizuální příznaky otravy a dochází i k náhlému nebo postupnému úhynu keřů. Vápnění plantáží malin, rostoucích na pseudogleji, snížilo kyselost půdy a poklesl obsah Mn v listech a výhoncích malin. Tím, že mohou maliny růst na kyselých půdách, jsou ohroženy nadbytkem Mn (Krpina 1989).

Niketic–Aleksic et al. (1976) zjistili ve 100 g šťávy, vyrobené přímo lisováním malin, hladinu Mn $0,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, zatímco ve 100 g nektaru bylo $2,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu. Obsah kovů v plodech je závislý na odrůdě rostliny, vegetačním období, prostředí atd. Vysoké množství některých látek (Cu, Zn, Fe a Mn) v plodech může způsobit vážné zdravotní problémy, přesto jsou v přiměřené míře potřebné.

Obsah Mn v maliníku dosáhl $2,6\text{--}3,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (průměrně $2,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v rostlinách kontrolních a $2,6\text{--}3,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ v rostlinách vystavených znečištění (průměrně $2,9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) cementárenskými odpady. Obecně platí, že plody, sklizené ve

znečištěné oblasti, obsahují vyšší koncentraci kovů Cd, Cu, Zn, Fe i Mn. Borůvky vykazují nižší obsah Cd a Cu než jahody a maliny, ovšem na druhou stranu také obsahovaly více Pb, Zn a Mn (Rusinek 2008). Podle Sowy et al. (2003) je v plodech Fe, Mn>Zn>Cu v závislosti na pěstování a sklizni.

Množství iontů Mn^{2+} bylo stanoveno v sušených plodech maliníku: 5–217 $mg \cdot kg^{-1}$. Nejméně Mn^{2+} obsahovaly jablka, nejvíce maliny (Sowa et al. 2003).

Různé druhy a odrůdy rostlin tolerují Mn mezi 300–1500 $mg \cdot kg^{-1}$ (Helyar 1981), ovšem v kontrolní skupině rostlin byla koncentrace Mn toxická (nad 1500 $mg \cdot kg^{-1}$), což je v souladu s extrémní kyselostí půd. Po vápnění klesl obsah Mn výrazně pod hranici toxicity (1000 $mg \cdot kg^{-1}$), přesto nebylo dosaženo optimálního množství Mn pro maliník (Sikirič et al. 2009).

2.3.7 Třezalka tečkovaná (*Hypericum perforatum* L.)

Třezalka se vyskytuje na skalnatých stepních stráních a sušších loukách, roste ve světlých lesích a křovinách. Je rozšířena po celé Evropě, roste také v západní Asii a severní Africe (Podlech 1987).

Relativní extrahovatelnost Cd, Cu, Mn a Zn v půdě se pohybovala v normálním rozmezí. Skutečné množství celkového obsahu jednotlivých těžkých kovů v půdě bylo v pořadí Fe>Zn=Mn>Cu>>Cd, zatímco pro koncentrace extrahovatelných kovů bylo pořadí Zn<<Mn>>Fe>Cu=Cd. Celkový obsah kovů v půdě byl v pořadí Cd=Mn>>Zn>Cu>>Fe (Moreno–Jiménez et al. 2009).

Ve všech případech byla koncentrace kovů vyšší v listech než ve stoncích a větvích. I přes vysokou úroveň Cu v půdě žádné rostliny nepřesáhly normální obsah Cu v tkáních, což platilo také u Fe a Mn. Koncentrace manganu v listech třezalky dosahovala 134–1344 $mg \cdot kg^{-1}$, průměrně 230 $mg \cdot kg^{-1}$ (Moreno–Jiménez et al. 2009).

2.3.8 Třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos* (L.) Roth.)

Třtina křovištní roste na povrchově vysychavých, ve spodině vlhčích, chudých vzdušných půdách, často na půdách písčitých. Půdy pod souvislým porostem třtiny bývají často zamokřené a během léta úplně vyschlé. Je rozšířena v suchých lesích, křovinách, na pasekách a v lesních kulturách. Jde o rozšířený druh v pásmu doubrav až bučin (Regal, Šindelářová 1970). Má velkou klimatickou toleranci a roste v širokém spektru přírodních, polopřirozených a umělých biotopů (např. pobřežní písčité duny,

nivy řek a močálů, suché travní porosty, lesy, města a průmyslové pustiny). Toleruje celé řady environmentálních podmínek, zejména s ohledem na vlhkost, půdní reakci a obsah živin (Rebele, Lehmann 2001).

Třtina je jedním z pionýrských organismů, je schopna růst i v nepříznivých podmínkách. Hromadění kovů se u travin (*Festuca rubra* L.) projevuje chlorózami a nekrózami listů, vadnutím listů a sazenic – je to výsledkem hromadění B až k toxickým koncentracím a nedostatek Cu a Mn. Větší kolonizační potenciál a schopnost přežít je u *C. epigejos* ((L.) Roth) způsoben tolerancí k růstu v popelu a konkurenceschopnost tohoto druhu (Mitrovic et al. 2008). *C. epigejos* ((L.) Roth) vykazovala větší toleranci k deficitu Cu a Mn, stejně jako k nadbytku B, As a Mo. Ve střední a východní Evropě vytváří *C. epigejos* ((L.) Roth) monokultury na silně znečištěných a degradovaných stanovištích. I když je třtina považována za plevel, je vhodná ke snížení eroze a úniku těžkých kovů v kontaminovaných lokalitách (Lehmann, Rebele 2004).

V nadzemních částech rostlin byla koncentrace Mn normální (20–300 mg·kg⁻¹), u *F. rubra* (L.) se projevil nedostatek Mn. Příznaky deficitu Mn se projeví jako vadnutí a chlorózy mladých listů. Podle Jonese (1991) a Kabata-Pendias, Pendias (2001) je koncentrace Mn pod 25 mg·kg⁻¹ pro rostliny nedostatečná.

2.3.9 Borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.)

Borovice je dřevina výrazně světlomilná, je to pionýrská dřevina volných ploch, neschopná růstu v semknutých porostech. Na vodu je nenáročná. Vyskytuje se na stanovištích extrémně suchých, ale také podmáčených. Dokáže vyklíčit i ve štěrbinách holých skal. V nenáročnosti na půdu nemá konkurenci. Borovice roste s úspěchem na suchých píscích, dunách, na štěrku i kamenitých sutích. V přírodě je z příznivějších stanovišť vytlačována ostatními dřevinami, na živnější půdě jinak dosahuje velkých rozměrů. Je nenáročná na klimatické podmínky. Má velký eurasijský areál rozšíření. U nás se vyskytuje ostrůvkovitě na extrémních stanovištích (Úradníček et al. 2001).

Skřivan et al. (2002) zjistil v asimilačních orgánech borovice lesní 182–294 mg·kg⁻¹ manganu.

U zdravých borovic na severovýchodních svazích byl obsah Mn 70–123 mg·kg⁻¹. Když klesl obsah manganu v jehlicích pod kritickou hladinu 20 mg·kg⁻¹, na některých stromech se objevily chlorózy prvního ročníku jehlic. Nedostatek Mn byl

pozorován zejména na vápnatých půdách a během suchých jar. Také nadbytek Cu může vyvolat nedostatek Mn (Horak 2003).

Obsah prvků v podkorunových srážkách uvádí Hermann et al. (2006). V borovém porostu bylo naměřeno $60 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu. Koncentrace prvků (K, Ca, Fe, Mn a Zn) se během vegetační sezony silně zvýšila.

2.3.10 Bříza bělokorá (*Betula pendula* Roth.)

Bříza bělokorá je silně světlomilná dřevina. Typická pionýrská dřevina osidlující holé plochy náletem lehkých, daleko se šířících semen. Vyskytuje se i na extrémních stanovištích, kde ji jiné dřeviny nemohou ohrozit. Jsou to místa s nedostatkem vláhy nebo nadbytečnou vlhkostí. Je nenáročná na půdu, převažuje na kyselých horninách. Roste často na půdách písčitých, s vysokým obsahem skeletu i na skalách. K projevům klimatu je lhostejná. Přirozeně je zastoupena v kyselých doubravách a písčitých borech, druhotně často na pasekách, haldách, výsypkách a na ladem ležících půdách. Bříza má rozsáhlý eurasijský areál. U nás je běžnou dřevinou na území celého státu od nížin až do hor (Úradníček et al. 2001).

Břízy a duby akumulují více manganu než jiné dřeviny. V listech a kmenech *Betula pendula* (Roth.) ($250\text{--}550 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) byly hodnoty výrazně vyšší než u ostatních druhů dřevin ($10\text{--}100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). U Cr, Mn, Pb a Zn byla zjištěna výrazná sezónní dynamika v listech i kmenech. Bříza pravděpodobně dokáže pomocí modifikované selektivity přijímat pouze některé prvky, byla však vyhodnocena jako dřevina, nevhodná pro fytoextrakci (Migeon et al. 2009).

V půdě vybraného transektu bylo naměřeno $330\text{--}353 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Mn. V březovém listí bylo zjištěno průměrně $2138 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu, v kůře $611 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a ve dřevě $107 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. V listí a kůře břízy bylo naměřeno víc Mn než některých makroprvků, např. P a S. Tato akumulace manganu v bříze je známá, popisují ji také např. Reimann et al. (2001). Byly zjištěny velké rozdíly mezi koncentracemi prvků v listech (vysoké) a kůře se dřevem (nízké). Listy jsou silně obohaceny některými živinami (Ca, K, Mg, Mn, P, S, Zn, B a Ni) (Reimann et al. 2007). Nicméně, bříza je také známa specifickým chemickým složením kůry, které hraje důležitou roli při odpuzování hlodavců a zajíců (Laitinen et al. 2004).

Podle Wislocka et al. (2006) se *Salix caprea* (L.) a *Betula pendula* (Roth.) projeví jako dobré bioindikátory těžkých kovů ve znečištěném prostředí přírodního i

antropogenního původu. V bříze byla zjištěna relativně vysoká koncentrace Mn (284–1724 mg·kg⁻¹). Na některých místech odběrů vzorků byly koncentrace manganu již toxické (podle Kabata–Pendias, Pendias 1992) – nad 500 mg·kg⁻¹. Citlivost na nadměrné množství Mn v rostlinách je různorodá a to i v rámci stejného rodu nebo druhu. K vysokým hladinám Mn je tolerantní např. *Betula platyphylla* (Sukaczev) a *B. japonica* (Siebold ex Winkl) nebo *B. ermanii* (Cham.). *B. pendula* (Roth.) ukázala vysokou akumulaci kapacitu bez zpozorování toxických účinků. Pro rostliny je důležitá i posloupnost akumulace kovů, která byla pro břízu následující: Cd>Mn>Zn>Pb>Cu>Ni>Fe.

Obsah Mn byl zjišťován také v podkorunových srážkách – ve smíšeném dubo-březovém porostu dosahoval 290 mg·kg⁻¹. Roční depozice manganu byla 2 mg·kg⁻¹ na volné ploše a až 2770 mg·kg⁻¹ pod porostem. Na většině lokalit se koncentrace prvků (K, Ca, Fe, Mn a Zn) během vegetační sezony silně zvýšila, k maximální akumulaci prvků došlo v květnu a koncem října. NH₄, K a Fe byly v korunách zachytávány, naopak Ca, Mg, Mn a Zn mohou být často z listů vyplavovány. Rychlost procházení prvků korunami je zřejmě ovlivněna výškou stromů. Březovou mlazinou vysokou 6 m projdou srážky i prvky lépe než dospělými porosty s výškou až 25 m (Hermann et al. 2006).

2.3.11 Buk lesní (*Fagus sylvatica* L.)

Buk je dřevina snášejší i silný zástin. Má střední nároky na vláhu v půdě. Vyžaduje dostatek srážek. V oblasti optimálního rozšíření je buk celkem indiferentní ke geologickému podkladu. Roste skoro na všech druzích hornin, vynechává jen suché písky, nepropustné jíly, půdy bažinaté a rašelinné. Nejlepší bučiny jsou na dobrých humózních půdách bohatých vápníkem. Pokud nejsou jiné faktory optimální, nároky buku na půdu stoupají. Svým opadem ovlivňuje půdu. Je citlivý na pozdní mrazy a vyhovuje mu mírné oceánické klima. Buk je dřevina evropského areálu s těžištěm rozšíření v západní, střední a jihovýchodní Evropě. V našich podmínkách se vyskytuje v oblasti hercynské i karpatské, v nadmořské výšce 400–800 m často vytváří nesmíšené porosty (Úradníček et al. 2001).

Skřivan et al. (2002) sledovali koncentrace některých prvků a jejich změny v průběhu života buku. Koncentrace Al, Ba, Be, Ca, Fe, Mn a Sr se v asimilačních orgánech stromů s věkem zvyšovala, zatímco Cu, K, Mg, Ni a Rb vykázaly opačný trend. Nižší koncentrace Ba, Be, Cu, Mg, Mn, Rb a Sr v bukovém listí ze stromů na

půdách s uhlíčitany je možné vysvětlit horší dostupností těchto prvků. Obsah manganu v kůře buku byl 130–364 mg·kg⁻¹, ve dřevě bylo zjištěno 20–48 mg·kg⁻¹ a v asimilačních orgánech 346–2480 mg·kg⁻¹. Značné rozdíly v obsahu prvků (Ba, Be, Ca, Cu, K, Mg, Mn, Rb a Sr) v bukovém listí lze připsat různým typům podloží nebo intenzitě atmosférického spadu. Hluboko kořenící buk může využívat prvky, vázané v celém půdním profilu, narozdíl např. od smrku.

Obsah prvků se může mezi jedinci stejného druhu lišit i podle sociálního postavení v porostu, jak uvádí Machava a Barna (2005). Koncentrace manganu, stanovená v listech buku, se pohybovala od 372 do 953 mg·kg⁻¹. Nejnižší koncentrace byly zaznamenány v listech ze střední části koruny kodominantních stromů, nejvyšší v listech z horní části koruny kodominantních buků. Obecně nejvyšší koncentrace Mn však byly zaznamenány ve spodních částech korun stromů (762–940 mg·kg⁻¹). V subdominantních stromech byla nejvyšší koncentrace Mn naměřena ve spodní části koruny, v kodominantních v horní části koruny. U dominantních a subdominantních buků bylo nejvíce manganu ve střední části koruny. V dominantních stromech bylo 500–866 mg·kg⁻¹ Mn, v kodominantních 384–847 mg·kg⁻¹ a v subdominantních 531–744 mg·kg⁻¹. Bylo potvrzeno, že koncentrace manganu v bukovém listí je ovlivněna intenzitou pěstebního/těžebního zásahu i sociálním postavením stromu v porostu a umístěním listí v koruně stromů. Se zvyšující se intenzitou zásahu se koncentrace Mn v bukovém listí zvyšuje. Koncentrace Fe závisí na hustotě porostu více než u Mn.

Byl porovnáván obsah minerálních látek ve dřevě zdravých a odumírajících stromů. Obsah manganu ve dřevě zdravých buků byl 8–325 mg·kg⁻¹ sušiny, zatímco v poškozených stromech 10–393 mg·kg⁻¹ sušiny. Průměrný obsah tohoto prvku v bukovém dřevě je u zdravých stromů 128 mg·kg⁻¹ a u odumírajících 153 mg·kg⁻¹. Obsah Mn v buku byl až čtyřikrát vyšší než v dubovém dřevě. Získané výsledky vedou k závěru, že obsah prvků ve stromech více ovlivňuje jejich sociální postavení než životní podmínky. Ve dřevě odumírajících buků byl zjištěn vyšší obsah Fe, Cd, Al, Cu, Mn a Pb než ve zdravých stromech, naopak tomu bylo pouze u Cr. Byl také zjištěn vztah mezi obsahem těžkých kovů a geografickým původem stromů (Nicewicz, Szczepkowski 2008).

Obsah manganu v půdě byl 30–180 mg·kg⁻¹. Koncentrace Mn v hrabance bukových porostů (620 mg·kg⁻¹) byla několikrát vyšší než v porostech smíšených (50–90 mg·kg⁻¹), pH půdy bylo v bukových porostech nižší než ve smíšených, zvyšovalo se

také s rostoucí hloubkou půdy a narůstajícím obsahem jílu. Na vápencovém podloží má přítomnost buku příznivé účinky. Vyrovnává půdní alkalitu a umožňuje mobilitu kationtům Al, Mn a Fe (Guckland et al. 2009).

Oblast Zdíkova na Šumavě byla relativně méně zasažena spadem imisí, přesto se i zde zřetelně projevil pokles znečištění ovzduší imisními látkami, především sírany. Toto znečištění monitoroval Lochman et al. (2008). Průměrné množství spadu manganu se srážkami bylo 29–65 mg·kg⁻¹. Ve vodě v porostech bylo naměřeno 74–267 mg·kg⁻¹ Mn, v bukovém opadu 237–2247 mg·kg⁻¹.

2.3.12 Dub zimní (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.)

Dub zimní je dřevina světlomilná, s nároky o něco nižšími než dub letní. Většinou roste v podmínkách značného nedostatku vláhy a vydrží na podkladech v létě silně vysychavých, až po výrazně suchá stanoviště lesostepní na spraších nebo skalnatých podkladech. Nesnáší stoupnutí hladiny podzemní vody na půdní povrch, nevyskytuje se proto v zaplavovaných územích. Nároky na půdu jsou skrovné. Roste i na kyselých chudých a mělkých půdách, snáší skalnaté podklady. Vzrůst závisí především na množství přístupné vody. Dub ohrožují zejména silné mrazy, místy bývá poškozován masovým výskytem ochmetu. Je to dřevina odolná ke kouřovým plynům a vydrží i v městském prostředí. Je to druh západní, střední a jihovýchodní Evropy, na sever dosahuje jižní Skandinávie. V ČR je doma ve všech teplejších pahorkatinách a jeho horní hranice se prolíná se spodní hranicí buku (Úradníček et al. 2001).

Podle Migeon et al. (2009) duby a břízy akumulovaly více manganu než jiné dřeviny. V listech a kmenech *Quercus rubra* (L.) a *Q. robur* (L.) (250–550 mg·kg⁻¹) byly hodnoty výrazně vyšší než u ostatních druhů dřevin (10–100 mg·kg⁻¹). U Cr, Mn, Pb a Zn byla zjištěna výrazná sezónní dynamika v listech i ve dřevě. Koncentrace Pb, Cr a Mn na konci vegetační sezony výrazně vzrostla, což lze vysvětlit akumulací během života listu. Zajímavá byla též akumulace manganu během vegetační sezony v kmeni dubu. Zjištěné koncentrace Mn se shodovaly s výsledky jiných studií (Vandecasteele et al. 2008).

Dřevo zdravých dubů obsahovalo 33–192 mg·kg⁻¹ těžkých kovů, poškozené stromy obsahovaly těchto kovů 41–233 mg·kg⁻¹. Tento výsledek byl ovlivněn mimořádně vysokou hladinou Mn (až 153 mg·kg⁻¹). Dřevo ze Swieczyna pochází z dubu letního (*Q. robur* L.), který je podle některých autorů k akumulaci těžkých kovů

náchylnější než ostatní druhy dubů (Opydo et al. 2002). Je pravděpodobné, že vysoká úroveň manganu ve dřevě byla způsobena vysokým množstvím tohoto prvku v půdě. Obsah Mn byl u zdravých stromů 3–114 mg·kg⁻¹, u odumírajících 3–153 mg·kg⁻¹ (Szczepkowski, Nicewicz 2008).

Množství živin v žaludech studovali Nikolic et al. (2006). Podle jejich výsledků mají embryo a semenné obaly různé chemické složení. V embryu byl zjištěn vyšší obsah N, P, K, Zn a Cu a nižší obsah Ca, Mg, Na, Fe a Mn než v semenných obalech. Průměrná koncentrace manganu v embryu byla 79 mg·kg⁻¹, v semenných obalech 300 mg·kg⁻¹. Zásoby minerálních živin v semenech hrají důležitou roli při klíčení a vzcházení sazenic. Makro a mikroživiny, nahromaděné v semenech, jsou nezbytné pro jejich správnou metabolickou aktivitu. Jsou hlavním zdrojem minerálních látek pro mladé rostliny a napomáhají růstu kořenů, které později začnou přijímat živiny z půdy (Kastori 1984).

V opadu z dubového porostu bylo naměřeno 360–3100 mg·kg⁻¹ Mn. Mezi koncentracemi ligninu a obsahem prvků byly zjištěny vzájemné korelace – negativní u Ca, pozitivní u Mn a P. Koncentrace manganu byla s rychlostí rozkladu v úzkém vztahu (Davey et al. 2007). Počáteční rychlost rozkladu byla ovlivněna původním obsahem Mn, Ca, N, C a ligninu, což neplatí pro P. Lignin rychlost rozkladu brzdí, je rozkládán pomaleji než jednodušší méně komplexní sloučeniny (Berg, Ekbohm 1991). Vyšší koncentrace manganu urychlují dekompozici, to platí také pro N (Berg, McLaugherty 2003). Obsah Mn koreloval s rychlostí rozkladu opadu nejvíce ze všech prvků. Tento pozitivní vztah může být dán rolí manganu jako kofaktoru k Mn-peroxidáze, která se podílí na rozkladu ligninu (Hatakka 2001).

Obsah Mn v podkorunových srážkách dosahoval až 290 mg·kg⁻¹ (dubo-březový porost). Roční depozice manganu byla 2 mg·kg⁻¹ (volná plocha) až 2770 mg·kg⁻¹ (dubo-březový porost). Na většině lokalit se koncentrace prvků (K, Ca, Fe, Mn a Zn) během vegetační sezony silně zvýšila. Zejména v listnatých lesích byla maximální akumulace prvků zjištěna v květnu a koncem října. Náchylnost prvků k vyplavování z listů a jehličí dřevin je vysoká, u Mn je to 82–99 %, což je nejvíce ze všech sledovaných prvků. Mírně je vyplavován Mg, málo Ca a Zn (Hermann et al. 2006).

2.3.13 Javor klen (*Acer pseudoplatanus* L.)

Klen je dřevina snášející střední zástin. Nároky na půdu a vzdušnou vlhkost jsou značné. V terénu bývá klen vázán na vlhká stanoviště – prameniště a náplavy říček, nesnáší však stagnující vodu. Typická horská stanoviště klenu jsou charakterizována vysokými srážkami nebo vysokou vzdušnou vlhkostí. Roste nejčastěji na hlubokých, humózních čerstvých půdách s vysokým obsahem skeletu. Je významnou součástí tzv. suťových lesů. Klen je dřevinou vlhkého horského klimatu oceánického charakteru. Jeho omezené rozšíření na severu souvisí s jeho citlivostí na mráz. Javor klen je dřevina s evropským areálem, rozprostřeným zejména ve střední a jižní Evropě. Na našem území roste klen roztroušeně ve všech pahorkatinách, vrchovinách a pohořích. Porosty s větším zastoupením klenu jsou v ČR vzácné (Úradníček et al. 2001).

V půdě bylo zjištěno 113–624 mg·kg⁻¹ manganu, koncentrace v listech javoru byla 43–853 mg·kg⁻¹. Analýza ukázala, že obsah prvků v listech závisí na stupni znečištění životního prostředí. Místa s vysokým obsahem některých prvků v půdě odpovídají vysokým koncentracím stejných prvků v listech javoru. To stejné platí pro prvky s nízkými koncentracemi. Bylo také zjištěno, že intenzita napadení javorů houbou *Rhytisma acerinum* (Pers.) odráží stav životního prostředí v dané lokalitě. Na znečištěných lokalitách byl její výskyt minimální, zatímco na plochách, které jsou v lese, daleko od všech zdrojů znečištění, byly javory silně napadeny (Kosiba 2007).

Údaje o obsahu manganu v javoru uvádí také Krutul a Makowski (2005). Obsah Mn se ve dřevě javoru pohyboval od 6 do 22 mg·kg⁻¹, v kořenech byl 21 mg·kg⁻¹ a v kůře 104 mg·kg⁻¹.

2.3.14 Jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia* L.)

Je to světlomilná dřevina v mládí snášející zástin. Díky rychlému růstu v mládí jeřáb snadno obsazuje holé plochy v lese a tvoří tak dočasné porosty na pasekách, podobně jako bříza. Uvnitř porostů vydrží řadu let ve spodní etáži. Později se udrží jen v řídkých porostech nebo volných skupinách. Má velké ekologické rozpětí nároků na vodu. Toleruje růst na vysýchavých půdách i skalách, snáší i nadbytek vláhy. Roste na nejrozmanitějších druzích půd, preferuje kyselé půdy. Vydrží však i na půdách skeletovitých, na půdách se silnou vrstvou humusu nebo rašelinných půdách. Špatně snáší zasolení. Je odolný vůči klimatickým extrémům, snese silné mrazy i vedra. Trpí ohryzem vysokou zvěří. Je rozšířen v celé Evropě kromě její nejj jižnější části. U nás je

jeřáb běžný po celém území od nížin až k horní hranici lesa, vystupuje až do klečového pásma. Tvoří pravidelnou příměs v horských smrčinách (Úradníček et al. 2001).

Z makroživin bylo v listí jeřábu zjištěno nejvíce K, Ca, Mg a P, z mikroelementů Mn, Fe, B, Cu, Ni a Mo. Ve srovnání s ostatními rostlinami byl v jeřábu velmi vysoký obsah Ca, Mn a Mo. Listy jeřábu vykázaly překvapivě nízký obsah Zn, ostatní stopové prvky jsou zde zastoupeny průměrně. V půdě transektu bylo naměřeno 330–353 mg·kg⁻¹ manganu. V listí jeřábu bylo zjištěno 466–5591 mg·kg⁻¹ Mn (průměrně 1278 mg·kg⁻¹). Vysoké hodnoty Ca a Mg v listech břízy a jeřábu tyto dřeviny předurčují pro zlepšování půdních vlastností v jehličnatých monokulturách (Reimann et al. 2007).

2.3.15 Modřín opadavý (*Larix decidua* Mill.)

Modřín je dřevina vyloženě světlomilná, značně trpící zastíněním. Porosty jsou proto vždy řídké. Modřín má střední nároky na vláhu jak v půdě, tak v ovzduší. Nevyhovují mu vysychavé půdy a vyhýbá se oblastem s nižšími srážkami. Roste nejčastěji na čerstvých, hlubokých, zvětralých půdách, ale také na mělkých půdách suťových svahů. Dává přednost živnějším půdám, jaké jsou na vápencích nebo čedičích. Spolu s borovicí vystupuje jako pionýrská dřevina. Modřín vzdoruje drsnému klimatu s velkými teplotními výkyvy. Vyžaduje pohyblivý vzduch, je středně citlivý na znečištění ovzduší. U nás je původní jesenický modřín a to v Nížkém Jeseníku, výškové rozpětí je 350–750 m n. m. (Úradníček et al. 2001).

V podmínkách ČR byl obsah prvků v modřínu sledován ve studii Skřivana et al. (2002). Koncentrace manganu v asimilačních orgánech modřínu byla 907–1400 mg·kg⁻¹.

2.3.16 Smrk ztepilý (*Picea abies* (L.) Karst.)

Smrk je světlomilná dřevina, snášejíci v mládí zástin, takže snadno vniká do porostů jiných dřevin a zaujímá jejich místo. Smrkové porosty bývají značně semknuté. Smrk je značně náročný na půdní vlhkost. Snese dobře nadbytečnou vodu, vydrží i stagnující vodu bažin. Na půdu a geologické podloží nemá smrk velké nároky; na vápenci ustupuje buku. Při dostatečné vlhkosti osidluje i mělké půdy, např. na horní hranici lesa. Smrk není náročný na klima. Citlivější je k vysokým teplotám. Je málo odolný vůči větru, vyvrací se. Bývá poškozován i sněhem a námrazou, která působí vrcholkové zlomy. Smrk je citlivý na znečištění ovzduší a je choulostivý vůči imisím. Souvislý výskyt je v severní a severovýchodní Evropě, ostrůvkovitý v Evropě jižní a

střední. V ČR se smrk vyskytuje ve všech vyšších i nižších pohořích (300–1350 m n. m.). Těžištěm rozšíření jsou okrajová pohoří (Úradníček et al. 2001).

Obsah manganu v půdě byl 424–726 mg·kg⁻¹ a ve smrkovém jehličí 307–1810 mg·kg⁻¹ (průměrně 1300 mg·kg⁻¹). Mezi obsahem Fe a Mn v půdě a v jehličí byla nalezena pozitivní korelace. Obsah manganu přibližně 100 mg·kg⁻¹ je považován za množství, pro rostliny optimální. Za toxické hodnoty jsou považována množství nad 1000 mg·kg⁻¹. Vysoký obsah Mn v jehličí smrku není ojedinělým jevem, podobné koncentrace byly zjištěny také v méně znečištěných oblastech – např. Sudetská pohoří, a to navzdory snížení emisního zatížení prostředí a zlepšení stavu oblasti. To poukazuje na ovlivňování absorpce kovů přímo rostlinami nebo fyziologickými specifiky regionů. Předpokládá se, že zvláštnosti prostředí ve městech mají vliv na intenzivní akumulaci Mn a Fe v jehlicích smrku. Koncentrace prvků v rostlinných pletivech závisí také na stavu stromů a obsahu dalších prvků (Bylinska 2004).

Charakteristickým rysem je výrazně vyšší obsah Cd, Co, Cr, Mn, Pb a Zn ve dřevě smrku ve srovnání s bukem na stejném stanovišti. To může být vysvětleno kyselejším prostředím v kořenové zóně smrku nebo běžným vyšším výskytem prvků ve svrchní vrstvě půdy, kde smrk koření. Obsah manganu v kůře byl 30–138 mg·kg⁻¹, ve dřevě bylo zjištěno 39–184 mg·kg⁻¹ a v asimilačních orgánech 161–775 mg·kg⁻¹ Mn (nejvíce ve starších jehlicích). Koncentrace Al, Ba, Be, Ca, Fe, Mn a Sr má tendenci se s věkem asimilačního orgánu zvyšovat, zatímco obsah Cu, K, Mg, Ni a Rb vykazuje postupný pokles. Nárůst koncentrace manganu s věkem v jehlicích smrku popisují již Wytttenbach et al. (1995a), který zjistil toto chování při vysokých koncentracích manganu v jehličí, zatímco při nízkých koncentracích se neprokázalo. Autoři vysvětlují nárůst manganu jeho fixací do jehlic ve formě dihydrátu uhličitánu manganatého. Podobné chování je možné vysledovat i u Ca (Skřivan et al. 2002).

Podle Svobody et al. (2006) vykazovaly Na, Al a Mn ve smrku nejnižší koncentrace ze všech prvků. V jehličí bylo naměřeno 60–122 mg·kg⁻¹ manganu, v jemných větvích 39–56 mg·kg⁻¹, v kůře větví 75–109 mg·kg⁻¹ a ve větvích 14–21 mg·kg⁻¹. V kůře kmene bylo obsaženo 74–137 mg·kg⁻¹ Mn, ve kmeni 219–2125 mg·kg⁻¹ a v kořenech 74–1358 mg·kg⁻¹. Nejvíce manganu bylo obsaženo ve dřevě kmene, v kořenech a v jehličí.

Nejvyšší koncentrace většiny prvků ve smrku obsahují jehlice, potom větve, kůra a dřevo. Koncentrace manganu ve dřevě smrku byla 210 mg·kg⁻¹. Kůra obsahovala

2–15krát vyšší koncentrace prvků než dřevo. Koncentrace Mn v kůře smrku byla $884 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Ve větvích bylo naměřeno $2900 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu a v jehlicích $3000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Koncentrace některých prvků v kůře a dřevě smrku jsou, ať už pozitivně nebo negativně, ovlivněny měnícím se průměrem kmene. Tyto změny se však mezi jednotlivými stromy velmi liší (Rothpfeffer, Karlton 2007).

Obsah manganu v kůře smrků ze zdravého porostu byl $186 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, ve stromech z odumírajícího porostu $166 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Střední obsah S, K, Fe, Mn, Pb, Cu a H^+ byl vyšší ve zdravém porostu, zatímco střední obsah N, Ca, Mg a Zn byl vyšší v porostu odumírajícím. Dvě experimentální studie odhalily škodlivý vliv manganu na lišejníky. Podle Burton et al. (1981) došlo k omezení výskytu lišejníku *Cladonia rangiferina* ((L.) Weber ex F.H.Wigg.) při koncentracích Mn v substrátu vyšších než $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Goyal, Seaward (1982) zjistili významný úbytek lišejníku *Peltigera canina* ((L.) Willd.) při koncentracích manganu v substrátu $200\text{--}600 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. V této studii navíc bylo prokázáno, že mangan významně ovlivňuje rychlost klíčení lišejníků, např. *Hypogymnia physodes* ((L.) Nyl.). Vysoký obsah Mn v kůře (až $460 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) snížil rychlost klíčení lišejníku až o 82 %. Pokryvnost *H. physodes* ((L.) Nyl.) se snižovala s rostoucím obsahem Fe, Mn, Al a Cu v kůře. Pokryvnost *Lecanora conizaeoides* (Nyl. ex Cromb.) se snížila s rostoucím obsahem Mg a Mn v kůře, ale pouze v odumírajícím porostu (Hauck et al. 2000).

Koncentrace manganu ve smrku se značně liší podle půdních podmínek. Žváček (1988) uvádí na vápnatých půdách obsah Mn v jehlicích smrku pouze kolem $3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, na kyselých půdách uvádí hodnoty $1000\text{--}2000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Nedostatek manganu byl pozorován zejména na vápnatých půdách a během suchých jar. Také nadbytek Cu může vyvolat nedostatek Mn. Viditelné příznaky nedostatku manganu jsou chlorózy a omezení růstu v souvislosti s kriticky nízkými hodnotami Mn v sušině ($15\text{--}30 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (Bergmann 1993). Na suchých svazích s mělkou půdou smrk často vykazuje omezený růst, některé stromy jsou chlorotické, na místech s hlubší půdou vypadají stromy zdravě. Obsah Mn ve zdravém a poškozeném jehličí se výrazně liší. V chlorotických jehlicích je obsah manganu výrazně pod kritickou hladinou deficiencie. To může být způsobeno např. vyplavováním Mn z půdy a jeho omezeným příjmem kořeny (Zottl a Hittl 1986).

Ve vodě ve smrkových porostech bylo naměřeno $74\text{--}267 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Mn a v opadu smrků $105\text{--}1683 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. V letech 2001–2005 se zvyšoval spad manganu ve srážkové vodě, jeho průměrná koncentrace se spolu s Fe zvýšila i v odtékající vodě. Ionty K a Mn

podléhají intenzivnímu koloběhu mezi dřevinami a půdou, ale také silnému vymývání z listů dřevin, takže jejich koncentrace v podkorunových srážkách mohou být až 30x vyšší než u srážek na volné ploše (Lochman et al. 2008).

Lochman et al. (2007) naměřili v podkorunových srážkách 21–776 mg·kg⁻¹ a v odtokové vodě 9–281 mg·kg⁻¹ manganu. Obsah Mn ve vodních tocích na Šumavě byl 4–51 mg·kg⁻¹. Humusový horizont obohacuje protékající vodu o Mg, Ca, Mn, Fe, Al, Cu a P. V porostu byla zaznamenána zvýšená biologická aktivita těchto prvků. Při srovnání smrkových a bukových porostů je zřejmé, že smrk výrazně zvyšuje obsah iontů v podkorunových srážkách narozdíl od buku. Také v gravitační vodě byly naměřeny vyšší obsahy prvků ve smrkovém porostu s výjimkou sloučenin N, K a Mn.

2.4 Příjem manganu bezobratlými živočichy

Živočichové využívají ze svého prostředí, případně následně hromadí zejména ty prvky, které potřebují pro svoji existenci. Příjem, transport a výdej látek v tělech živočichů se uskutečňuje v soustavě trávicí, dýchací, oběhové a vylučovací (Daněk 1982). Výskyt a význam biogenních prvků v různých organismech je rozdílný. Přestože mikrobiogenních prvků je v organismech obsaženo pouze malé množství, jejich funkce je nezastupitelná. Pro živé organismy jsou esenciální, ve vysokých dávkách však působí toxicky. Některé stopové prvky mají schopnost kumulovat se v organismu. Do těl živočichů se tyto těžké kovy dostávají většinou jako součást kontaminace životního prostředí. Toxické látky působí na živé organismy např. blokáci činnosti enzymů, denaturací bílkovin, zásahy do redoxních pochodů apod. (Koutník 1996).

Strategie manipulace s kovy u různých skupin bezobratlých živočichů jsou druhově specifické (Hopkin 1989; Migula et al. 1989; Depledge et al. 1994). Kovová zátěž závisí např. na adaptabilitě vylučování zvláštními buněčnými strukturami (Dallinger 1992; Hopkin 1989; Depledge et al. 1994). Některé skupiny bezobratlých jsou potenciálními akumulátory kovů a ovlivňují jejich transport k predátorům (Dallinger 1992). Jasný vztah mezi obsahem kovů v těle a trofickým postavením daného druhu ale nebyl prokázán (van Straalen, van Wensem 1986).

Půdní druhy jsou v úzkém kontaktu s půdou (Nakamura et al. 2005) a mohou tedy hromadit různé toxické anorganické a organické sloučeniny. Koncentraci kovů v tělech živočichů může při dlouhodobém kontaktu s půdou ovlivnit i pasivní asimilace (Robinson et al. 2007). Rovněž vysoké úrovně těžkých kovů v hostitelských rostlinách

mohou mít nepříznivý vliv na život fytofágního hmyzu (Koričeva 1995). Určité množství kovů může hmyz získat také při pohybu z prachu, který je na povrchu listů, zvláště v silně znečištěných oblastech (Migula, Jethon 1990).

Koncentraci kovů v tělech zvířat může ovlivnit fyziologický stres, který má dále negativní vliv na růst jedince (Nunes et al. 2001). Dále je třeba vzít v úvahu rozdíly ve výživě mladých a dospělých jedinců (Hunter et al. 1989). Specifickou funkci má rychlost metabolismu – ta vede k nižší adsorpci kovů na jednotku tělesné hmotnosti. Rychlost metabolismu také ovlivní výživový stav jedince (Esselink et al. 1995; Jager et al. 1996).

Jak se ukázalo v desítkách laboratorních experimentů a terénních šetření, jsou některé toxické kovy schopny zvýšit úmrtnost a snížit plodnost mnoha druhů členovců (např. Hopkin 1989; Martin 2000). Největší nárůst úmrtnosti byl zaznamenán mezi fungivory, detritivory a parazitoidy, v menší míře i mezi herbivory. Pro býložravý hmyz jsou však účinky toxických kovů mnohdy prospěšné, protože rostliny i parazitoidé jsou na obsah kovů citlivější než býložravci. Oslabené rostliny ztrácejí svoji odolnost, parazitoidé odumírají (např. Heliovaara 1986; Nuorteva et al. 1999).

Koncentrace stopových prvků v tělech hmyzu má významný vliv na rozložení stopových prvků v biosféře (Lindqvist, Block 1997) kvůli jeho rozmanitosti a množství biomasy (Zodl, Wittmann 2003).

V poslední době se rozvíjí využívání bezobratlých jako bioindikátorů. Akumulace kovů v různých vývojových stádiích bezobratlých je zkoumána v laboratorních podmínkách s cílem prozkoumat fyziologické mechanismy a problém toxicity některých látek (Devkota, Schmidt 1999; Maryanski et al. 2002). Jiní autoři zdůrazňují užitečnost těchto živočichů v biomonitoringu znečišťujících kovových látek (Nahmani, Rosi 2003; Pearce, Venier 2006). Životní cyklus bezobratlých je obvykle krátký a díky tomu je snadné použít je jako ukazatele koncentrace znečištění životního prostředí (Zodl, Wittmann 2003). Hmyz je běžný i v městském prostředí, kde může být užitečný ke stanovení přítomnosti a koncentrace škodlivých látek (Braun et al. 2009).

Robinson et al. (2007) vybral pro svoji studii jako bioindikátor cikádu sedmnáctiletou. Cikády mají pravděpodobně schopnost selektivní adsorpce a to bioesenčních prvků: S, P, K, Ca, Mn, Cu, Zn a Mo i chalkofilních prvků: As, Se a Au. Obohacování tkání cikád prvky funguje na podobném principu jako obohacování xylému kořenů stromů. Koncentrace kovů v exoskeletech nymf ukazují pozitivní

korelaci s koncentracemi kovů v půdě, zvláště u Au. U dospělců obsah kovů v půdě nekoreluje s obsahem kovů v tělech. Obsahy bioesenciálních prvků S, Ca, Mn, Fe a Zn se lišily podle pohlaví, u prvků Na, Mg, K, Ca, Mn, Fe a Zn se lišily podle druhů. Dospělé cikády obsahují podobné koncentrace kovů jako ostatní bezobratlí, např. žížaly. Cikády při svém rojení poskytují bohatou potravu pro mnohé hnízdící ptáky. Jejich mláďata mohou být na těžké kovy a toxické zatížení organismu velmi citlivá. Je však nepravděpodobné, že by konzumace cikád způsobila mláďatům ptáků vyšší kovové zatížení (Laskowski 1991; van Straalen, Ernst 1991). Koncentrace potenciálně toxických prvků v tělech dospělých cikád jsou nízké a pravděpodobně nepředstavují žádné riziko pro ptáky ani jiné predátory, kteří se jimi živí.

Nummelin et al. (2007) hodnotil v roli bioindikátorů více druhů bezobratlých. Nejvyšší koncentrace Mn obsahovali podle výsledků experimentu Formicidae a Myrmeleontidae, nejnižší obsah Mn a Zn měly larvy Odonata. Studie prokázala, že Gerridae, Odonata, Myrmeleontidae a Formicidae mohou být použity jako indikátory znečištění těžkými kovy.

Jako bioindikátor byly použity též mery (Glowacka et al. 1997). Mery hromadí malé množství těžkých kovů, kovová zátěž se u nich však s věkem zvyšuje. Koncentrace kovů byl nízká u Mn, Al a Ni, vysoká u Cd. Ve znečištěných oblastech eliminovaly mery *Psyllopsis fraxini* (L.) velké obsahy Al, Fe, Cu, Mn a Cd vylučováním medovicí (Lauterer 1982; Paulson, Akre 1992).

Píďalky podzimní studoval van San a Spitzer (1993). Populace píďalek podzimních a jejich bezkřídlých samic poskytl příležitost ke studiu hmyzu, žijícího v prostředí s různým stupněm kovového znečištění. Bylo prokázáno, že jsou píďalky bioakumulátory Zn, Cu a Br, ale neakumulují Al, Fe, Mn, Cd, Ni a Sr. Obsahovaly velké množství Zn, Fe, Mn a Cu, což naznačuje, že mohou přenášet tyto kovy do vyšších trofických úrovní (např. na rejsky).

Od roku 1970 jsou bezobratlí považováni za důležitý zdroj potravy pro zvířata i lidi, je tedy důležité pokračovat ve studiu jejich minerálního složení i případné toxicity, způsobené akumulací kovů z kontaminovaného prostředí (Finke 2002).

2.4.1 Stonožky a mnohonožky (Chilopoda, Diplopoda)

Stonožky obývají na vlhká místa pod kameny, ve vykotlaných kmenech, pod kůrou stromů atd. Loví drobnější živočichy, které usmrcují jedovatými kusadly (která

vznikla přeměnou prvního páru nohou). Mnohonožky žijí skrytě v humusu, živí se rostlinnou potravou (Kučera et al. 1984).

Půdní členovci se podílí na rozkladu organické hmoty, regulaci mikrobiální aktivity a živin pro výměnu energie a hmoty (Cortet et al. 1999). Předchozí studie ukázaly, že jsou bezobratlí živočichové negativně ovlivňováni kovy, přestože nebyly nalezeny rozdíly v citlivosti různých taxonomických skupin (Bargagli 1998).

Nedávné studie ukázaly, že vojenské nebo sportovní střelnice mohou být důležitým zdrojem těžkých kovů při znečištění terestrických ekosystémů (např. Ma et al. 2000; Sorvari 2002). Přestože se jedná o relativně malé plochy, v jejich půdě je akumulováno velké množství těžkých kovů, které jsou potenciálním rizikem pro člověka i ostatní formy života (Jorgensen a Willems 1987; Rooney et al. 1999).

Koncentrace Mn v půdě byla 761–915 mg·kg⁻¹. V celé oblasti byly zjištěny vysoké hodnoty Pb, Zn a Mn. Koncentrace kovů ve stonožkách měřena nebyla, výstupem práce bylo pouze posouzení rozšíření živočichů v závislosti na kontaminaci prostředí. Disperze stonožek byla s hlavními znečišťujícími kovy v negativní korelaci (Migliorini et al. 2004).

Půdní bezobratlí mají rozdílné schopnosti akumulovat těžké kovy (Hopkin 1989). Akumulace a toxicita kovů závisejí na schopnostech druhu regulovat tělesnou zátěž a vypořádat se s nadměrnou koncentrací škodlivin. Van Straalen et al. (2001) naměřili vysoké koncentrace kovů v žížalách, pancéřnicích, roztočích a broucích (střevlíkovití), nízké ve stonožkách, chvostoskocích a pavoucích.

Průměrný obsah Mn v půdě byl 2100 mg·kg⁻¹, koncentrace Mn v opadu asi 2500 mg·kg⁻¹. Na druhé a třetí lokalitě byly zaznamenány významné korelace mezi obsahy Fe a Mn. Koncentrace měřených kovů v bezobratlých byly vysoké, množství Mn a Ni však nebylo u bezobratlých stanoveno (van Straalen et al. 2001).

2.4.2 Žížaly (Lumbricidae)

Žížaly svou činností provzdušňují a kypří půdu, vynášejí méně úrodné části z hloubky k povrchu a naopak, takže tímto dlouhodobě trvajícím procesem zvětšují mocnost úrodné vrstvy. Po uhynutí obohacují půdu organickými látkami (Kučera et al. 1984). Vytvořenými chodbičkami provětrávají půdu a umožňují pronikání vzduchu i vody do hloubky. Trávicí činnost žížal přispívá k urychlení rozkladu ústrojných i neústrojných látek a tvorbě humusu (Daněk 1982).

Podle Irelanda (1983) a Bamgbose et al. (2000) mohou žížaly ve svých tkáních hromadit těžké kovy z okolního kontaminovaného prostředí. Možnost použití žížal jako bioindikátorů dokázali již Morgan (1988) a Stafford a McGrath (1986), kteří uvedli pozitivní korelaci mezi obsahem kovů (Cu, Pb a Zn) v tělech žížal a v kontaminované půdě.

Bylo popsáno zvýšení i snížení mobility prvků v půdě pod vlivem žížal. Žížaly *Lumbricus terrestris* (L.) zvyšují koncentraci Cu a Mn, ale nezvyšují obsah Fe a Zn. Jsou známy i negativní důsledky působení žížal v půdě a to kvůli mobilitě Cu a Zn v kompostech (Devliegher, Verstraete 1997). Vliv některých druhů žížal na mobilitu Fe, Mn a Zn v půdě a na jejich dostupnost pro rostliny sledoval Biyutskii a Kaidun (2008). Po průchodu půdy skrz střeva žížal vzrostla koncentrace extrahovatelného Fe a Mn 4–5krát.

Nejnižší koncentrace kovů byla zjištěna v exkrementech *Eisenia fetida* (Savigny) ($20 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Mn). V exkrementech *A. caliginosa* (Savigny), *L. terrestris* (L.) a *L. rubellus* (Hoffm.) byl jejich obsah mnohokrát vyšší (až $530 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Mn ve výkalech *L. terrestris* L.). Ve výkalech všech žížal byl obsah Fe vyšší než obsah Mn a Zn. Po čtyřech dnech zůstávala koncentrace prvků na stejné úrovni s výjimkou exkrementů *L. terrestris* L., kde se v průběhu inkubace snížil obsah Fe a Zn. Vylučovací soustava žížal mění aktivitu mikroelementů, ale může být také jejich přímým zdrojem. Nejvyšší koncentrace mikroelementů byla zaznamenána u velkých žížal *L. terrestris* (L.), *L. rubellus* (Hoffm.) a *A. caliginosa* (Savigny) (Biyutskii, Kaidun 2008).

Řada autorů uvádí (Helmke et al. 1979; Hughes et al. 1980; Beyer 1981), že žížaly kumulují ve svém těle těžké kovy (Cd, Cu a Mn), pokud žijí v půdě těmito kovy kontaminované, ale i v půdě neznečištěné.

Podle výsledků Rebanové et al. (1995) byly průměrné koncentrace Mn v žížalách u řeky Lužnice: Stanoviště 1 – žížaly $13 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, půda $250 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. St. 2 – žížaly $133 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, půda $79 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. St. 3 – žížaly $169 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, půda $5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Studie potvrzuje vzájemný vztah mezi výskytem těžkých kovů v půdě a v tkáních žížal.

Účinky Pb a Mn na strukturu spermatu žížaly hnojní (*Eisenia fetida* Savigny) zkoumal Reinecke (1997). Mikroskopická pozorování ukázala, že sperma žížal z kontaminovaného prostředí bylo poškozeno. K subletálním účinkům došlo již při mnohem nižších koncentracích toxických látek než při jejich akutní toxicitě, dá se proto

mnohem lépe zjistit hranice přítomnosti těchto látek. Ze subletálních účinků kovů na žížaly jsou známy potíže při rozmnožování (Moriarty 1983).

Analýza těžkých kovů v tělech kontrolních žížal ukázala nízké obsahy Mn ($2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) i Pb ($4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Pokusné žížaly měly $42 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Pb a $9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Mn. Při zkoumání spermií pod mikroskopem však bylo zjištěno, že často docházelo k aberacím a k poškození v důsledku zvýšeného obsahu těžkých kovů (Reinecke 1997).

Žížaly byly po osm týdnů vystaveny působení těžkých kovů. Obsah Mn na počátku/na konci experimentu byl u kontrolních jedinců $8/16 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, u pokusných jedinců $11/111 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Žížaly z kontrolní skupiny rostly dobře a dosahovaly průměrných tělesných hmotností. Žížaly pod vlivem těžkých kovů měly nižší průměrnou hmotnost a v prvních třech týdnech rostly pomaleji, potom se ale jejich růst zrychlil a na konci experimentu dosáhly téměř stejné hmotnosti jako žížaly z kontrolní skupiny. Žížaly na kontaminovaném substrátu omezily tvorbu opasků, produkovaly méně zátoček a měly nižší úspěšnost líhnutí (Reinecke, Reinecke 1996).

Výsledky ukázaly, že jedinci *E. fetida* (Savigny) reagovali na vystavení těžkým kovům různě. Nejen, že byl odlišně ovlivněn růst žížal, lišila se i produkce a životaschopnost kokonů. Žížaly jsou během vývoje poměrně citlivé na přítomnost Cu a totéž platí i pro Mn. Také soli Zn vedly ke snížení rychlosti růstu a dospívání *E. fetida* (Savigny). Tvorba a životaschopnost zátoček byla u těchto kovů podobná, avšak o mnoho nižší než u kontrolních jedinců (Reinecke, Reinecke 1996).

Koncentrace Mn se v žížalách, odebíraných z několika lokalit v Bádensku-Württembersku pohybovaly od 13 do $140 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (průměrně $58 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (Rathkens, Von der Trenck 2006). Život dospělých žížal byl přítomností manganu negativně ovlivněn od $1444 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Mn v půdě a při koncentraci Mn $2222 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ byla jejich životnost snížena o 85 %. Tvorba kokonů byla omezena od $1111 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Mn v půdě (Kuperman et al. 2004).

Pozorování Uzairu et al. (2009) bylo zaměřeno na hladinu těžkých kovů v půdě a v žížalách (*L. terrestris* L.), vyskytujících se v blízkosti skládky. V půdě na skládce bylo naměřeno $8\text{--}383 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu, zjištěná koncentrace v žížalách byla $1\text{--}10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Žížaly mají v ekosystémech významné postavení. Přenášejí živiny z hrabanky do země a ve svém trávicím traktu je obohacují o mikroorganismy (Graff 1971). Již mnoho

studii prokázalo pozitivní vliv těchto bezobratlých živočichů na přírůst fytohmoty (Scheu 2003). Žížaly jsou navíc významnými bioindikátory (Rathkens, von der Trenck 2006).

2.4.3 Střevlíci (Carabidae)

Brouci i larvy jsou užiteční hubením hmyzu, který loví většinou v noci. Jen několik druhů je býložravých a tedy i škodlivých. Střevlíkovití se vyskytují v listnatých lesích i v zahrádkách, žijí pod kameny i kůrou stromů, v povrchové vrstvě půdy nebo v hrabance (Kučera et al. 1984). V ČR se vyskytuje více než 500 druhů střevlíků, nejznámějšími rody jsou krajník, střevlík, střevlíček či kvapník (Hůrka 1992).

Střevlíkovití jsou vysoce citliví a netolerantní k různým cizorodým látkám jako jsou emise či polutanty z dopravy a téměř ke všem používaným insekticidům a herbicidům (Freitag 1976). Díky své vázanosti k prostředí a specifickým reakcím na různé vnější podněty (klimatické jevy, ovlivnění popluacemi jiných živočichů atd.) jsou považováni za vhodné bioindikátory (Hůrka et al. 1996).

Podle Purcharta (2006) jsou některé druhy střevlíků (*Abax parallelus* Panz., *Amara communis* Panz., *A. makolskii* Roubal, *Carabus convexus* L., *C. coriaceus* L., *C. glabratus* Paykull a *Pterostichus niger* Schaller) schopny snášet vysoká množství Mn v půdě, tyto druhy jsou však netolerantní ke zvýšeným koncentracím jiných kovů (Cd, Pb).

Měřením koncentrací kovů ve střevlících se ve své disertační práci zabývá Purchart (2006). Sbíral střevlíkovité brouky na lokalitách v Krušných horách (Litvínov, Klášterec, Janov), na Děčínské pískovcové vrchovině (Tisá, Jílové, Sněžník), na Dražanské vrchovině a jižní Moravě (Tišnov, Chrlice u Brna, Zlín) a v okolí Olkusze v Polsku.

V Janově naměřil Purchart (2006) u střevlíků průměrně $80 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu, nejvyšší obsah Mn stanovil u druhu *Carabus nemoralis* (Müller) ($1185 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), nejnižší u *Carabus auronitens* (Fabricius) ($6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). V Klášterci byla průměrná úroveň manganu ve střevlících $150 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu, nejvíce $2324 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (*C. auronitens* Fabricius), nejméně $6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (*C. coriaceus* L.).

Narozdíl od předchozích lokalit byla v Litvínově vysoká úroveň Mn v půdě. Běžný obsah Mn ve střevlících tak dosáhl $190 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, maximální úroveň akumuloval *C. nemoralis* (Müller) ($703 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), minimální *C. sylvestris* (Panzer) ($11 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (Purchart 2006).

Střevlíci na Sněžníku nejčastěji dosahovali hodnot cca 90 mg·kg⁻¹ manganu, největší obsah Mn zde Purchart (2006) zjistil u druhu *C. hortensis* (Fabricius) (326 mg·kg⁻¹), nejmenší u *C. sylvestris* (Panzer) (4 mg·kg⁻¹). Na jižní Moravě a Drahanské vrchovině byly naměřeny tyto hodnoty: Tišnov 23 (*C. hortensis* Fabricius) –874 mg·kg⁻¹ (*C. violaceus* L.); Chrlice 27 (*H. distinguendus* Duftschmid) –130 mg·kg⁻¹ (*Leistus ferrugineus* L.) a Zlín 12 (*Pseudoophonus rufipes* De Geer) –57 (*Anchomenus dorsalis* Pontoppidan).

Purchart (2006) také vyslovil tzv. „manganovou hypotézu“, tedy že vyšší koncentrace Mn je pro střevlíky natolik zásadní a dostačující pro jejich vývoj, že jim umožňuje se vyvíjet i na stanovištích s nepříznivými podmínkami. Autor navíc uvádí, že někteří střevlíci sami aktivně vyhledávají stanoviště s vyšším obsahem Mn a ti, kteří jsou schopni snášet vysoká množství cizorodých prvků kolonizují i stanoviště vysoce kontaminovaná.

3. Metodika

Metodika zpracování diplomové práce byla převzata z bakalářské práce Bradáčové (2013).

3.1 Popis lokality

Trvalá výzkumná plocha se nachází na území LS Litvínov (S: 50° 37' 03,80"; V: 13° 37' 25,17") na místě, kde byl dříve stanoven vysoký obsah manganu v listech břízy. Na lokalitě jsou celkem tři zkusné plochy (Mn1, Mn2, Mn3), které jsou orientovány jihozápadně a nachází se v nadmořské výšce 483 m. Bylo zde determinováno 15 druhů bylin a keřů a 9 druhů dřevin, bohatý je také výskyt půdní a epigeické fauny.

Stromové patro je na ploše Mn1 tvořeno převážně břízou (50 %), jeřábem (20 %) a duby (30 %) s dalšími vtroušenými dřevinami (jírovec maďal, buk lesní, smrk, javor, třešeň ptačí a borovice černá). Bylinné patro tvoří převážně lipnice hajní (20 %), metlička křivolaká (10 %), třtina křovištní (20 %) a náprstník červený (30 %). Méně zastoupené (20 %) jsou zde maliník obecný, ostružiník křovitý, bez černý, brusnice borůvka, kaprad' samec, šťovík kyselý, konopice pýřitá, třezalka tečkovaná, starček lepkavý, kopřiva dvoudomá a rulík zlomocný. Na výzkumné ploše (je oplocena drátěným pletivem) jsou navíc umístěny srážkoměry, půdní lyzimetry a klimatická stanička (zaznamenává teplotu vzduchu, množství srážek, teplotu a vlhkost půdy a sluneční záření). Půdní vlhkost a množství srážek naměřené v letech 2010–2013 je uvedeno v příloze 1. Na ploše Mn1 bylo umístěno 5 zemních pastí pro odchyt hmyzu.

Plocha Mn2 je charakteristická téměř 100% zastoupením břízy v porostu s vtroušenými dřevinami (jírovec maďal, javor, jeřáb ptačí, dub, smrk, lípa srdčitá a borovice černá). Bylinné patro tvoří z velké části traviny jako lipnice hajní (10 %), metlička křivolaká (20 %) a třtina křovištní (30 %), menší procento zaujímají brusnice borůvka a třezalka tečkovaná. Součástí zkusné plochy jsou srážkoměry, půdní lyzimetry a 5 zemních pastí. Plocha byla původně také oplocena.

Na ploše Mn3 převažuje bříza (60 %), doprovázená modřínem (20 %) a jeřábem (20 %). Bylinné patro je zde tvořeno především třtinou křovištní (40 %), ostružiníkem křovitým (20 %) a lipnicí hajní (20 %). Na této neoplocené ploše je rovněž 5 zemních pastí.

3.2 Přírodní poměry LS Litvínov

LHC Litvínov se nachází na východě Krušných hor. Pohoří je orientováno od JZ k SV, jeho nadmořská výška se pohybuje mezi 70–900 m n. m.. Celá náhorní plošina se mírně svažuje k SZ. Potoky jsou zde hluboko zaryté s velkým spádem, odvádějí vodu z oblasti do Polska nebo opačným směrem do Mostecké kotliny. Mírně zvlněný povrch je značně ovlivněn povrchovou těžbou hnědého uhlí (LHP 2000A).

Oblast Krušných hor a jejich okolí spadá do geologické jednotky Krušnohorské krystalinikum. Jedná se o pestrou, geologicky rozmanitou oblast, rozdělenou na více podjednotek. Také na LHC Litvínov je geologické podloží různorodé, převažují zde ruly (60 %), a to především ruly granodioritové, pararuly i ortoruly. Z dalších hornin se vyskytují žula či křemenný porfyr, v západní části LHC také žulový a granodioritový porfyr a migmatity. Podloží Krušných hor je obecně málo zásobené živinami (LHP 2000A).

Půdami, typickými pro LHC Litvínov, jsou především podzoly a kryptopodzoly (hnědé půdy horské podzolované a oligotrofní), na náhorní plošině gleje a rašeliny a v níže položených oblastech kambizemě. Půdy jsou zde písčitohlinité až hlinitopísčité (LHP 2000A). Po provedení půdních analýz byl na trvalé výzkumné ploše zjištěn zvýšený obsah manganu (tab. 1), přičemž zájmovými horizonty byly anhydromorfní humózní lesní horizont (Ah) a horizont opadanky (L).

Tab. 1: Množství manganu v půdě LHC Litvínov

| Plocha | Horizont | Množství Mn [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] |
|--------|----------|--|
| Mn1 | Ah | 2257–7140 |
| | L | 4661–7963 |
| Mn2 | Ah | 698–2115 |
| | L | 4188–5551 |
| Mn3 | Ah | 1838–9876 |
| | L | 6850–9555 |

pH půdy bylo na zájmovém území nízké (2,8–5,8), půdní reakce v nadložním humusu i půdě silně kyselá. Na plochách Mn1 až Mn3 byla zjištěna střední až vysoká kationová výměnná kapacita, okamžitý obsah bazických kationtů však byl v horizontu Ah velmi nízký a také nasycenost sorpčního komplexu byla pod hranicí 10 %.

Obsah uhlíku byl ve všech porostech podobný, množství dusíku v Ah horizontu bylo optimální. Poměr C/N byl na ploše Mn1 nižší (17), na plochách Mn2 a Mn3 vyšší (23–24). Vhodnější je nízký poměr C/N, znamená rychlejší rozklad organické hmoty. Hladiny ostatních prvků v půdě byly různé: fosforu a draslíku byl v půdách nadbytek, vápníku a hořčíku spíše nedostatek.

Podle klimatických poměrů náleží náhorní plošina Krušných hor do klimatického regionu C1 (mírně chladný). JZ část území spadá do klimatického regionu B8 (svahová část, mírně teplé a vlhké podnebí), východní část území potom do regionu B2 (mírně teplé a vlhké klima). Úpatí Krušných hor a přilehlá část pánve náleží do klimatického okrsku B3 (pahorkatinná část, mírně teplé a vlhké podnebí, poměrně mírná zima). Průměrná roční teplota vzduchu dosahuje 4,5 až 8,5 °C. Teplota půdy odráží množství dopadajícího slunečního záření, nejvyšší byla od června do srpna. Průměrný roční úhrn srážek je od 500 mm (Most a okolí) do 984 mm (stanice Fláje). Informace o srážkách a půdní vlhkosti byly zaznamenávány klimatickou stanicí na ploše Mn1 (viz. příloha). Směr a sílu větru zaznamenávala stanice Teplice-Trnovany, nejčastější větry přicházely od západu (21,3 %), jihozápadu (18,0 %), východu (11,9 %) a od severozápadu (1,02 %). Bořivé větry vanou téměř výhradně od západu (LHP 2000A).

3.3 Zpracování rostlinných vzorků

Vzorky rostlin byly odebírány na trvalé výzkumné ploše na území LS Litvínov nedaleko obcí Litvínov a Meziboří v Krušných horách. Nadmořská výška oblasti se pohybuje okolo 489 m., lokalita je charakteristická silným antropogenním znečištěním.

Odběr vzorků probíhal v letech 2010-2013. Pro analýzu dynamiky manganu v rostlinách a jejich částech bylo nutné vzorky odebírat v průběhu celé vegetační sezony. Z vybraných bylin a dřevin byl na zkusné ploše po identifikaci prováděn odběr různých orgánů (kořeny, stonek, list, květ, plod, semeník, jehličí, kůra, šišky) podle druhu. Shromážděný materiál byl jednotlivě ukládán do papírových sáčků, označených číslem, druhem rostliny a datem odběru. Takto připravené části bylin a dřevin byly před transportem do laboratoře předsušeny na vzduchu.

Vzorky byly přepraveny na Ústav chemie a biochemie AF Mendlovy univerzity v Brně, kde byly po transportu zkontrolovány. Půdou znečištěné části rostlin (kořeny) byly očištěny a umístěny do čistých pytlů. Takto připravené vzorky byly umístěny do

sušící trouby, kde byly při teplotě asi 70 °C sušeny do konstantní hmotnosti. Průměrná doba sušení se pohybovala mezi 24 a 48 hodinami.

Další zpracování vzorků probíhalo v laboratoři LDF MENDELU. Zde byly rostliny připraveny na rozemletí (otrhání listů ze stonků či větviček, třídění stébel a květů trav apod.). U některých rostlin bylo ke zpracování nutné použít keramický nůž. Následovalo mletí bylin na vibračním mlýnku (Retsch MM-400). Jedná se o speciální mlýnek se dvěma nádobkami z karbidu wolframu, k rozdrčení vzorků je uvnitř každé nádoby kulička ze stejného materiálu. Do větší z částí nádoby bylo společně s kuličkou umístěno co největší množství vzorku, nádobka byla uzavřena svrchní částí. Naplněné nádoby byly připevněny do držadel mlýnku. Pohybem kuliček v nádobách byly rostlinné vzorky rozemlety na prášek s velikostí částic do 0,5 mm. Doba mletí byla standardně 2 minuty při frekvenci 30 Hz. Namleté vzorky byly přesypány do PE prachovnic, označených číslem vzorku a datem odběru, aby nedošlo k jejich záměně. Po celou dobu práce s rostlinným materiálem byly použity bavlněné rukavice.

Následoval rozklad vzorků, prováděný v mikrovlnné troubě MW ETHOS SEL (Microwave Solvent Extraction Labstation) se směsí HNO₃ a deionizované vody v poměru 1:1 (5 a 5 ml) s 0,2 g naváženého vzorku. Rozklad vzorku probíhal 30 minut (6 minut pozvolné zahřívání na 160°C, 4 min. ohřev na teplotu rozkladu 210°C a následné udržení této teploty 20 min.), dalších 30 minut trvalo chlazení na 80°C, kdy bylo možné teflonové nádoby se vzorky bezpečně otevřít. Rozložené vzorky byly zředěny deionizovanou vodou na objem 25 ml, v případě znečištění vzorku proběhla filtrace. Celková koncentrace manganu ve vzorku byla určena metodou atomové absorpční spektrometrie (AAS), při vlnové délce 279,5 nm. Principem AAS je převedení tekutého vzorku do plynné fáze a následná absorpce vstupujícího záření (190 až 850 nm) volnými atomy při vlnové délce, která je nejintenzivnější pro daný prvek (Kříženecká et al. 2007).

3.4 Zpracování vzorků živočichů

Odchyt půdní a epigeické fauny probíhal na téže lokalitě jako odběr rostlin, neprobíhal však pravidelně. Vzorky živočichů byly odebírány v letech 2010, 2011 a 2013. Pro získání vzorků bezobratlých živočichů byla zvolena metoda zemních pastí. Na LHC Litvínov bylo těchto pastí umístěno celkem 15.

Jednalo se o formalínové zemní pasti o objemu 4 litry se 4% roztokem formaldehydu jako smrtícím a konzervačním činidlem. Tyto nádoby byly až po hrdlo zahrnuty půdou a přikryty plechovou stříškou, která sloužila pro ochranu pasti před znečištěním opadem a jinými nečistotami. Takto maskovaná past navíc neodrazovala bezobratlé živočichy od vstupu. Při výběru pastí vznikaly směsné vzorky, umístěné do skleněných lahví, označených číslem lokality a datem odběru. Vzorky byly dále konzervovány 75% ethanolem. Směsné vzorky byly v laboratoři tříděny podle taxonů. Střevlíkovité determinoval Ing. Jiří Stanowský, PhD., mnohonožky a stonožky Ing. Martin Lazorík a žížaly Ing. Petr Švarc.

Někteří bezobratlí živočichové byli získáni extrakcí z tullgrenů. Na trvalých zkusných plochách byly odebrány vzorky půdy, které byly přemístěny do speciálních nádob (tullgrenů). Tyto nádoby mají dno nahrazeno sítím a shora je k nim možné připevnit zdroj tepla (používá se žárovka), pomocí něhož je možná extrakce živočichů ze vzorku. Půdní živočichové se totiž aktivně přesouvají do vlhčí spodní vrstvy půdy a nakonec propadnou oddělovacím sítím do zachycovací nádoby s roztokem 0,5% formaldehydu. Tato metoda je účinnější než prosévání půdy.

Dalším krokem při zpracování vzorků bezobratlých živočichů byla jejich lyofilizace. Jedná se o vakuové sublimační sušení materiálů, založené na sublimaci zmrzlé vody při nízkém tlaku a teplotě. Výhodou této metody je předejití poškození vzorků vysoušením při zachování jejich sterility. Prvním krokem je při lyofilizaci zmrazení materiálu na teplotu až (-50)–(-100) °C, při které dochází k sublimačnímu sušení. Rychlost zmrazování je důležitá, ovlivňuje kvalitu výstupu. Další fází lyofilizace je pak samotné sušení. V mrazícím zařízení je tlak vzduchu snížen na několik set Pa, poté je lyofilizátor zahříván, aby se mohla začít odpařovat voda. Vzniklá pára opěr desublimuje na chladičích. Po vysušení je vlhkost materiálu asi 1–4 % vody.

Průběh rozkladu vzorků bezobratlých živočichů byl shodný s rozkladem rostlinného materiálu s výjimkou množství navážky. U živočichů byl k rozkladu vybrán 1–2 exempláře podle velikosti a hmotnosti daného druhu. Celková koncentrace manganu poté byla stanovena rovněž metodou AAS.

4. Výsledky

4.1 Obsah a sezónní dynamika manganu ve vybraných bylinách a dřevinách

Obsah manganu v rostlinách byl klasifikován podle stupnice: 1) nízký $< 1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 2) středně vysoký $1000\text{--}8000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a 3) vysoký $> 8000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Výsledky z roku 2010 byly převzaty z bakalářské práce Příkrylové (2012) a byly použity se souhlasem vedoucího diplomové práce prof. Kuly. Grafické výstupy zpracované v programu StatSoft Statistica 12 byly umístěny do příloh.

4.1.1 Bez černý – *Sambucus nigra* L.

V roce 2010 byly listy bezu černého odebírány v období červen – září. Průměrný obsah manganu v červnu byl $929 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, během července/srpna zůstal ve vyrovnané hladině ($817/803 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), v září bylo v listech naměřeno $986 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. V tomto roce byl obsah Mn v listech bezu nízký a během sezony se výrazně neměnil (příloha 2).

Během vegetační sezony 2011 byly listy odebírány ve stejném období jako v předchozím roce. Obsah Mn dosáhl v červnu $983 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, po kulminaci v červenci ($1664 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) nastal pokles. V září bylo naměřeno $1334 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Obsah manganu byl v tomto období středně vysoký, sezónní dynamika nevykázala stálý trend.

Vzorky listů bezu byly v roce 2012 odebírány od května do srpna. Na počátku vegetační sezony bylo průměrně $870 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Mn, během června/července došlo k výraznému poklesu ($840/569 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Obsah manganu v listech bezu narostl na $1142 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Kromě srpna byl obsah manganu v tomto roce nízký, s dynamikou bez stálého trendu. V srpnu byly rovněž odebrány vzorky větvíček bezu, ve kterých bylo zjištěno průměrně $281 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu.

V roce 2013 byl obsah Mn v listech bezu nejvyšší za celé sledované období. Z průměrných $6488 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ v květnu poklesl v červnu téměř na polovinu ($3539 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Během následujících tří měsíců koncentrace manganu v listech bezu narůstala ($5174 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ – září), na konci vegetační sezony opět nastal prudký pokles ($3490 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ – říjen). V listech bezu byl zjištěn středně vysoký obsah Mn, sezónní dynamika se vyznačovala výraznými výkyvy. Vzorky větvíček byly odebrány v červnu ($590 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), září ($882 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a říjnu ($1249 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), během sezony v nich množství manganu narůstalo. Větvíčky bezu dosáhly nízké až středně vysoké koncentrace Mn.

4.1.2 Brusnice borůvka – *Vaccinium myrtillus* L.

Během vegetační sezony roku 2010 byl obsah Mn v listech borůvky nejnížší z celého sledovaného období. V květnu/červnu byly naměřeny necelé 4000 mg·kg⁻¹ (průměrně 3321/2560 mg·kg⁻¹). Od července (4948 mg·kg⁻¹) množství manganu kontinuálně narůstalo až na 5024 mg·kg⁻¹ v říjnu. Obsah Mn byl středně vysoký, trend stoupající. Ve větvičkách brusnice borůvky bylo na počátku vegetační sezony zjištěno 3058 mg·kg⁻¹ manganu a jeho obsah dosáhl vrcholu v červenci – 3575 mg·kg⁻¹. Poté koncentrace Mn ve větvičkách až do konce vegetační sezony klesala (2624 mg·kg⁻¹ – říjen). Obsah Mn lze klasifikovat jako středně vysoký, trend proměnlivý.

Množství Mn v listech brusnice borůvky v průběhu vegetačního období 2011 kontinuálně stoupalo z úrovně 1960 mg·kg⁻¹ (duben) na 9587 mg·kg⁻¹ (říjen). Pravidelný měsíční nárůst manganu v listech se pohyboval s výjimkou srpna a září okolo 2000 mg·kg⁻¹. Koncentrace Mn narostla ze středně vysoké na vysokou, byl zjištěn trend vzestupu obsahu manganu. Ve větvičkách borůvčí byl obsah Mn poměrně vyvážený, mírně kolísal na úrovni 3000 mg·kg⁻¹. Jedná se o obsah středně vysoký, bez stálého trendu (příloha 3).

V roce 2012 probíhala akumulace Mn v listech borůvky podobně jako v předchozím roce. Z 2009 mg·kg⁻¹ v květnu narostlo množství manganu na 8641 mg·kg⁻¹ v říjnu s měsíčními nárůsty přibližně 1500 mg·kg⁻¹. Toto množství Mn je hodnoceno jako vysoké, koncentrace manganu má zřejmou narůstající tendenci. Větvičky borůvky obsahovaly v květnu průměrně 3445 mg·kg⁻¹ manganu, v červnu nastal pokles na 2637 mg·kg⁻¹. V období červenec – září se koncentrace příliš neměnila (cca 3220 mg·kg⁻¹), v říjnu byla vyšší (3660 mg·kg⁻¹).

Koncentrace Mn v listech borůvky narůstala i v roce 2013 (květen – 1815 mg·kg⁻¹, červen – 2685 mg·kg⁻¹, červenec – 4534 mg·kg⁻¹, srpen – 5856 mg·kg⁻¹, září – 6714 mg·kg⁻¹ a říjen – 7203 mg·kg⁻¹). Toto množství je klasifikováno jako vysoké. Množství Mn ve větvičkách nemělo stálý sezónní trend. Zjištěné hodnoty byly zjištěny v květnu/srpnu/říjnu (3513/3351/2991 mg·kg⁻¹), v ostatních měsících docházelo k úbytku. Jedná se o středně vysoký obsah manganu.

4.1.3 Ostružiník ježiník – *Rubus caesius* L.

Mangan v listech ostružiníku narostl během roku 2010 ze středně vysoké na vysokou úroveň. V květnu bylo naměřeno průměrně 4621 mg·kg⁻¹, v červnu nebyly

vzorky listů odebrány. Obsah Mn až do konce vegetační sezony narůstal ($9872 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ – říjen). Trend byl stálý, rostoucí. Ve stonku ostružiníku se však Mn choval zcela odlišně – od června ($3700 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) do července ($1206 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) poklesl téměř na jednu třetinu. Během zbývajících měsíců koncentrace narůstala ($2372 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ – říjen), byla středně vysoká.

V roce 2011 byl u manganu v listech ostružiníku opět zjištěn vzrůstající obsah. V dubnu bylo naměřeno průměrně $4623 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, do července obsah měsíčně vzrostl přibližně o $1500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Po dosažení $10197 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (červenec) množství Mn oscilovalo na této úrovni. Vzrostlo ze středně vysokého na vysoké. Ve stonku obsah od května ($2152 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) do srpna ($2914 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) narůstal, poté v září a říjnu ($2153 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) klesal, dostal se na původní úroveň. Trend byl proměnlivý, obsah středně vysoký.

Nestálý trend vykazala koncentrace Mn u ostružiníku také v roce 2012. Od počátku vegetační sezony do srpna velmi pozvolna narůstala ($4641 - 5869 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), po mírném poklesu kulminovala v říjnu ($7586 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Tato koncentrace je středně vysoká. Dynamika manganu ve stonku ostružiníku byla zpočátku klesající, z $2500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (květen) poklesla na $1251 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Do konce vegetační sezony se úroveň Mn pohybovala kolem $1500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, byla středně vysoká (příloha 4).

Podobně jako v předchozím roce byl i v roce 2013 obsah Mn v listech ostružiníku zpočátku vyrovnaný (cca $4500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). V září téměř dvojnásobně vzrostl ($8458 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), ale po této kulminaci opět poklesl ($6387 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ – říjen). Listy ostružiníku vykazovaly nízký obsah Mn bez trendu. Ve stonku ostružiníku úroveň manganu výrazně kolísala, vyšší byla v květnu a červenci ($2251/2121 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), nižší ke konci vegetační sezony – srpen/říjen ($1012/1268 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Celkově bylo množství manganu ve stonku středně vysoké.

4.1.4 Náprstník červený – *Digitalis purpurea* L.

U náprstníku červeného bylo odebíráno pět rostlinných orgánů: kořen, stonk, list, semeník a květ. Od července/srpna byly odebírány kromě standardních vzorků navíc mladé rostliny (příloha 5).

V prvním roce (2010) průměrný obsah Mn v listech náprstníku od května ($1673 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) do července ($6006 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) prudce narůstal. Po poklesu v srpnu ($26712 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) se až do října pohyboval na úrovni cca $3000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Jedná se o středně

vysoký obsah manganu bez kontinuálního nárůstu. V kořenu koncentrace Mn během vegetační sezony vyrovnaně narůstala z 1411 mg·kg⁻¹ (květen) na 2436 mg·kg⁻¹ v říjnu. Listy ani kořeny nových rostlin nebyly v tomto roce odebrány. Úroveň Mn ve stonku nejprve vzrůstala – květen/červen (542/691 mg·kg⁻¹), po této kulminaci poklesla na 514 mg·kg⁻¹. Semeník byl odebrán v červenci (2344 mg·kg⁻¹) a srpnu (847 mg·kg⁻¹), květ pouze v červenci (1248 mg·kg⁻¹). Hladina Mn ve stonku byla nízká, v semeníku, kořenu a květu středně vysoká.

Hladina Mn v listech víceleté rostliny byla v jarním období roku 2011 vyrovnaná (3209–3494 mg·kg⁻¹), středně vysoká. Prudký nárůst obsahu nastal během července, v srpnu se koncentrace ještě mírně navýšila (6264 mg·kg⁻¹). Nová rostlina obsahovala v červenci průměrně 3222 mg·kg⁻¹ manganu, ale vzhledem ke klesající tendenci to v říjnu bylo pouze 2418 mg·kg⁻¹. V kořenu náprstníku se množství manganu rovněž snižovalo. V dubnu bylo zjištěno 1254 mg·kg⁻¹, v srpnu 783 mg·kg⁻¹. Kořen mladých rostlin vykázal zcela opačný trend – mangan byl během vegetační sezony výrazně akumulován (621 mg·kg⁻¹ – červenec), v říjnu bylo naměřeno 1179 mg·kg⁻¹. Významný nárůst hladiny Mn byl zaznamenán rovněž u semeníku: červen – 1842 mg·kg⁻¹, červenec – 2714 mg·kg⁻¹ a srpen – 3249 mg·kg⁻¹, což je středně vysoký obsah Mn. Květ náprstníku obsahoval průměrně 1488 mg·kg⁻¹ manganu. Ve stonku se množství Mn od května (863 mg·kg⁻¹) do července (597 mg·kg⁻¹) snižovalo, v srpnu došlo k nárůstu (1041 mg·kg⁻¹).

Diferencovaný vývoj měla akumulace manganu v listech náprstníku v roce 2012. Po poklesu úrovně Mn v červnu (3345 mg·kg⁻¹) došlo k téměř dvojnásobnému nárůstu (5791 mg·kg⁻¹) během července a srpna. V listech mladých rostlin bylo zjištěno minimálně 1493 mg·kg⁻¹ manganu (září), maximálně 2535 mg·kg⁻¹ (srpen), ve všech listech náprstníku byl dosažen středně vysoký obsah. Kořeny obsahovaly 746–976 mg·kg⁻¹ Mn, vývoj byl bez trendu, naopak u kořenů nových rostlin byl trend jednoznačně klesající. Hladina manganu klesla z 1081 mg·kg⁻¹ na 528 mg·kg⁻¹ manganu, naměřených v říjnu. Obsah Mn ve stonku náprstníku se pohyboval kolem hodnoty 600 mg·kg⁻¹, v semeníku vzrostl z 1193 mg·kg⁻¹ na 2481 mg·kg⁻¹. V květu byly hodnoty nízké – 490 mg·kg⁻¹ (červen) a 942 mg·kg⁻¹ (červenec).

V roce 2013 byl obsah Mn v listech náprstníku nižší. Pozvolna narůstal z 1059 mg·kg⁻¹ (květen) na 2889 mg·kg⁻¹ (srpen). Podobné, středně vysoké množství bylo zjištěno v nových rostlinách (1519–2166 mg·kg⁻¹), trend byl rovněž stoupající. Kořeny

Mn neakumulovaly – loňská rostlina maximálně 1061 mg·kg⁻¹, nová rostlina max. 629 mg·kg⁻¹. Ve stonku náprstníku koncentrace manganu mírně narůstala – červen/červenec/srpen (369/367/537 mg·kg⁻¹). V květech bylo obsaženo 564 mg·kg⁻¹ Mn.

4.1.5 Ostružiník maliník – *Rubus idaeus* L.

Ostružiník maliník akumuluje velká množství manganu, a to především v listech. V roce 2010 narostla hladina Mn z 4776 mg·kg⁻¹ (květen) na 10864 mg·kg⁻¹ (říjen). Zjištěný trend byl stoupající, hladina středně vysoká až vysoká. Ve stonku množství Mn od června (4053 mg·kg⁻¹) do srpna (1499 mg·kg⁻¹) klesalo, poté do října (2934 mg·kg⁻¹) opět vzrostlo.

Na začátku vegetačního období roku 2011 byla hladina Mn v listech maliníku nižší (4623 mg·kg⁻¹), koncem července se zdvojnásobila (10197 mg·kg⁻¹) a tato úroveň setrvala až do října (10548 mg·kg⁻¹). Jedná se středně vysokou až vysokou hladinu Mn. Ve stonku úroveň manganu celou vegetační sezonu kolísala na hladině 2500 mg·kg⁻¹.

V roce 2012 byla změna obsahu Mn v listech maliníku odlišná. V květnu naměřených 5451 mg·kg⁻¹ se v červnu (2869 mg·kg⁻¹) snížilo téměř na polovinu. V srpnu úroveň Mn kulminovala (8296 mg·kg⁻¹), do října (6555 mg·kg⁻¹) se opět snižovala. Ve stonku byl trend vyrovnaný – po poklesu mezi květnem/červnem (3606/1844 mg·kg⁻¹) oscillovalo množství Mn na hladině 2000 mg·kg⁻¹ a bylo tedy středně vysoké.

Narozdíl od předchozích let byl v roce 2013 obsah manganu v listech maliníku poměrně vyrovnaný. Od května do srpna se prakticky neměnil (cca 4700 mg·kg⁻¹), v září o něco poklesl (4086 mg·kg⁻¹), v říjnu kulminoval (6558 mg·kg⁻¹), ale stále byl pouze středně vysoký. Ve stonku se množství manganu na začátku vegetační sezony zvyšovalo (2711 mg·kg⁻¹ – červen), poté pokleslo a pohybovalo se mezi 1000–2000 mg·kg⁻¹ (příloha 6).

4.1.6 Třezalka tečkovaná – *Hypericum perforatum* L.

Jednoznačně rostoucí trend vykázal v roce 2010 obsah manganu v třezalce. Při prvním odběru v červenci dosáhl průměrné hodnoty 435 mg·kg⁻¹ (nízký obsah), při posledním v říjnu 1863 mg·kg⁻¹ (středně vysoký obsah). Měsíční nárůst představoval 200–500 mg·kg⁻¹.

V červnu roku 2011 bylo v třezalce naměřeno $458 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Na pozvolný vzestup hladiny Mn (červen – srpen) ($670 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) navázal prudký nárůst obsahu a dosažení kulminace v září ($2051 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). V říjnu množství manganu pokleslo ($1169 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Bez kontinuálního nárůstu byla dynamika Mn v třezalce v roce 2012. Úroveň manganu dvakrát kulminovala – červen/září ($1265/1299 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), jinak byla nízká cca $500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (příloha 7).

V roce 2013 se množství manganu v třezalce v období červen – srpen snižovalo ($589\text{--}367 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). V září výrazně vzrostlo ($1118 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), v říjnu ale opět kleslo na $164 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Byl zjištěn nízký obsah bez stálého trendu.

4.1.7 Třtina křovištní – *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth.

Třtina obsahovala v roce 2010 v květnu, září a říjnu středně vysokou úroveň manganu (nad $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), od června do srpna o mnoho nižší (cca $520 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Nebyl zjištěn žádný trend. V květu obsah Mn nejprve klesal – červenec/srpen ($927/460 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), během září a října narostl prakticky zpět do původní výše ($906 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Původně vyrovnaná úroveň Mn v listu třtiny na počátku roku 2011 (květen – červen cca $750 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) během července a srpna prudce vzrostla ($1519 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Po poklesu v září ($969 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) se v říjnu znovu přiblížila k $1500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Ani v květu nebyl pozorován stálý trend. Koncentrace manganu od června ($545 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) do července ($1216 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) výrazně vzrostla, po zbytek vegetační sezony klesala ($893 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ – říjen) a byla na nízké úrovni (příloha 8).

V roce 2012 byl obsah manganu v listech třtiny víceméně vyrovnaný. V období květen – červenec ($522 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) došlo k mírnému poklesu, do září ($1164 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) k nárůstu. Stálý trend nebyl pozorován. V květu třtiny došlo v letním období (srpen) k výrazné kulminaci koncentrace manganu – $1208 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Během září ($951 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a října ($665 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) manganu v květech ubývalo, jeho obsah byl v celé sezoně nízký.

Listy třtiny křovištní obecně mangan příliš neakumulují. V roce 2013 jeho obsah z $950 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, naměřených v květnu, klesl v červnu a červenci přibližně na polovinu. Ke kulminaci hladiny došlo v září ($1201 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). V květech byl obsah nízký. Od července ($303 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) sice mírně narůstal, nepřesáhl však $600 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

4.1.8 Kopřiva dvoudomá – *Urtica dioica* L.

Množství manganu v kopřivě v roce 2010 nebylo sledováno.

V listech kopřivy byla v roce 2011 dynamika manganu atypická. Po naměřené středně vysoké koncentraci v červenci a srpnu ($4059 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a $4141 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) následoval prudký úbytek manganu v září a pozvolnější v říjnu, kdy bylo dosaženo minima ($1572 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Ve stonku úroveň manganu kolísala, byla bez stálého trendu. V červenci dosáhla $1004 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, v srpnu $1400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, v září $2504 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a říjnu $3195 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, celkově byla středně vysoká (příloha 9).

Na počátku vegetačního období roku 2012 byl obsah Mn v listech kopřivy neobvykle nízký. Až do července ($223 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) byl vyrovnaný, následovala výrazná kulminace v srpnu ($2192 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a září ($2782 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Tento vývoj bez stálého trendu byl zakončen $319 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu, zjištěnými v říjnu.

Koncentrace Mn v listech kopřivy v roce 2013 kolísala. Maxima dosáhla v červnu ($1556 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), minima v červenci ($150 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Po zbývající část vegetační sezony se pohybovala kolem $500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, byla nízká. Ve stonku hladina Mn nejprve klesla ze $777 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (červen) na $52 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (červenec), poté oscillovala u $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, byla bez stálého trendu, nízká.

4.1.9 Lipnice obecná – *Poa trivialis* L.

Dynamika manganu v listech lipnice během roku 2010 měla rostoucí trend. V květnu bylo naměřeno $169 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu, v srpnu $612 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a v říjnu $1944 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, což je více než desetinásobek původního množství. Stejnou akumulaci tendenci Mn vykázal květ. Minima bylo dosaženo v červenci ($711 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), maxima v říjnu ($2157 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Úroveň manganu byla v lipnici středně vysoká (příloha 10).

Lipnice obecná v průběhu roku 2011 akumulovala mangan v listech i v květech (květy byly odebírány až od června). Na začátku vegetačního období byl obsah Mn v listech nízký ($729 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), v červenci vzrostl na $1467 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a na konci vegetačního období byla úroveň $1667 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. V květu bylo naměřeno 538 (červen) – $1871 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (září). Celková koncentrace byla nízká až středně vysoká.

V roce 2012 se dynamika Mn v listech lipnice nelišila od předchozích dvou let. Během vegetační sezony postupně stoupala – červen/srpen/září ($182/1274/1876 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), byla na středně vysoké úrovni. V květech se situace změnila. Od června ($85 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) do srpna ($2535 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) koncentrace narůstala, po této kulminaci až do října ($1290 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) klesala.

V květnu roku 2013 bylo v listech lipnice zjištěno $301 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, což se v červnu ani červenci výrazně nezměnilo. Ke kulminaci došlo v září ($1313 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Stálý trend nebyl u listu nalezen, v květu byl rostoucí. V červnu ($189 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a červenci byla hladina Mn podobně nízká, v srpnu ($652 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) došlo ke skokovému nárůstu, poté se akumulace manganu opět zpomalila.

4.1.10 Metlička křivolaká – *Avenella flexuosa* L.

Nízký až středně vysoký obsah manganu byl naměřen v listech metličky (2010). V květnu obsahovaly průměrně $731 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Mn, v červnu nebyly odebrány. Minima bylo dosaženo v srpnu ($323 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), do října ($1391 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) obsah manganu výrazně vzrostl. V listech, stejně jako v květech metličky nebyl pozorován stálý vývojový trend. Od července ($782 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) do srpna ($407 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) obsah Mn klesal, v září nebyl zjištěn a v říjnu bylo naměřeno $1083 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Po celou vegetační sezonu roku 2011 byla hladina Mn nízká bez projevu akumulace v listech nebo květech. Od dubna ($685 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) do června ($326 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) manganu postupně ubývalo, naopak do září ($771 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) jeho obsah narůstal. V květu došlo k nárůstu dříve (červenec – srpen; $355\text{--}981 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), do konce sezony se hladina Mn snižovala ($381 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ – říjen), nevykázala během roku stálou tendenci.

V roce 2012 byl v listech metličky již od června ($728 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) zjištěn úbytek Mn, který pokračoval do července ($297 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Poté již hladina Mn zůstala až do října ($400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) prakticky vyrovnaná. V květech byla v období červen – září zaznamenána akumulace Mn. Úroveň manganu vystoupala na průměrných $1257 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, v říjnu však poklesla na čtvrtinu ($386 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Dynamika v listech i květech byla bez trendu.

Obsah Mn v listech metličky kolísal i během roku 2013, byl nízký. Po poklesu v jarním období (květen – červen) z 682 na $366 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ začala koncentrace Mn narůstat, až do kulminace v září ($839 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Rovněž v květu byla hladina manganu rozkolísaná, pohybovala se kolem $500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (příloha 11).

4.1.11 Šťovík kyselý – *Rumex acetosa* L.

V celém sledovaném období včetně roku 2010 byla úroveň manganu v listech šťovíku nestálá, bez trendu. V červnu ($3110 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a srpnu ($2796 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) byl obsah Mn středně vysoký, v červenci ($1161 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a září ($447 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) nízký. Květy byly odebírány v červenci – $332 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, srpnu – $627 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a září – $328 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Obsah manganu v listech šťovíku byl v květnu roku 2011 nízký ($611 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), v červenci kulminoval ($3869 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Následoval prudký pokles v srpnu ($940 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a další změna během září a října. Na konci vegetační sezony byla hladina manganu v listech šťovíku téměř na výchozí úrovni $731 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. V květu koncentrace Mn zpočátku narůstala – červen/červenec – $436/1562 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, poté poklesla k $900 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Jedná se o nízký až středně vysoký obsah manganu bez stálého trendu akumulace.

V roce 2012 oscilovala úroveň Mn v listech šťovíku na hladině $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s maximem v červenci ($1830 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). V květu byly naměřeny nízké hodnoty Mn (červenec $590 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, srpen $158 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a září $269 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (příloha 12).

Listy i květy šťovíku dosáhly nízkého obsahu Mn také v roce 2013. Hladina manganu v listech byla v celém roce velmi vyrovnaná (cca $500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) s mírným výkyvem v červnu ($1108 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). V květech byl zaznamenán nárůst obsahu Mn. V červenci bylo naměřeno $156 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, v říjnu dvojnásobek $316 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

4.1.12 Rulík zlomocný – *Atropa bella-donna* L.

Koncentrace Mn byla u rulíku sledována v listu, stonku, zralých a zelených plodech, nejvíce manganu akumulovaly listy.

V roce 2010 došlo v listech od srpna ($765 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) do října ($1959 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) k dvojnásobnému nárůstu. Stonek vykázal nízký obsah Mn – minimálně $248 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ v srpnu a maximálně $665 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ v říjnu. Zelené plody nemají stálý trend akumulace Mn, nejvíce ho obsahovaly v září ($509 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Narozdíl od nich bylo množství manganu ve zralých plodech rulíku vyrovnané – mírně přes $300 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Ve všech plodech byl obsah Mn nízký (příloha 13).

V listech rulíku zlomocného se hladina Mn během vegetační sezony 2011 pozvolna navyšovala s výjimkou října. Z $853 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (květen) narostla úroveň Mn až na dvojnásobek ($1737 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v září a poté poklesla ($1377 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Ve stonku byl mangan sledován od srpna ($320 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) do října ($271 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) s maximem v září ($598 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Zelené plody rulíku byly odebírány v červenci. Zjištěný obsah Mn byl nízký ($129 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), u zralých plodů ještě nižší (maximálně $77 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ – říjen).

Nestálý trend byl zjištěn u listů v roce 2012. V první polovině roku obsah Mn stoupal ($728\text{--}987 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), v srpnu nebyly odebrány vzorky a ve druhé polovině sezony obsah klesal ($976\text{--}690 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Stonek dosáhl nízké úrovně manganu, v červenci 208

$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, v září $165 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a v říjnu $158 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. V zelených plodech bylo naměřeno $144 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Mn (nízký obsah), zralé plody nebyly analyzovány.

V roce 2013 měly listy rulíku nejnižší obsah manganu za celé čtyři roky. Mírně kolísající trend nárůstu začal na $329 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ v červnu, po mírném poklesu v červenci dosáhl v srpnu $553 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a v říjnu $813 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. U stonku byl zaznamenán shodný trend jako u listu. Obsah Mn se pohyboval mezi $93\text{--}327 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, tzn. byl nízký. Dynamika Mn v zelených plodech se projevila poklesem z $160 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (červen) na $62 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (červenec) a $65 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, naměřených v říjnu. V černých plodech množství klesalo, bylo nízké (do $50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

4.1.13 Kaprad' samec – *Dryopteris filix-mas* L.

V roce 2010 se koncentrace manganu během vegetačního období v listech kapradě (vyjma srpna) zvyšovala. V květnu bylo stanoveno průměrně $406 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, v červenci $1466 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a v říjnu $2132 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Hladina Mn tedy vzrostla z nízké na středně vysokou (příloha 14).

K ještě výraznější akumulaci Mn došlo v kapradí během roku 2011. Z počátečních $265 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (duben) stoupla hladina na $1567 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (červen). Po dvou měsících stagnace kulminoval obsah Mn v září ($3207 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). V říjnu došlo k poklesu na $2439 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Rostoucí trend úrovně Mn zůstal v kapradí zachován i v roce 2012. Z nízkého obsahu v květnu ($271 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a červnu ($748 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), přešel obsah manganu do kategorie středně vysoké – srpen/říjen – $1833/1878 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Nízký, později středně vysoký obsah manganu byl v kapradí zjištěn i v roce 2013. Od května ($167 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) do srpna ($1224 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) úroveň Mn pravidelně měsíčně narůstala o téměř $500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. V září došlo ke stagnaci ($991 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), v říjnu byl rostoucí trend potvrzen zjištěnými $1613 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

4.1.14 Konopice pýřitá – *Galeopsis pubescens* Bess.

Hladina Mn v konopici byla v roce 2010 značně rozkolísaná, středně vysoká. Červnových $2767 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ vzrostlo na $4004 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ v červenci, ale v srpnu se množství Mn téměř vyrovnalo výchozímu stavu. Úroveň Mn se ve zbytku vegetační sezony pohybovala kolem $3000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

V roce 2011 byl u konopice zjištěn klesající trend množství manganu. Na počátku vegetační sezony bylo naměřeno $4670 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, následoval prudký pokles v červnu ($3540 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a navazující nárůst v červenci ($4516 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Až do konce vegetačního období ($1694 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) byl pozorován strmý pokles úrovně manganu, která však zůstala středně vysoká.

Podobný trend jako v předchozím období byl u konopice zjištěn i v roce 2012. Obsah Mn skokově klesal z května ($4269 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) na červen ($3591 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a z července ($3540 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) na srpen ($1763 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Atypická dynamika manganu se u konopice objevila v roce 2013. Obsah Mn, který se od května ($1350 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) do srpna ($1954 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) pozvolna zvyšoval, v září náhle prudce poklesl ($577 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). V říjnu se o něco navýšil ($893 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), zůstal však již na nízké úrovni (příloha 15).

4.1.15 Starček lepkavý – *Senecio viscosus* L.

Rostliny starčku byly v roce 2010 odebírány ke konci vegetační sezony. Zjištěno bylo $1273 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu v srpnu, $955 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ v září a $2793 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ v říjnu. Obsah Mn byl středně vysoký, dynamika bez trendu.

Vyrovnaná úroveň se u starčku objevila během roku 2011. Rostlina byla odebrána v červenci ($1317 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a srpnu ($1223 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), kdy u ní byl zjištěn středně vysoký obsah Mn.

K akumulaci manganu nedošlo u starčku lepkavého ani v roce 2012. Vyrovnané množství v červenci/srpnu (průměrně $2120/2149 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) bylo následováno výrazným úbytkem manganu v září ($1556 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (příloha 16).

V červenci roku 2013 obsahoval starček průměrně $1118 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu. Během srpna úroveň Mn klesala až dosáhla v září minima ($344 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Pozoruhodný byl sedminásobný nárůst koncentrace Mn v říjnu, kdy bylo naměřeno $2317 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

4.1.16 Bika hajní – *Luzula luzuloides* Lam.

Obsah manganu v bice bělavé byl analyzován pouze v roce 2013. Odběr listů byl proveden v červnu ($688 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a červenci ($821 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). I přes navýšení zůstal obsah Mn nízký, podobně jako v květu, kde byla zaznamenána rovněž tendence k akumulaci manganu. V červnu bylo v květech biky zjištěno průměrně $273 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a v červenci $821 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Mn (příloha 17).

4.1.17 Borovice černá – *Pinus nigra* Arnold

Odběr jehličí borovice černé byl proveden pouze v roce 2012. Byly odebrány jehlice z minulé vegetační sezony (2011) a letorosty (2012). Ve jehlicích druhého ročníku byl nejprve zaznamenán pokles hladiny Mn z května ($287 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) na červen ($202 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), který však byl následován nárůstem v červenci a srpnu ($521 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). V říjnu dosáhla úroveň Mn $366 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, což nepřekročilo hranici nízkého množství. Jehličí prvního ročníku obsahovalo rovněž nízkou koncentraci manganu, která poklesla z $600 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (září) na $237 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (říjen) (příloha 18).

4.1.18 Borovice lesní – *Pinus sylvestris* L.

V roce 2012 byly pozorovány také jehlice borovice lesní. Ve vzorcích jehlic druhého ročníku (2011) byl zaznamenán nízký, kolísající obsah Mn. Minima bylo dosaženo červnu – průměrně $193 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, maxima v srpnu – $403 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. V jehličí prvního ročníku (2012) byla úroveň manganu velmi vyrovnaná – srpen/září/říjen – $329/322/292 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, což odpovídá nízkému množství (příloha 19).

V následující vegetační sezoně (2013) obsahovaly jehlice borovice lesní druhého ročníku středně vysokou relativně vyrovnanou hladinu manganu – $1108 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (srpen), $1284 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (září) a $1261 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (říjen). Mladé jehlice (2013) vykazaly méně Mn, ale s rostoucím obsahem od srpna ($610 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), do září ($839 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a října ($977 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

4.1.19 Bříza bělokorá – *Betula pendula* Roth.

Bříza akumuluje vysoká množství manganu v listech. V roce 2010 byl obsah v listech břízy v období květen – září vyrovnaný ($4544\text{--}5126 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) s výraznějším nárůstem až v říjnu ($8098 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Úroveň Mn ve větvích břízy měla velmi nestálou hladinu a byla středně vysoká. Po zvýšení hladiny v červnu ($2047 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v červenci Mn opět ubylo ($1568 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Poté však byl až do konce vegetační sezony akumulován a v říjnu dosáhl kulminace při průměrných $2184 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Dynamika Mn v jehnědách nebyla v tomto roce sledována.

Stoupající trend vykazala úroveň manganu v listech břízy během roku 2011, kdy vzrostla z $4357 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (duben) na $8237 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (říjen). Průměrný měsíční nárůst byl téměř $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, čímž byla překročena hranice vysokého obsahu Mn. Vývoj hladiny manganu ve větvích byl opět bez stálého trendu. Nižšího množství Mn bylo dosaženo v dubnu, červnu, srpnu a říjnu – přibližně $1800 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Maximální naměřená hodnota

byla 2062 mg·kg⁻¹ (září). V jehnědách byl zjištěn vyrovnaný obsah manganu po celou vegetační sezonu. Byl středně vysoký a pohyboval se mezi 2286–2520 mg·kg⁻¹.

V roce 2012 (vyjma června) hladina manganu v listech břízy rychle narůstala. V květnu naměřených 5611 mg·kg⁻¹ se do října prakticky zdvojnásobilo (10260 mg·kg⁻¹), bylo dosaženo vysokého obsahu Mn. Opět bylo zaznamenáno pro větve typické kolísání úrovně manganu. Po jejím mírném nárůstu v červnu (2067 mg·kg⁻¹) se až do srpna (1604 mg·kg⁻¹) snižovala. Na konci vegetační sezony (září, říjen) již bylo množství vyrovnané (cca 1900 mg·kg⁻¹), středně vysoké. V jehnědách manganu od června (1550 mg·kg⁻¹) do srpna (3110 mg·kg⁻¹) přibývalo, v září se úroveň zachovala (2946 mg·kg⁻¹) (příloha 20).

Poněkud atypická dynamika Mn byla u listů břízy stanovená v roce 2013, kdy jeho obsah zpočátku klesal (květen/červen 5511/4611 mg·kg⁻¹). Poté však byl již vývoj běžný – srpen/září/říjen – 6281/6843/8052 mg·kg⁻¹. Středně vysoké množství manganu ve větvích břízy se vyvíjelo podle očekávání, oscillovalo kolem hodnoty 1750 mg·kg⁻¹. Minimum bylo naměřeno v září (1596 mg·kg⁻¹), maximum v říjnu (1999 mg·kg⁻¹). Jehnědy dosáhly v červnu a červenci přibližně 1600 mg·kg⁻¹ manganu, v srpnu a září 2000 mg·kg⁻¹ a v říjnu došlo k poklesu (1168 mg·kg⁻¹).

4.1.20 Buk lesní – *Fagus sylvatica* L.

Buk obsahoval převážně středně vysoká množství manganu. V roce 2010 bylo v listech zaznamenáno v květnu a červnu přibližně 3240 mg·kg⁻¹ Mn, od července do září cca 6000 mg·kg⁻¹ a v říjnu 7025 mg·kg⁻¹. Ve větvi byla hladina manganu velmi vyrovnaná, především v období květen – srpen, kdy mírně překročila 2500 mg·kg⁻¹. V září (1943 mg·kg⁻¹) a říjnu (2234 mg·kg⁻¹) byl obsah Mn nižší.

Pravidelně narůstající trend vykázal Mn v listech buku v roce 2011. V květnu dosáhly listy průměrně 4981 mg·kg⁻¹ manganu. Každý následující měsíc vzrostl Mn přibližně o 1000 mg·kg⁻¹, čímž bylo v říjnu zajištěno maximum 10116 mg·kg⁻¹. V listech byl obsah manganu vysoký, ve větvích středně vysoký a podobně jako v minulém roce vyrovnaný. Ve větvích bylo zjištěno 2409 (říjen) – 2626 mg·kg⁻¹ (červenec) Mn. V tomto roce bylo navíc analyzováno květenství buku, které průměrně obsahovalo 2605 mg·kg⁻¹ Mn. V bukvicích obsah manganu pozvolna narůstal během celé vegetační sezony, od 3221 mg·kg⁻¹ (duben) do 6274 mg·kg⁻¹ (říjen). Nejvíce

manganu v bukvicích obsahovalo jádro (cca 60 %), potom obal bukvice (cca 25 %) a nejméně oplodí (cca 15 %).

Hladina Mn v listech buku narůstala skokově (2012). Z asi 4000 mg·kg⁻¹ (květen/červen) přibylo manganu na cca 6000 mg·kg⁻¹ (červenec/srpen) a poté asi na 8000 mg·kg⁻¹ (září/říjen). Dynamika Mn ve větvích byla bez trendu (středně vysoký obsah). V červnu došlo ke kulminaci hladiny manganu (3242 mg·kg⁻¹), minima bylo dosaženo v srpnu (2154 mg·kg⁻¹).

V květnu roku 2013 bylo v listech buku naměřeno průměrně 1574 mg·kg⁻¹ manganu, v červenci 4387 mg·kg⁻¹ a v září 7818 mg·kg⁻¹. Byl zaznamenán rostoucí trend. Hladina Mn v bukových větvích byla středně vysoká – květen/srpen/říjen – 2975/2903/3060 mg·kg⁻¹ (příloha 21).

4.1.21 Dub zimní – *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.

Dub, podobně jako většina ostatních dřevin, akumuluje Mn převážně v listech. V roce 2010 byl v listí dubu zjištěn středně vysoký obsah manganu se zřejmým rostoucím trendem. V květnu bylo naměřeno průměrně 1953 mg·kg⁻¹, v červenci 4975 mg·kg⁻¹, ke konci vegetačního období (srpen – říjen) již bylo množství Mn poměrně vyrovnané (přibližně 5500 mg·kg⁻¹). Ve větvích byla zjištěna spíše klesající úroveň manganu. První pokles byl zaznamenán v období od května (4698 mg·kg⁻¹) do června (3813 mg·kg⁻¹), druhý, výraznější od srpna (4303 mg·kg⁻¹) do října (3099 mg·kg⁻¹) (příloha 22).

V roce 2011 obsah Mn v dubovém listí dosáhl vysoké úrovně. Nejméně Mn bylo naměřeno v květnu – 3262 mg·kg⁻¹, růst hladiny byl až do srpna (7852 mg·kg⁻¹) velmi pravidelný s intervalem cca 1000 mg·kg⁻¹ za měsíc. Po úbytku Mn v září (7298 mg·kg⁻¹) došlo v říjnu ke strmému nárůstu koncentrace (9724 mg·kg⁻¹). Úroveň manganu v dubových větvích byla téměř vyrovnaná (vyjma výraznější změny mezi dubnem – 4526 mg·kg⁻¹ a květnem – 3495 mg·kg⁻¹). Po zbytek vegetační sezony se pohybovala kolem 4000 mg·kg⁻¹. Byl zjišťován také obsah Mn v žaludech a v květu (2168 mg·kg⁻¹). V plodech nebyl zjištěn stálý trend a kromě kulminace v srpnu (8243 mg·kg⁻¹) dosahovala hladina Mn přibližně 5000 mg·kg⁻¹. Nejvíce manganu bylo obsaženo v žaludové číšce (cca 60 %), méně v obalu (cca 30 %) a nejméně v jádru (cca 10 %).

Středně vysoký obsah Mn v listech dubu (2012) započal vývoj na 2672 mg·kg⁻¹ v květnu. Kromě prudšího nárůstu v červnu (4084 mg·kg⁻¹) a říjnu (7584 mg·kg⁻¹) byl

růst naprosto pravidelný po 500 mg·kg⁻¹. Hladina Mn ve větvi oscilovala kolem 4000 mg·kg⁻¹. Minima bylo dosaženo v červnu (3790 mg·kg⁻¹), maxima v září (4541 mg·kg⁻¹). V květu dubu bylo zjištěno 2969 mg·kg⁻¹ manganu.

Trend, zjištěný v předchozích letech, vykázaly listy dubu i v roce 2013. Strmější nárůst byl zaznamenán v období květen – srpen (1179–5398 mg·kg⁻¹), do října už se hladina Mn příliš nezvedla (5885 mg·kg⁻¹). Ve větvích bylo naměřeno 4040/3842/3977 mg·kg⁻¹ manganu (červen/srpen/říjen). Opět byl proveden odběr žaludů, v nichž bylo zjištěno v srpnu 4539 mg·kg⁻¹, v září 7362 mg·kg⁻¹ a v říjnu 4430 mg·kg⁻¹ Mn.

4.1.22 Javor klen – *Acer pseudoplatanus* L.

V roce 2010 i v letech následujících javor v listech mangan akumuloval. V prvním roce byl v květnu průměrný obsah manganu 1856 mg·kg⁻¹, ten do srpna (3724 mg·kg⁻¹) po měsíci pravidelně narůstal o 600 mg·kg⁻¹. V září došlo k poklesu (3125 mg·kg⁻¹), vyváženému vysokým nárůstem v říjnu (5201 mg·kg⁻¹). Hladina Mn v listech i větvích javoru byla středně vysoká. Ve větvi se úroveň manganu během vegetační sezony nepatrně zvyšovala z 3338 mg·kg⁻¹ v květnu na 3724 mg·kg⁻¹ v říjnu.

Podobný průběh dynamiky Mn v listech javoru byl zaznamenán i v roce 2011. Z minima, naměřeného v dubnu (2007 mg·kg⁻¹), se koncentrace manganu rychle zvyšovala až do října, kdy dosáhla maxima (5062 mg·kg⁻¹). Vyvážený obsah Mn byl zjištěn u větví javoru. Od dubna do srpna se příliš neodchýlil od 2900 mg·kg⁻¹, v září došlo k mírné kulminaci (3672 mg·kg⁻¹) a v říjnu k úbytku Mn (2588 mg·kg⁻¹). Navíc byla provedena analýza množství Mn v květech javoru (922 mg·kg⁻¹) a v plodech (1208–3280 mg·kg⁻¹) (příloha 23).

Stoupající koncentrace Mn v listech javoru byla zjištěna rovněž v roce 2012. Bylo dosaženo hodnot: 1442 mg·kg⁻¹ (květen), 2352 mg·kg⁻¹ (červen), 3331 mg·kg⁻¹ (červenec), 3391 mg·kg⁻¹ (srpen), 2746 mg·kg⁻¹ (září) a 4179 mg·kg⁻¹ (říjen). Listy i větve dosáhly středně vysoké hladiny Mn. Ve větvích byla zaznamenána spíše ubývající tendence manganu – od května do září poklesla úroveň z 3576 mg·kg⁻¹ na 2284 mg·kg⁻¹, v říjnu se hladina navýšila (3159 mg·kg⁻¹).

V květnu roku 2013 bylo v listech javoru naměřeno 1399 mg·kg⁻¹, v důsledku kontinuální akumulace bylo v říjnu 3842 mg·kg⁻¹ Mn. Ve větvi byla zaznamenána podobná tendence jako v roce 2012. Na počátku vegetačního období (květen – červenec) manganu ubylo z 2971 mg·kg⁻¹ na 1791 mg·kg⁻¹, kde se (vyjma srpnového

výkyvu) hladina Mn víceméně udržela. V javorových nažkách bylo zaznamenáno průměrně 1175–1363 mg·kg⁻¹ manganu.

4.1.23 Jeřáb ptačí – *Sorbus aucuparia* L.

Středně vysoká hladina Mn byla zjištěna u jeřábu s tendencí k akumulaci tohoto prvku. V květnu roku 2010 dosahovala úroveň manganu v listech 3343 mg·kg⁻¹, v červenci 5814 mg·kg⁻¹ a v září 7852 mg·kg⁻¹. Ve větvi došlo během vegetační sezony k poklesu koncentrace Mn z 2818 mg·kg⁻¹ (květen) na 2032 mg·kg⁻¹ (září).

V roce 2011 byl obsah Mn v dubnu průměrně 3333 mg·kg⁻¹, do července se zvyšoval pravidelně (měsíčně cca 800 mg·kg⁻¹), poté spíše skokově (9215 mg·kg⁻¹ – říjen). Ve větvi byl zjištěn velmi pozvolný pokles úrovně manganu, která byla středně vysoká (duben 2461 mg·kg⁻¹ – říjen 2101 mg·kg⁻¹). Navíc byly tomto roce odebrány vzorky květenství jeřábu (1982 mg·kg⁻¹) a plody. U plodů jeřábu hladina Mn nejprve klesala (1625/1271 mg·kg⁻¹ – květen/červen), v červenci dosáhla minima (999 mg·kg⁻¹) a do září došlo k opětovnému nárůstu (1363 mg·kg⁻¹). V oplodí bylo v první polovině vegetační sezony (do července) naměřeno cca 1150 mg·kg⁻¹, v druhé polovině sezony cca 1700 mg·kg⁻¹ (příloha 24).

Úroveň Mn v jeřábových listech v roce 2012 velmi prudce narůstala až na vysokou. Zatímco v květnu a červnu nepřekročil obsah manganu 4000 mg·kg⁻¹, během zbývajících měsíců dosáhl až 10093 mg·kg⁻¹ (říjen). Dynamika Mn ve větvích byla opět bez trendu, hladina oscilovala kolem 2200 mg·kg⁻¹. V květenství jeřábu bylo zjištěno 2257 mg·kg⁻¹ manganu. Plody i oplodí byly analyzovány pouze ve třech měsících. Plody: červen/červenec/srpen – průměrně 1946/1501/1812 mg·kg⁻¹, oplodí: červen/červenec/srpen – průměrně 1220/1808/2492 mg·kg⁻¹.

Zvláštní vývoj úrovně Mn v listech jeřábu byl zaznamenán v roce 2013. Od června (3639 mg·kg⁻¹) do srpna (8369 mg·kg⁻¹) koncentrace vzrůstala, po této kulminaci však až do října klesala (5373 mg·kg⁻¹). Ve větvi byla dynamika zcela běžná – vývoj bez trendu kolísající kolem 2200 mg·kg⁻¹. Květenství obsahovalo 1574 mg·kg⁻¹. Plody jeřábu Mn neakumulovaly, obsah klesl z 1512 mg·kg⁻¹ (červenec) na 816 mg·kg⁻¹ (říjen). Hladina manganu v oplodí se pohybovala kolem 1600 mg·kg⁻¹.

4.1.24 Jírovec maďal – *Aesculus hippocastanum* L.

Jírovec maďal nepatří mezi akumulátory manganu. V květnu roku 2010 dosáhla úroveň Mn v listech jírovce průměrně $2672 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a do července ($2133 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) klesala. Poté sice až do konce vegetační sezony narůstala (říjen – $3433 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), byla však pouze středně vysoká. Pro srovnání byly v září a říjnu odebrány také listy, napadené klíněnkou *Cameraria ohridella* (Deschka & Dimic), ty však měly úroveň Mn srovnatelnou se zdravými listy (přibližně $2000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Ve větvi obsah manganu kolísal. Vyšší byl během května/června/října – $2548/2592/2543 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, nižší v červenci/srpnu/září – $1866/2165/1775 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. V kaštanech obsah manganu klesal ($433\text{--}285 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). V květu jírovce bylo naměřeno $700\text{--}870 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu.

Úroveň Mn v listech jírovce byla v roce 2011 velmi vyrovnaná. Kromě mírného výkyvu v srpnu ($2756 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) dosahovala cca $1700 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu. V listech napadených klíněnkou byl obsah o něco vyšší (září – $2625 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, říjen – $1615 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Větve obsahovaly středně vysoké množství manganu s dynamikou bez trendu, koncentrace oscilovala na $2000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Obsah Mn v plodech jírovce výrazně kolísal. Po prudkém poklesu v červnu ($385 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) následoval do září růst ($602 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a druhý pokles v říjnu ($449 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Nejvíce manganu akumuluje oplodí kaštanů (cca 60 %), méně jádro a obal plodu (cca 20 a 20 %). Navíc byl v tomto roce odebrán květ jírovce a pupeny, v nichž bylo naměřeno průměrně $539 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (květ) a $563 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (pupen) Mn.

Narůstající tendence hladiny Mn byla v listech jírovce zjištěna v roce 2012. V květnu naměřených $1585 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ se během června, července a srpna drželo přibližně na $2070 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a v září kulminovalo (průměrně $3940 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). V listech s klíněnkou se obsah manganu pohyboval kolem $2100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Změny v obsahu Mn ve větvích jírovce neměly stálý trend. Maxima bylo dosaženo v říjnu ($2621 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), minima v srpnu ($1778 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Kolísající množství Mn bylo také v plodech. Více manganu bylo zjištěno v červnu/srpnu ($572/522 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), méně v červenci/září ($381/407 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). V květu jírovce bylo zjištěno průměrně $576 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (příloha 25).

V roce 2013 dosáhl Mn v listech jírovce v květnu $1210 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, v srpnu $1648 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a v říjnu $2127 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Jedná se o středně vysoký obsah se stoupajícím trendem. Listy napadené klíněnkou nebyly v roce 2013 odebrány. Ve větvi byl stejně jako v předchozích letech obsah manganu bez trendu. V první polovině vegetační sezony se držel na cca $1700 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, ve druhé na $2000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Plody jírovce maďalu

mangan tentokrát akumulovaly, v červenci bylo zjištěno $381 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, ovšem v říjnu $646 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Mn, došlo tedy k téměř dvojnásobnému nárůstu.

4.1.25 Lípa srdčitá – *Tilia cordata* Mill.

Z lípy srdčité byly odebírány pouze listy, které byly navíc analyzovány jenom v letech 2012–2013. V prvním roce hladina Mn narůstala a byla nízká. V květnu bylo dosaženo $234 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, v červenci $350 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a v říjnu $584 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

V roce 2013 byla dynamika Mn v listech lípy komplikovanější. Mezi červnem/červencem ($482/557 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a srpnem/zářím ($386/786 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) obsah manganu narůstal, do srpna a října ($503 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) klesal (příloha 26).

4.1.26 Modřín opadavý – *Larix decidua* Mill.

V roce 2010 byly z modřínu odebrány pouze vzorky jehličí, v němž byla zjištěna tendence akumulovat Mn. Množství manganu bylo středně vysoké až vysoké, v květnu bylo naměřeno $4234 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Až do července ($7467 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) úroveň narůstala, poté došlo ke stagnaci, další nárůst následoval v říjnu ($10450 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

V následujícím období (2011) již byly z modřínu odebrány jehlice, kůra i šišky. V jehličí byl znovu zjištěn rostoucí trend, začínající v dubnu na průměrných $4588 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Vyjma října došlo ve všech dalších měsících k nárůstu koncentrace Mn (červenec/září – $8651/10945 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). V kůře byla úroveň manganu v období od května do září vyrovnaná (cca $3700 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), v dubnu a říjnu byla nižší (cca $3000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Šišky modřínu Mn neakumulují, jeho obsah během vegetační sezony silně kolísá. Od května ($416 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) do července ($193 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) klesal, po tomto dosažení minima až do října vzrůstal ($401 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (příloha 27).

Obsah Mn v jehličí modřínu byl v roce 2012 nižší než v ostatních letech, ačkoli také došlo k jeho navyšování. Od května ($3755 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) do září ($6912 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) byly měsíční nárůsty hladiny manganu pravidelné – přibližně $600 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Dynamika Mn v kůře modřínu byla nepravidelná, bez trendu. Obecně došlo během vegetační sezony k úbytku množství Mn ($3546\text{--}3012 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Šišky opět vykazaly nízké množství manganu bez vývojového trendu. Během května – července ($470\text{--}193 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) obsah Mn klesal, poté v srpnu a září překročil $300 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, v říjnu ale došlo k dalšímu poklesu ($260 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

V roce 2013 obsah manganu v modřínovém jehličí narůstal téměř skokově. V květnu a červnu dosáhl cca 3070 mg·kg⁻¹, v červenci a srpnu cca 6300 mg·kg⁻¹ a v září a říjnu cca 9300 mg·kg⁻¹, během vegetační sezony se tedy třikrát navýšil. V kůře se koncentrace manganu pohybovala po celou vegetační sezonu kromě června (2234 mg·kg⁻¹) na úrovni přibližně 3600 mg·kg⁻¹.

4.1.27 Smrk ztepilý – *Picea abies* (L.) Karst.

Ze smrku byl analyzován vždy první a druhý ročník jehlic. V roce 2010 obsahovaly dvouleté jehlice v květnu/červnu 4660/5489 mg·kg⁻¹. Jehlice prvního ročníku dosáhly nižší úrovně Mn (středně vysoké), od června do srpna byla hladina stálá (přibližně 1300 mg·kg⁻¹), poté do října (2781 mg·kg⁻¹) narůstala.

V roce 2011 bylo v jehlicích druhého ročníku zjištěno průměrně 4549 mg·kg⁻¹ manganu. Jednoleté jehličí Mn výrazně akumulovalo – z minima, naměřeného v květnu (1051 mg·kg⁻¹) dosáhlo až na říjnových 3919 mg·kg⁻¹. Byla naměřena středně vysoká úroveň manganu s rostoucím trendem.

Pouze první ročník smrkových jehlic byl analyzován v roce 2012. Vývojový trend byl poněkud atypický. Hladina Mn od května do srpna narůstala (620–2335 mg·kg⁻¹), poté ale počala klesat, což trvalo až do října (1762 mg·kg⁻¹).

V květnu roku 2013 dosáhly smrkové jehlice druhého ročníku hladiny 3118 mg·kg⁻¹. Koncentrace Mn v čerstvém jehličí měla rostoucí trend a byla převážně (stejně jako ve dvouletých jehlicích) středně vysoká. V červnu bylo naměřeno 712 mg·kg⁻¹, v srpnu 2040 mg·kg⁻¹ a v říjnu 2682 mg·kg⁻¹, obsah manganu tedy během vegetační sezony vzrostl třikrát (příloha 28).

4.1.28 Třešeň ptačí – *Prunus avium* L.

Třešeň byla jedinou dřevinou, akumulující více manganu ve větvích než v listech. V roce 2010 množství Mn v listech kolísalo a vyjma října (2125 mg·kg⁻¹) nepřekročilo 1500 mg·kg⁻¹. Zajímavá dynamika manganu byla objevena v třešňových větvích. Vyrovnaný obsah v květnu/červnu (6049/5876 mg·kg⁻¹) v červenci prudce vzrostl (8323 mg·kg⁻¹), po této kulminaci však strmě klesal až do konce vegetační sezony (3597 mg·kg⁻¹) (příloha 29).

Středně vysoký byl obsah Mn v listech třešně také v roce 2011. Hladina po celou vegetační sezonu kromě srpna mírně narůstala. V dubnu dosáhla 2034 mg·kg⁻¹,

v červenci 3013 mg·kg⁻¹, poté však, jak již bylo zmíněno, klesla na 2354 mg·kg⁻¹. V říjnu byla úroveň manganu v listech třešně 3070 mg·kg⁻¹. Ve větvi byla zjištěna v první polovině sezony (do července) klesající tendence hladiny Mn (4165–2296 mg·kg⁻¹), ve druhé polovině tomu bylo naopak (říjen – 3530 mg·kg⁻¹). V tomto roce byly analyzovány rovněž plody třešně, v nichž bylo naměřeno 247–270 mg·kg⁻¹ Mn.

V roce 2012 obsah manganu v listech třešně narůstal a to z 1682 mg·kg⁻¹ (květen) na 2409 mg·kg⁻¹ (říjen). Ve větvích docházelo mezi květnem/červencem (5176/2281 mg·kg⁻¹) a září/říjnem (4950/2409 mg·kg⁻¹) k poklesu úrovně manganu, ta ve zbývajícím období narůstala.

Nepravidelná dynamika Mn byla zjištěna u třešňových listů v roce 2013. Zatímco od května (1512 mg·kg⁻¹) do července (2397 mg·kg⁻¹) docházelo k akumulaci, do září klesl obsah Mn na téměř počáteční úroveň (1606 mg·kg⁻¹). V říjnu (2531 mg·kg⁻¹) manganu opět přibývalo, jeho množství bylo středně vysoké. Kolísající středně vysoká hladina Mn ve větvích třešně dosáhla maxima v květnu – 5540 mg·kg⁻¹, minima v červenci – 2637 mg·kg⁻¹.

4.2 Obsah manganu ve vybraných zástupcích bezobratlých

Koncentrace manganu v bezobratlých byla rozdělena do tří stupňů : 1) nízký < 100 mg·kg⁻¹, 2) středně vysoký 100–1000 mg·kg⁻¹, 3) vysoký > 1000 mg·kg⁻¹. Grafické výstupy zpracované v programu StatSoft Statistica 12 byly umístěny do příloh.

4.2.1 Stonožky – *Chilopoda*

V roce 2011 byl obsah manganu stanoven v šesti druzích stonožek. Analyzovány byly: *Lithobius cyrtopus* (Latzel) (13 ex.); *Lithobius erythrocephalus* (Koch) (15 ex.); *Lithobius forficatus* (L.) (88 ex.); *Lithobius mutabilis* (Koch) (57 ex.); *Lithobius nodulipes* (Latzel) (3 ex.) a *Strigamia acuminata* (Leach) (4 ex.). Zjištěná průměrná úroveň Mn: *L. cyrtopus* (Latzel) – 230 mg·kg⁻¹; *L. erythrocephalus* (Koch) (maximum) – 403 mg·kg⁻¹; *L. forficatus* (L.) – 167 mg·kg⁻¹; *L. mutabilis* (Koch) – 130 mg·kg⁻¹; *L. nodulipes* (Latzel) (minimum) – 94 mg·kg⁻¹ a *S. acuminata* (Leach) – 377 mg·kg⁻¹.

Během roku 2013 bylo odchyceno osm druhů stonožek. Koncentrace manganu byla stanoven u: *Lithobius borealis* (Meinert) (1 ex.); *Lithobius calcaratus* (Koch) (8 ex.); *Lithobius erythrocephalus* (Koch) (12 ex.); *Lithobius forficatus* (L.) (99 ex.); *Lithobius mutabilis* (Koch) (47 ex.); *Lithobius nodulipes* (Latzel) (10 ex.); *Lithobius tenebrosus* (Meinert) (2 ex.) a *Strigamia acuminata* (Leach) (1 ex.). Průměrný obsah

Mn ve stonožkách: *L. borealis* (Meinert) (maximum) – 603 mg·kg⁻¹; *L. calcaratus* – 596 mg·kg⁻¹; *L. erythrocephalus* (Koch) – 391 mg·kg⁻¹; *L. forficatus* (L.) (minimum) – 155 mg·kg⁻¹; *L. mutabilis* (Koch) – 280 mg·kg⁻¹; *L. nodulipes* (Latzel) – 279 mg·kg⁻¹; *L. tenebrosus* (Meinert) – 174 mg·kg⁻¹ a *S. acuminata* (Leach) – 256 mg·kg⁻¹ (příloha 30).

4.2.2 Mnohonožky – *Diplopoda*

V roce 2011 se podařilo odchytit sedm druhů mnohonožek: *Brachyiulus bagnalli* (Curtis) (2 ex.); *Cylindroiulus nitidus* (Verhoeff) (6 ex.); *Glomeris connexa* (Koch) (2 ex.); *Glomeris hexasticha* (Brandt) (11 ex.); *Leptoiulus trilobatus* (Verhoeff) (53 ex.); *Polydesmus complanatus* (L.) (13 ex.) a *Tachypodoiulus niger* (Leach) (42 ex.). V těchto druzích mnohonožek bylo zjištěno: *B. bagnalli* (Curtis) – 2619 mg·kg⁻¹; *C. nitidus* (Verhoeff) – 2244 mg·kg⁻¹; *G. connexa* (Koch) (minimum) – 482 mg·kg⁻¹; *G. hexasticha* (Brandt) – 998 mg·kg⁻¹; *L. trilobatus* (Verhoeff) – 3433 mg·kg⁻¹; *P. complanatus* (L.) – 2556 mg·kg⁻¹ a *T. niger* (Leach) (maximum) – 3930 mg·kg⁻¹.

Celkem osm druhů mnohonožek bylo analyzováno v roce 2013: *Brachyiulus bagnalli* (Curtis) (4 ex.); *Glomeris connexa* (Koch) (4 ex.); *Glomeris hexasticha* (Brandt) (6 ex.); *Julus scandinavius* (Latzel) (3 ex.); *Leptoiulus trilobatus* (Verhoeff) (8 ex.); *Ophiulus pilosus* (Newport) (6 ex.); *Polydesmus complanatus* (L.) (5 ex.) a *Polydesmus denticulatus* (Koch) (1 ex.). Celkově bylo mnohonožek menší množství než v předchozím roce. V některých případech však byla dosažena vyšší průměrná množství manganu: *B. bagnalli* (Curtis) – 1303 mg·kg⁻¹; *G. connexa* (Koch) (minimum) – 410 mg·kg⁻¹; *G. hexasticha* (Brandt) – 634 mg·kg⁻¹; *J. scandinavius* (Latzel) – 2535 mg·kg⁻¹; *L. trilobatus* (Verhoeff) – 1572 mg·kg⁻¹; *O. pilosus* (Newport) (maximum) – 4597 mg·kg⁻¹; *P. complanatus* (L.) – 1392 mg·kg⁻¹ a *P. denticulatus* (Koch) – 1484 mg·kg⁻¹ (příloha 31).

4.2.3 Žížaly – *Lumbricidae*

Žížaly byly odchytávány dva roky. V prvním roce (2010) byly získány 3 druhy žížal: *Dendrobaena illyrica* (Cognetti) (19 ex.); *Dendrobaena octaedra* (Savigny) (6 ex.) a *Lumbricus rubellus* (Hoffm.) (12 ex.). Zjištěná úroveň Mn byla nízká: *D. illyrica* (Cognetti) – 134 mg·kg⁻¹; *D. octaedra* (Savigny) (minimum) – 104 mg·kg⁻¹ a *L. rubellus* (Hoffm.) (maximum) – 201 mg·kg⁻¹ (příloha 32).

V roce 2011 byly odchyceny stejné druhy žížal v počtu: *Dendrobaena illyrica* (Cognetti) (30 ex.); *Dendrobaena octaedra* (Savigny) (30 ex.) a *Lumbricus rubellus*

(Hoffm.) (18 ex.). Naměřeny byly tyto koncentrace manganu: *D. illyrica* (Cognetti) (minimum) – 177 mg·kg⁻¹; *D. octaedra* (Savigny) (maximum) – 311 mg·kg⁻¹ a *L. rubellus* (Hoffm.) – 186 mg·kg⁻¹.

4.2.4 Střevlíci – *Carabidae*

Ze zemních pastí bylo v roce 2010 získáno celkem 12 druhů střevlíků: *Carabus hortensis* (L.) (421 ex.); *Carabus coriaceus* (L.) (45 ex.); *Abax parallelepipedus* (Piller & Mitterpacher) (52 ex.); *Carabus arvensis* (Herbst) (12 ex.); *Pterostichus niger* (Schaller) (15 ex.); *Carabus nemoralis* (Mueller) (15 ex.); *Carabus convexus* (Fabricius) (4 ex.); *Poecilus cupreus* (L.) (4 ex.); *Pterostichus oblongopunctatus* (Fabricius) (6 ex.); *Pterostichus burmeisteri* (Heer) (1 ex.); *Cychrus caraboides* (L.) (1 ex.) a *Pseudoophonus rufipes* (Deg.) (2 ex.). Průměrné množství Mn bylo zjišťováno odděleně podle pohlaví: *C. hortensis* (L.) – samec 126 mg·kg⁻¹, samice 136 mg·kg⁻¹; *C. coriaceus* (L.) – samec 66 mg·kg⁻¹, samice 109 mg·kg⁻¹; *A. parallelepipedus* (Piller & Mitterpacher) – samec 101 mg·kg⁻¹, samice 173 mg·kg⁻¹; *C. arvensis* (Herbst) – samec = samice 115 mg·kg⁻¹; *P. niger* (Schaller) – samec 1002 mg·kg⁻¹; samice (maximum) 1326 mg·kg⁻¹; *C. nemoralis* (Mueller) – samec 171 mg·kg⁻¹, samice 239 mg·kg⁻¹; *C. convexus* (Fabricius) – samec 192 mg·kg⁻¹, samice 172 mg·kg⁻¹; *P. cupreus* (L.) – pouze samice (minimum) 55 mg·kg⁻¹; *P. oblongopunctatus* (Fabricius) – samec 85 mg·kg⁻¹, samice 261 mg·kg⁻¹; *P. burmeisteri* (Heer) – pouze samec 181 mg·kg⁻¹; *C. caraboides* (L.) – pouze samec 117 mg·kg⁻¹ a *P. rufipes* (Deg.) – pouze samec 131 mg·kg⁻¹.

V následujícím roce (2011) bylo analyzováno celkem 14 druhů střevlíků: *Carabus hortensis* (L.) (322 ex.); *Carabus coriaceus* (L.) (47 ex.); *Abax parallelepipedus* (Piller & Mitterpacher) (397 ex.); *Carabus arvensis* (Herbst) (16 ex.); *Pterostichus niger* (Schaller) (93 ex.); *Carabus nemoralis* (Mueller) (17 ex.); *Poecilus cupreus* (L.) (2 ex.); *Pterostichus oblongopunctatus* (Fabricius) (33 ex.); *Cychrus caraboides* (L.) (6 ex.); *Carabus intricatus* (L.) (1 ex.); *Carabus convexus* (Fabricius) (2 ex.); *Pseudoophonus rufipes* (Deg.) (1 ex.) a *Harpalus quadripunctatus* (Dejean) (2 ex.). Průměrná hladina manganu ve střevlících, samec/samice: *C. hortensis* (L.) – 137/138 mg·kg⁻¹; *C. coriaceus* (L.) – 492/347 mg·kg⁻¹; *A. parallelepipedus* (Piller & Mitterpacher) – 95/192 mg·kg⁻¹; *C. arvensis* (Herbst) – 148/220 mg·kg⁻¹; *P. niger* (Schaller) – 153/218 mg·kg⁻¹; *C. nemoralis* (Mueller) – 149/146 mg·kg⁻¹; *P. cupreus* (L.) – 89/109 mg·kg⁻¹; *P. oblongopunctatus* (Fabricius) – 114/274 mg·kg⁻¹; *C. caraboides* (L.) – 124/169 mg·kg⁻¹; *C. intricatus* (L.) – pouze samice (maximum) 1136

mg·kg⁻¹; *C. convexus* (Fabricius) – 400/241 mg·kg⁻¹; *P. rufipes* (Deg.) – pouze samec 394 mg·kg⁻¹ a *H. quadripunctatus* (Dejean) – 50/3 (minimum) mg·kg⁻¹.

Stejný počet druhů střevlíků (14) byl odchycen pomocí zemních pastí také v roce 2013: *Carabus hortensis* (L.) (835 ex.); *Carabus coriaceus* (L.) (20 ex.); *Abax parallelepipedus* (Piller & Mitterpacher) (183 ex.); *Pterostichus niger* (Schaller) (38 ex.); *Carabus nemoralis* (Mueller) (17 ex.); *Carabus convexus* (Fabricius) (2 ex.); *Poecilus cupreus* (L.) (2 ex.); *Pterostichus oblongopunctatus* (Fabricius) (3 ex.); *Cychrus caraboides* (L.) (2 ex.); *Pseudoophonus rufipes* (Deg.) (2 ex.); *Harpalus latus* (L.) (1 ex.); *Amara convexior* (Stephens) (1 ex.); *Amara lunicollis* (Schiodte) (6 ex.) a *Carabus arvensis* (Herbst) (18 ex.). Zjištěná průměrná koncentrace manganu, samec/samice: *C. hortensis* (L.) – 85/187 mg·kg⁻¹; *C. coriaceus* – (L.) (minimum) 23/104 mg·kg⁻¹; *A. parallelepipedus* (Piller & Mitterpacher) – 63/83 mg·kg⁻¹; *P. niger* (Schaller) – 147/173 mg·kg⁻¹; *C. nemoralis* (Mueller) – 148/235 mg·kg⁻¹; *C. convexus* (Fabricius) – pouze samice 332 mg·kg⁻¹; *P. cupreus* (L.) – pouze samice 163 mg·kg⁻¹; *P. oblongopunctatus* (Fabricius) – 384/197 mg·kg⁻¹; *C. caraboides* (L.) – pouze samec 116 mg·kg⁻¹; *P. rufipes* (Deg.) – pouze samice 93 mg·kg⁻¹; *H. latus* (L.) – pouze samice 270 mg·kg⁻¹; *A. convexior* (Stephens) – pouze samec (maximum) 490 mg·kg⁻¹; *A. lunicollis* (Schiodte) – 139/184 mg·kg⁻¹ a *C. arvensis* (Herbst) – 88/109 mg·kg⁻¹ (příloha 33).

Pro některé druhy střevlíku s vyšším obsahem manganu (*Pterostichus niger* (Schaller) 2010; *Carabus coriaceus* (L.) a *Carabus intricatus* (L.) 2011) byly vytvořeny zvláštní grafy tak, aby byla lépe zobrazena úroveň Mn v ostatních druzích. V rámci druhů byl také hodnocen rozdíl mezi pohlavími. Statisticky významný rozdíl jako výsledek t-testu však byl zjištěn pouze v jednom případě – u druhu *Pterostichus oblongopunctatus* (Fabricius), rok 2010.

4.2.5 Suchozemští stejnonožci – *Oniscoidea*

Obsah manganu byl zjišťován také v třech druzích suchozemských stejnonožců: *Protracheoniscus politus* (Koch) (23 ex.); *Tracheoniscus rathkei* (Brandt) (3 ex.) a *Tracheoniscus ratzeburgi* (Brandt) (88 ex.). Naměřené množství Mn (průměry): *P. politus* (Koch) – 831 mg·kg⁻¹; *T. rathkei* (Brandt) – 192 mg·kg⁻¹ a *T. ratzeburgi* (Brandt) – 1434 mg·kg⁻¹.

V následujícím roce odběru (2013) byly odchyceny pouze 2 druhy stejnonožců: *Protracheoniscus politus* (Koch) (54 ex.) a *Tracheoniscus ratzeburgi* (Brandt) (116 ex.).

V těchto druzích bylo průměrně zjištěno: *P. politus* (Koch) – 1184 mg·kg⁻¹ Mn a *T. ratzeburgi* (Brandt) – 1131 mg·kg⁻¹ Mn.

5. Diskuze

5.1 Obsah Mn v rostlinách

Na lokalitě v Krušných horách severně od Litvínova byl v půdě zjištěn extrémně vysoký obsah manganu. V půdním horizontu Ah zde bylo naměřeno až $9876 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a v horizontu opadanky až $9555 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, což je množství o mnoho vyšší, než uvádí literatura (např. Sheppard, Evenden 1990; Hlohowskyj et al. 1999; Adriano 2001). Přesný původ kontaminace půdy na zkusných plochách však není znám. Mohla být způsobena mj. těžbou uhlí a jiným průmyslovým znečištěním v přilehlém okolí, na koncentraci Mn mám vliv např. také znečištění z dopravy (Rusinek 2008).

Velmi vysoká koncentrace manganu v půdě by se měla projevit i v rostlinách a jejich pletivech. Prvotní reakcí rostlin na nadměrný příjem Mn je jeho akumulace. Ta může být odlišná podle druhu rostliny, pH půdy či množství vody v půdě. Mobilitu manganu zvyšuje nízké pH, dostatek půdní vody a špatné provzdušnění půdy (Krpina 1989), což zkusné plochy v Krušných horách splňují.

Některé druhy rostlin zvyšují hladinu těžkých kovů ve všech pletivech a orgánech, jak uvádí Wislocka (2006). Jiné druhy dokážou ve svém těle soustředit toxické kovy pouze do některých orgánů, např. u listnatých stromů je velmi častá akumulace Mn v listech, které na podzim opadají a strom je schopen se tak zbavit nadměrné zátěže těžkých kovů. Bříza dokáže před zimou soustředit těžké kovy do kůry tak, aby tak omezila poškození kmene hlodavci (Leitinen et al. 2004). V kořenech a jiných vytrvávajících orgánech rostliny většinou mangan (obecně těžké kovy) nehromadí. Také v květech a plodech ho bývá nižší množství, rostliny se snaží chránit svoje reprodukční orgány před toxikózou. Některé rostliny dokážou věrně odrážet stav kovů v životním prostředí, mohou být využity jako fytoindikátory znečištění životního prostředí (bříza) Wislocka (2006).

5.1.1 Diskuze obsahu manganu v bylinách

Obsah Mn v listech bezu byl v letech 2010 (Přikrylová 2012) – 2012 nízký a během vegetačních sezon víceméně vyrovnaný, v roce 2013 však byl pětinasobně vyšší a výrazně kolísající. Ve stonku bezu byla úroveň manganu měřena pouze ve dvou letech, podobně jako u listu bylo více Mn naměřeno v roce 2013. Sowa et al. (2003) stanovili obsah Mn pouze v plodu bezu, v němž byl velmi nízký.

Borůvka patří mezi typické akumulátory manganu. Zcela zřejmá byla tato tendence v letech 2011–2013 (byl překročen limit vysokého obsahu Mn), v roce 2010 bylo naměřeno méně Mn (Přikrylová 2012), jeho obsah se však rovněž během roku zvyšoval. V listech borůvky bylo zjištěno až třikrát více manganu než ve větvičkách – v těch byla běžná středně vysoká kolísající úroveň Mn. Opadem listů se borůvka na podzim zbaví přebytečného Mn a nedochází u ní k toxikóze. Téměř žádný z autorů (např. Reimann et al. 2001; Trevett et al. 1968; Ballinger, Goldston 1967; Spiers 1990) nenaměřil v borůvce tak vysoké množství Mn jako bylo zjištěno na zkusných plochách u Litvínova. Pouze Lockhart, Langille (1962) uvádějí v borůvkách až 15000 mg·kg⁻¹ manganu. Podle nich mají k akumulaci Mn sklon všechny acidofilní rostliny, neboť rostou na půdách s nižším pH a tedy lepší mobilitou manganu. Dle výsledků této práce však není možné výše uvedenou hypotézu potvrdit, neboť např. metlička křivolaká či bika hajní, které jsou řazeny mezi acidofilní rostliny, dosahovaly velmi nízkých koncentrací manganu. Podle Pelíška (1954) je vyšší obsah Mn v borůvce způsoben jejím výskytem na zamokřených lokalitách, kde se Mn v půdě hromadí.

Ostružiník křovitý rovněž akumuluje vysoké hladiny Mn v listech, v roce 2011 dokonce překročil hranici 12000 mg·kg⁻¹. V roce 2010 (Přikrylová 2012) a 2011 byl rostoucí trend úrovně Mn zřetelnější než v následujících letech, kdy však byl také vysoký. Ve stonku ostružiníku byla zjištěna atypická dynamika Mn v roce 2010 (Přikrylová 2012), ve zbývajících letech byla koncentrace manganu podobně vysoká (1000–3000 mg·kg⁻¹). Tóth et al. (2008) ani Wislocka (2006) tak vysoké množství manganu v ostružiníku nezjistili, uvádějí hodnoty až desetkrát nižší.

V náprstníku byl nejvyšší obsah manganu v nových listech zjištěn v roce 2011, v následujících letech obsah klesal. V listech starších rostlin byla úroveň manganu až dvakrát vyšší, především v letech 2010 (Přikrylová 2012) – 2012. Většinou byl mangan v průběhu vegetační sezony akumulován a byl obsažen ve středně vysokém množství. Stonek náprstníku dosahoval nízkých hodnot hladiny manganu, maximálně 1000 mg·kg⁻¹, zaznamenaných v roce 2011. V průběhu sledovaných čtyř let se koncentrace výrazně neměnila. Kořeny mladých náprstníků nevykázaly během let jednotný trend. V roce 2011 mangan akumulovaly, v roce 2012 vylučovaly v roce 2013 byla jeho hladina víceméně vyrovnaná. Obsah Mn byl nízký, u kořenů starších rostlin nízký až středně vysoký. Přestože v roce 2010 byla úroveň manganu v kořenech kolem 2000 mg·kg⁻¹ (Přikrylová 2012), v ostatních letech dosáhla maximálně 1200 mg·kg⁻¹ a slabě

kolísající trend byl velmi podobný. U semeníku byl v roce 2010 (Přikrylová 2012) zaznamenán pokles koncentrace Mn, v roce 2011 a 2012 nárůst a v posledním roce (2013) byla vyrovnaná, vždy však středně vysoká. V květech bylo v roce 2010 (Přikrylová 2012) a 2011 zjištěno asi $1500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, v roce 2012 a 2013 kolem $600 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Nižší obsah manganu v kořenech a stoncích potvrzuje hypotézu o deakumulování těžkých kovů v přezimujících orgánech. Také v reprodukčních orgánech bylo manganu méně, aby nedošlo k jejich toxikóze a nebyly poškozeny. Roca-Pérez (2004) a Roca-Pérez (2006) popisují v listech náprstníku velice nízké koncentrace manganu – maximálně $50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, ostatní rostlinné orgány neanalyzovali.

Vysoký obsah manganu (až $11000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) byl zaznamenán také v ostružiníku maliníku. V roce 2010 (Přikrylová 2012) a 2011 byla v jeho listech zjištěna výrazná akumulace Mn, ve zbývajících letech nebyl tento trend tak zřejmý, koncentrace byla navíc pouze středně vysoká. Úroveň manganu ve stonku maliníku byla ve všech sledovaných letech podobá, kromě června 2010 a května 2012 nedosáhla ani $3000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Hladina Mn v listech i stoncích maliníku byla téměř shodná s ostružiníkem křovitým. Je to dáno pravděpodobně blízkou příbuzností těchto druhů a tedy stejným mechanismem nakládání s těžkými kovy. Tesovic (1989), Rusinek (2008) a Sowa et al. (2003) zjistili v maliníku pozoruhodně nízké koncentrace Mn – maximálně $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, rovněž Niketic-Aleksic et al. (1976), kteří analyzovali šťávu z plodů maliníku uvádí zanedbatelná množství Mn. Podle Sikiriče et al. (2009) však mohou maliny tolerovat znečištění až $1500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, což souhlasí s výsledky této práce, kde u malin nebyly zjištěny příznaky toxicity ani při téměř $10000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu v půdě. Podle Kowalenko et al. (2004) ovlivňuje akumulaci prvků v maliníku stáří rostliny a roční období, podle John, Daubeny (1972) genetika a fenologie, podle Krpina (1989) navíc také odrůda maliníku. V tomto případě byla sledována pouze závislost na ročním období, která byla potvrzena v letech 2010 a 2011, ovšem v následujících letech nebyla zřejmá.

V listech třezalky byl zjištěn meziročně zcela jiný trend, ačkoli se obsah Mn stále pohyboval mezi nízkým a středně vysokým. Vyšší množství manganu bylo naměřeno v letech 2010 (Přikrylová 2012) a 2011, nižší v ostatních sledovaných letech. Moreno-Jiménez et al. (2009), kteří analyzovali množství Mn v třezalce, uvádí jeho přibližně stejné rozmezí, jako bylo zjištěno v této práci. Dále podle nich třezalka soustředí mangan v listech (narozdíl od stonku), což však není ze získaných výsledků

možné potvrdit, neboť třezalka byla vždy analyzována pouze jako celá rostlina bez dělení na jednotlivé orgány.

Třtina křovištní nepatří mezi rostliny akumulující mangan. Maximální naměřená hodnota Mn v listech byla $1500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (srpen 2011), jinak se ve všech čtyřech letech pohybovala hladina mezi $500\text{--}1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu. V celém sledovaném období rovněž bylo potvrzeno kolísání obsahu Mn v listech třtiny. Květ obsahoval v letech 2010 (Přikrylová 2012) – 2012 srovnatelné množství manganu jako list, v roce 2013 však přibližně poloviční. Koncentraci do $300 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu v třtině naměřil Mitrovic et al. (2008), hodnotil však jedince, rostoucí na půdě s vysokým obsahem popelovin, kde podle Carlson, Adriano (1991) dochází ke snižování obsahu Mn v tkáních rostlin. Z výsledků této práce vyplývá, že jednoděložné rostliny mají vždy nižší obsah manganu než dvouděložné.

Kopřiva dvoudomá byla zvláštní atypickou dynamikou Mn. V roce 2011 u ní docházelo k poklesu koncentrace manganu v listech, v roce 2012 Mn nejprve narůstal, ale na konci vegetační sezony úroveň opět klesla. Celkově nejvyšší obsah manganu byl zjištěn v roce 2011, nejnižší v roce 2013. Rovněž stonky se choval každý rok zcela odlišně. Ačkoli jsou trendy v listech a stoncích během let odlišné, hladiny Mn spolu poměrně přesně korespondují. Důvodem tohoto chování manganu v kopřivě mohlo být rozdílné stáří odebraných rostlin, kterých bylo na zkusných plochách pouze omezené množství. Údaje z literatury pro srovnání u kopřivy a ostatních rostlin chybí.

Hladina manganu v listech lipnice obecné ve všech pozorovaných letech narůstala a byla nízká až středně vysoká. Nejméně Mn bylo zjištěno v roce 2013, v ostatních letech bylo množství na stejné úrovni. V květech třtiny byla koncentrace manganu srovnatelná s listy, v roce 2010 (Přikrylová 2012) a 2012 byla v květech dokonce vyšší, což bylo velmi neobvyklé. Výrazně méně Mn potom obsahovaly květy lipnice v roce 2013. Celkově nižší obsah Mn v posledním roce sledovaného období (2013) vykazovalo více rostlin (např. kopřiva, náprstník, konopice, rulík, šťovík), některé (např. bika) ale dosáhly v tomto roce nejvyššího množství Mn. U některých z výše uvedených druhů dochází k postupnému snižování úrovně manganu. Důvodem by mohla být stále lepší adaptace těchto rostlin k růstu v lokalitě s toxickým obsahem Mn a blokování příjmu tohoto těžkého kovu.

Metlička křivolaká dosahovala v listech převážně nízkých koncentrací manganu s kolísajícím trendem ve všech čtyřech letech. Nejvíce Mn bylo naměřeno v roce 2010 (Přikrylová 2012), ostatní roky byly srovnatelné. Kolísající dynamika a nízká množství manganu byla zjištěna také v květu metličky. Zde bylo nejvíce manganu naměřeno v září roku 2012, kdy byla jedinkrát přesažena hranice nízké koncentrace Mn. Kromě této výjimky se průměrný obsah manganu pohyboval výhradně mezi 250–1000 mg·kg⁻¹. Také u metličky by mohla platit hypotéza o adaptaci na znečištění a následné blokaci příjmu Mn.

Mezi byliny se středně vysokými koncentracemi manganu bylo možné zařadit rovněž šťovík kyselý. Vyšší obsah manganu (až 4000 mg·kg⁻¹) byl v jeho listech naměřen v roce 2010 (Přikrylová 2012) a 2011, v následujících letech byl téměř poloviční. V celém zájmovém období byl pro šťovík typický kolísající obsah manganu. V květech byla úroveň manganu bez trendu, nízká, v podstatě poloviční než v listech. Toto tvrzení neplatí pro rok 2011, kdy bylo množství Mn z neznámého důvodu téměř trojnásobné.

Rulík zlomocný obsahoval během sledovaných čtyř let maximálně 2000 mg·kg⁻¹ manganu. Rostoucí hladina Mn a jeho vyšší obsah byly zjištěny v letech 2010 (Přikrylová 2012) a 2011, v následujících dvou letech manganu přibližně dvakrát ubylo. Jako ve většině případů byla i u rulíku koncentrace Mn ve stonku nižší než v listech. Pro úroveň Mn platí, že byla v prvních dvou letech vyšší než v následujících (2012, 2013). Většinou navíc neměla stálý trend, vyjma roku 2013, kdy docházelo a mírné akumulaci. V zelených plodech byl v roce 2010 (Přikrylová 2012) zjištěn nezvykle vysoký obsah Mn (max. 500 mg·kg⁻¹), který však v již v dalších letech nepřekročil 200 mg·kg⁻¹. V černých plodech se potvrdilo vyšší množství manganu během roku 2010 (Přikrylová 2012), ve zbývajících třech letech však byl ještě nižší než v plodech zelených, a to maximálně 100 mg·kg⁻¹. Rulík chrání svoje plody před otravou manganem (zralé plody obsahovaly minimum Mn) jeho přesouváním do jiných orgánů, ponejvíce listů.

Přestože v listech kapradě docházelo každoročně k akumulaci manganu, nikdy ho nebylo obsaženo příliš vysoké množství. Nejvyšší koncentrace byla dosažena v roce 2011, v ostatních letech byl obsah Mn velmi podobný, na konci vegetačních období nedosahoval ani 2500 mg·kg⁻¹. Nízkou úroveň manganu v kapradí zjistili také Reimann et al. (2007) a Moreno-Jiménez et al. (2009).

Zvláštní dynamikou manganu je typická konopice pýřitá, v níž jeho obsah během vegetační sezony klesal. Tento trend byl platný pro období 2011–2013, v roce 2010 (Přikrylová 2012) byla úroveň na počátku i na konci vegetačního období ve shodě. Celkově nejnižší koncentrace Mn byla naměřena v roce 2013. Konopice jako jedna z mála rostlin pravděpodobně dokáže efektivně blokovat příjem manganu a zbavovat se tak během vegetační sezony nadměrné kovové zátěže. Podle Ernsta (1976) však energie, vynaložená do těchto obranných mechanismů rostlinu oslabuje a může způsobit její pomalejší růst a nižší produkci biomasy. Nicméně u konopic, rostoucích na zkusné ploše nebyl zaznamenán zakrslý vzrůst.

Dynamika manganu ve starčku byla ve sledovaných letech nejednotná. Podobný trend byl pozorován v letech 2010 (Přikrylová 2012) a 2013. Ve všech čtyřech letech byla koncentrace Mn středně vysoká, nepřesáhla $3000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Údaje z literatury ke konfrontaci chybí.

Přestože byla bika hajní analyzována pouze v roce 2013, projevila se v jejích listech i květech tendence akumulovat mangan. Jeho množství bylo v obou sledovaných orgánech podobné (nízké), narozdíl do jiných rostlin, které hromadí nejvíce Mn v listech. Pro potvrzení těchto údajů by však bylo nutné delší pozorování.

U žádného ze sledovaných druhů bylin nebyly pozorovány příznaky otravy manganem, jako jsou chlorózy listů či defoliace (Krpina 1989), přestože ho mnohdy akumulovaly vysoká množství. To však byla jediná odezva bylin na extrémní manganovou zátěž sledované lokality.

5.1.2 Diskuze obsahu manganu ve dřevinách

V prvním i druhém ročníku jehlic borovice černé (2012) byla úroveň manganu nízká. Platil také pokles množství Mn na konci vegetační sezony (září, říjen). Jiné rostlinné orgány nebyly analyzovány. Literární údaje ke konfrontaci chybí.

U borovice lesní byl v roce 2013 zjištěn asi trojnásobný obsah manganu než v předchozím roce (2012, první i druhý ročník jehlic). V roce 2012 byla dynamika Mn kolísající až vyrovnaná (obsah nízký), zatímco v roce 2013 rostoucí (obsah středně vysoký). Horak (2003) a Skřivan et al. (2002) uvádí koncentrace Mn srovnatelné s výsledky této práce v roce 2012.

Bříza bělokorá byla jedním z nejvýraznějších akumulátorů manganu. Ve všech čtyřech letech 2010 (Přikrylová 2010)–2013 vykazovala v listech rostoucí dynamiku Mn

a přesáhla hranici vysoké úrovně. I nejnižší naměřený obsah manganu překročil $4000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Také ve větvích byla ve všech letech pozorována stejně vysoká úroveň Mn, kolísající mezi $1500\text{--}2250 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Vyšší obsah Mn v listech než ve větvích břízy potvrzuje Reimann et al. (2007). Zatímco v jehnědách byla v roce 2011 a 2013 koncentrace manganu poměrně vyrovnaná, v roce 2012 narůstala. Literatura (Migeon et al. 2009; Reimann et al. 2001; Laitinen et al. 2004; Wislocka et al. 2009) sice uvádí v bříze „vysoké“ obsahy Mn, žádný z autorů však nenaměřil více než $2500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Podle Migeon et al. (2009) akumulují břízy (a duby) více manganu než jiné dřeviny a mají schopnost modifikované selektivity příjmu prvků. Wislocka et al. (2009) označila břízu za dobrý fytoindikátor těžkých kovů, tolerantní k vysokým hladinám Mn. Také z výsledků této práce je zřejmé, že bříza věrně odráží množství manganu v půdě a mohla by tedy být fytoindikátorem. Migeon et al. (2009) však břízu za dobrý bioindikátor nepovažuje, díky její schopnosti modifikované selektivity příjmu prvků.

Mangan byl výrazně akumulován také v buku. V listí jeho množství ve všech sledovaných letech narůstalo, v roce 2011 a 2012 dosáhlo vysoké úrovně. V roce 2012 byla zjištěna celkově nejvyšší koncentrace manganu, nejnižší byla v roce 2010 (Přikrylová 2012). Ve větvi byla dynamika Mn stále téměř stejná. O něco nižší hladina (cca $2500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) manganu byla zjištěna v prvních dvou letech, vyšší v roce 2012 a 2013, nejedná se však o velký rozdíl. Středně vysokých koncentrací Mn dosahovaly také bukvice, přičemž nejvíce manganu bylo nahromaděno v jádru, narozdíl např. od žaludů, které měly v jádru manganu nejméně. Nepřiměřeně vysoké množství Mn v bukvicích by mohlo být přijímáno např. divokými prasaty i jinými živočichy. Skřivan et al. (2002) a Machava a Barna (2005) naměřili v bukovém listí maximálně $2500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu a ve větvích do $400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, což je ve srovnání s výsledky této práce přibližně čtvrtinová úroveň. Někteří autoři (Skřivan et al. 2002; Nicewicz, Szczepkowski 2008) navíc uvádějí obsah Mn ve dřevě buku, který však byl podle nich velmi nízký (v této práci nebylo bukové dřevo vůbec analyzováno). Guckland et al. (2009) uvádí, že se Mn hromadí v hrabance v bukových porostech.

Dub zimní obsahoval v listech spíše středně vysoká množství manganu, i když v roce 2011 také dosáhl množství vysokého. Dynamika Mn byla ve všech letech stejná – narůstající. Nejnižší koncentrace Mn byla naměřena v roce 2010 (Přikrylová 2012). Ve větvích obsah manganu ve všech čtyřech letech kolísal, byl středně vysoký a přibližně stejný. Zjištěná hladina byla přibližně dvakrát vyšší než u buku (4000

mg·kg⁻¹). V žaludech bylo naměřeno až 8000 mg·kg⁻¹ manganu, nejvíce ho však obsahovala žaludová číška, která z plodu odpadá a Mn by již potom neměl mít škodlivý vliv na klíčící semena. Tuto hypotézu potvrzují i Nikolic et al. (2006) a uvádí, že embrya a semenné obaly mají různé chemické složení a rovněž naměřili v jádru žaludu méně Mn než v jeho semenných obalech. Autoři Szczepkowski, Nicewicz (2008) publikovali navíc také koncentrace manganu ve dřevě dubů (do cca 250 mg·kg⁻¹) a dubovém opadu (Davey et al. 2007) – až 3100 mg·kg⁻¹. Mn, obsažený v listech, zpočátku urychluje dekompozici opadu (Berg, McClaugherty 2003), tedy čím víc manganu dřeviny obsahují, tím rychleji by měly probíhat počáteční fáze rozkladu listů.

Úroveň manganu v listech javoru klenu byla v celém období středně vysoká s rostoucí tendencí. Obsah Mn byl ve všech čtyřech letech velmi podobný, pohyboval se od cca 1500 do 5000 mg·kg⁻¹ (roky 2010 (Přikrylová 2012), 2011) nebo do 4000 mg·kg⁻¹ (roky 2012, 2013). Ve větvích byla úroveň Mn bez trendu, nejvyšší byla v roce 2010 (Přikrylová 2012), v letech 2011 a 2012 mírně poklesla (kolem 3000 mg·kg⁻¹) a nejnižší byla v roce 2013. V květech javoru (2011) bylo naměřeno slabě přes 900 mg·kg⁻¹ manganu, v nažkách až přes 3000 mg·kg⁻¹, což je na plody poměrně vysoké množství. Kosiba (2007) zjistil v listech javoru malé množství Mn a uvádí souvislost mezi znečištěním prostředí a výskytem houby *Rhytisma acerinum* (Pers.), který je ve znečištěném životním prostředí minimální. Krutul a Makowski (2005) měřili hladinu Mn ve větvích javoru (byla desetkrát nižší než v této práci), navíc v kořenech a dřevě, v obou však byla úroveň manganu minimální (kolem 20 mg·kg⁻¹).

Jeřáb ptačí společně s břízou akumulují velmi vysoké koncentrace Mn. Nejnižší množství bylo v listech jeřábu zaznamenáno v roce 2010 (Přikrylová 2012), nejvyšší v roce 2012, kdy překročilo 10000 mg·kg⁻¹. Kromě roku 2013 (kolísající trend) byl ve všech letech zjištěn rostoucí trend. Ve větvi byla hladina manganu většinou vyrovnaná, ve všech čtyřech letech přibližně stejně vysoká (2000–2500 mg·kg⁻¹). Plody jeřábu vykazovaly v letech 2011 a 2013 klesající úroveň manganu, v roce 2012 byla dynamika bez trendu. Oplodí jeřabin dosahovalo přibližně dvakrát vyššího množství Mn než samotné plody. Stálý trend chování manganu během vegetační sezony nebyl nalezen, nejméně Mn bylo zaznamenáno v roce 2013. V literatuře o této dřevině mnoho informací není, pouze Reimann et al. (2007) uvádějí obsah Mn v listech a to přibližně poloviční, než bylo zjištěno v této práci (obsah Mn v půdě však byl asi třetinový). Podle

těchto informací je možné usoudit, že jeřáb dobře reflektuje úroveň Mn v půdě a mohl by být využit k bioindikaci znečištění prostředí tímto kovem.

Nejvíce manganu ze všech analyzovaných jehličnatých dřevin obsahoval modřín. Ve třech letech (2010 (Přikrylová 2012), 2011, 2013) dosáhl vysoké úrovně Mn v jehličí, ta však byla v roce 2012 o mnoho nižší. Ve všech letech byl zjištěn rostoucí trend hladiny Mn. V kůře byla koncentrace manganu nižší, ale velmi vyrovnaná (3000–3500 mg·kg⁻¹). V šiškách byla úroveň manganu nízká, pravděpodobně proto, aby semena nebyla poškozena toxickým působením manganu. Ve všech třech letech (2011–2013) byl zaznamenán shodný trend – v první polovině vegetační sezony klesající, od července však rostoucí. Z autorů se množstvím manganu v modřínu zabývali Skřivan et al. (2002), kteří ale naměřili maximálně 1400 mg·kg⁻¹ Mn v jehličí.

Hladina Mn v jehličí smrku byla středně vysoká, ať už se jednalo o jehlice prvního či druhého ročníku. Ve druhém ročníku jehličí byl nejvyšší obsah manganu naměřen v roce 2010 (Přikrylová 2012), nejnižší v roce 2013. V mladém jehličí bylo možné pozorovat během všech čtyř let narůstající úroveň Mn. V roce 2011 byla koncentrace manganu nejvyšší, zbývající roky předčila až o 1000 mg·kg⁻¹. Analýze obsahu prvků v jehličí smrku se věnovalo více autorů (např. Bylinska 2004; Skřivan et al. 2002; Svoboda et al. 2006; Rothpfeffer, Karlton 2007; Hauck et al. 2000), kteří však uvádějí velmi široké rozpětí hodnot koncentrace Mn 100–3000 mg·kg⁻¹. Také v kůře naměřili Skřivan et al. (2002); Svoboda et al. (2006); Rothpfeffer, Karlton (2007); Hauck et al. (2000) velmi rozdílná množství manganu (50–900 mg·kg⁻¹). Skřivan et al. (2002) a Svoboda et al. (2006) navíc měřili obsah Mn ve dřevě smrku, který byl 200–2000 mg·kg⁻¹.

Jediným stromem, který akumuloval více manganu ve větvích než v asimilačních orgánech, byla třešeň ptačí. Tato odlišnost byla navíc potvrzena ve všech čtyřech letech. Úroveň manganu v listech třešně kolísala, během celých čtyř let se pohybovala mezi 1000–3000 mg·kg⁻¹. Nejnižší obsah Mn v listech byl zjištěn v roce 2010 (Přikrylová 2012), naopak ve větvi byl v tomto roce obsah nejvyšší. V letech 2011 až 2013 se koncentrace manganu ve větvi pohybovala kolem 3000 mg·kg⁻¹. Hladina Mn v plodech třešně (2011) nepřesáhla 200 mg·kg⁻¹. Proč se třešeň chová rozdílně než ostatní stromy a hromadí Mn ve větvích se nepodařilo zjistit. Literární údaje ke konfrontaci navíc chybí.

5.2 Obsah Mn v bezobratlých

Bezobratlí živočichové reagují na kontaminaci prostředí různě. Mangan mohou přijímat přímým kontaktem s půdou či potravou, mají však také různé mechanismy k jejich vylučování (Hopkin 1989; Migula et al. 1989; Depledge et al. 1994). Podle van Straalen et al. (2001) a Hopkin (1989) obsahují jednotlivé druhy bezobratlých živočichů různé úrovně manganu, což bylo zjištěno i v této práci. Navíc van Straalen et al. (2001) uvádějí, že neexistuje žádná souvislost mezi trofickým postavením druhu a akumulací manganu v něm.

Tito autoři (van Straalen et al. 2001) stanovili vyšší množství Mn v žížalách a střevlíkovitých broucích, nízké ve stonožkách (také v chvostoskocích a pavoucích). V této práci však byl v žížalách naměřen nízký obsah manganu, ve většině druhů střevlíků rovněž. Ve stonožkách byla stanovena středně vysoká úroveň Mn, v mnohnožkách a suchozemských stejnonožcích vysoká.

Hladina manganu ve stonožkách byla středně vysoká vyjma druhu *Lithobius nodulipes* (Latzel), u kterého bylo stanoveno méně Mn (r. 2011–94 mg·kg⁻¹). U druhů *Lithobius erythrocephalus* (Koch) a *Lithobius forficatus* (L.) se hladina manganu mezi roky 2011 a 2013 nezměnila, u *L. nodulipes* (Latzel) a *L. mutabilis* (Koch) manganu za dva roky téměř trojnásobně přibýlo. K úbytku Mn došlo u stonožky *Strigamia acumulata* (Leach), ostatní druhy byly odebrány vždy pouze v jednom období. Nižší obsah Mn ve stonožkách by mohl být způsoben jejich potravou. Jako dravci se živí jinými živočichy (chvostoskoky, žížalami a hlísty), kteří však obsahují malá množství Mn a proto ani u stonožek nedochází k akumulaci manganu nebo jeho toxickému působení. Mnohnožky, které obsahují vysoké úrovně Mn, stonožky loví pouze zřídka či je úplně odmítaly konzumovat (Růžička 2005). Van Straalen et al. (2001) ve stonožkách zjistili vysoké koncentrace kovů, konkrétní hodnoty však neuvádí. Podle Migliorini et al. (2004) stonožky reagují na kontaminaci prostředí změnou rozšíření populací (znečištěné oblasti opouštějí), což na zkusné ploše nebylo sledováno, naopak v roce 2013 bylo odchyceno více druhů stonožek než v roce 2011.

Nejvíce manganu ze všech bezobratlých živočichů akumulovaly mnohnožky. V roce 2011 i 2013 dosáhly vysoké úrovně Mn všechny druhy vyjma *Glomeris connexa* (Koch) a *Glomeris hexasticha* (Brandt) (středně vysoké množství). Nejvíce Mn akumuloval v roce 2011 druh *Tachypodoiulus niger* (Leach) (3930 mg·kg⁻¹), v roce 2013 ho však předčil druh *Ophiulus pilosus* (Newport) s 4597 mg·kg⁻¹. Vysoké

množství manganu je u čeledi *Diplopoda* pravděpodobně způsobeno příjmem potravy, vysoce kontaminované tímto kovem. Nejvíce Mn na zkusných plochách v Krušných horách bylo zjištěno v půdním O horizontu, tedy v hrabance, kterou se mnohonožky živí. Není u nich vyloučen ani příjem Mn povrchem těla. Literatura však tyto údaje pro srovnání neuvádí. Mnohonožky, vyskytující se na zkusné ploše, nadbytkem Mn nijak netrpí, kritická úroveň manganu je tedy alespoň pro tyto bezobratlé několikanásobně vyšší, než uvádí literatura. Této skupině živočichů by však bylo vhodné nadále věnovat pozornost a zvážit možnost jejího využití v bioindikaci znečištění životního prostředí manganem.

Žížaly dosahovaly pouze nízkých úrovní Mn, dokázaly se pravděpodobně adaptovat na extrémně vysoké množství manganu v půdě a zabránit jeho akumulaci ve svých tělech. V roce 2010 byl ve všech třech druzích analyzovaných žížal průměrný obsah manganu do $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, v roce 2011 u nich manganu obecně přibývalo, i tak ale bylo stanoveno maximálně $311 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (druh *Dendrobaena octaedra* Savigny). Srovnatelné hodnoty uvádí Rebanová et al. (1995), ostatní autoři však podstatně nižší (např. Uba et al. 2009; Bityuskii, Kaidun 2008). Přesto jsou žížaly často využívaným bioindikátorem znečištění prostředí. Obsah kovů již byl měřen nejen v jejich tkáních, ale i ve výkalech či spermiích. Tvorba kokonů byla u žížal omezena od $1111 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Mn v půdě (Kuperman et al. 2004), sperma bylo poškozeno již od $9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu v jejich tělech (Reinecke 1997).

V roce 2010 bylo u střevlíků stanoveno do $300 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu s výjimkou druhu *Pterostichus niger* (Schaller), který přesáhl $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. V roce 2011 byla úroveň Mn celkově vyšší (i $400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), kolem $500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ u *Carabus coriaceus* (L.) a hladinu vysokého obsahu překročil *Carabus intricatus* (L.). V roce 2013 většina druhů nepřesáhla $300 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu, žádný neakumuloval výrazně vyšší množství. Podle výsledků této práce jsou střevlíci středně silnými akumulátory Mn. Purchart (2006) naměřil v čeledi *Carabidae* velké rozpětí koncentrací manganu ($4\text{--}2324 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Kula et al. (2001) uvádí $6\text{--}162 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ manganu, Purchart, Kula (2007) $48\text{--}82 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Byly také zjišťovány difference v množství Mn mezi samci a samicemi střevlíků. Přestože statisticky významný rozdíl byl prokázán pouze u druhu *Pterostichus oblongopunctatus* (Fabricius) v roce 2010, u většiny druhů byl zjištěn vyšší obsah Mn u samic. Totéž potvrzují Purchart, Kula (2007) – hladina manganu byla vyšší u samic, rozdíl však byl malý. Někteří střevlíci jsou, jak píše Purchart (2006), schopni dobře

snášet znečištěné prostředí a mohou stanoviště s vyšším obsahem Mn sami vyhledávat, což vysvětluje velký výskyt těchto brouků v kontaminovaných lokalitách Krušných hor.

Posledním analyzovaným taxonem živočichů byli suchozemští stejnonožci. V roce 2011 dosahovali středně vysokých (*Protracheoniscus politus* Koch, *Tracheoniscus rathkei* Brandt) až vysokých hladin (*Tracheoniscus ratzeburgi* Brandt) Mn. Nárůst obsahu manganu byl stanoven v roce 2013, kdy byl u *P. politus* (Koch) i *T. rathkei* (Brandt) vysoký (až 1184 mg·kg⁻¹). Vyšší úroveň Mn v tělech stejnonožců lze vysvětlit jejich potravní orientací. Podobně jako mnohnožky jsou dekompozitory a přijímají z humusu vysoká množství manganu. Literární údaje ke konfrontaci chybí.

Mimo pozice v potravním řetězci mohou být rozdíly v hladině manganu mezi různými taxony bezobratlých způsobeny také umístěním živočichů v ekologických nikách (půdní nebo epigeičtí) či způsoby manipulace s těžkými kovy. U živočichů nebyly pozorovány případné výskyty toxikóz, např. problémy s rozmnožováním nebo poruchy růstu, nelze je však vyloučit.

6. Závěr

Diplomová práce byla zaměřena na sledování dynamiky a obsahu manganu ve vybraných druzích rostlin a živočichů. Vzorky organismů pro analýzu byly získávány v letech 2011–2013 na lokalitě (Krušné hory, Litvínov), kde byla zjištěna extrémně vysoká úroveň manganu v půdě a v hrabance (téměř $10000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ Mn}$). Toto množství bylo několikanásobně vyšší, než je podle literatury hranice toxicity Mn. I přes vysokou kontaminaci životního prostředí manganem se u rostlin ani živočichů neprojevovaly žádné z uváděných příznaků toxicity Mn.

1. Obecně akumulují rostliny více manganu než živočichové. Množství Mn se u rostlin liší mezi jednotlivými orgány, vyšší koncentrace byly většinou soustředěny do asimilačních orgánů. Úroveň Mn se však výrazně liší také mezidruhově a v některých případech i v rámci druhu. U některých živočichů byl navíc zjištěn vliv pohlaví na akumulaci manganu. Souvislost mezi obsahem Mn v organismech a obsahem půdní vody, uváděná v literatuře, nebyla v této práci potvrzena.

2. Zjištěné množství manganu v některých bylinách výrazně překračuje hranice toxicity, uváděné v literárních zdrojích. Rozpětí hodnot koncentrace Mn bylo velké. Nejnižší množství manganu bylo naměřeno ve zralých plodech rulíku zlomocného *Atropa bella-donna* (L.) (r. 2013–29 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), nejvyšší v listu ostružiníku ježíníku *Rubus caesius* (L.) (r. 2011–12878 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Asimilační orgány většinou obsahovaly nejvyšší množství Mn. Dynamika manganu během vegetační sezony měla převážně narůstající trend (např. brusnice borůvka *Vaccinium myrtillus* L., kaprad' samec *Dryopteris filix-mas* L. nebo ostružiník maliník *Rubus idaeus* L.), ovšem existují i výjimky (např. konopice pýřitá *Galeopsis pubescens* Bess., kopřiva dvoudomá *Urtica dioica* L.), v nichž obsah Mn klesal. Jednoděložné rostliny dosahovaly vyrovnaných hladin manganu.

3. Rovněž některé druhy dřeviny dosahovaly skutečně vysokých úrovní manganu. Nejvíce Mn bylo naměřeno v jehličí modřínu opadavého *Larix decidua* (Mill.) (r. 2011–10945 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), nejméně v šiškách stejného druhu (r. 2012–193 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). U všech druhů dřevin (vyjma třešně ptačí *Prunus avium* L.) bylo nejvíce Mn akumulováno v asimilačních orgánech. Dynamika manganu se vyznačovala převážně stoupajícím trendem (např. buk lesní *Fagus sylvatica* L., dub zimní *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. nebo bříza bělokorá *Betula pendula* Roth.). Nestálou tendenci akumulace

vykazovala borovice lesní *Pinus sylvestris* (L.), lípa srdčitá *Tilia cordata* (Mill.) či smrk ztepilý *Picea abies* (Karst.).

4. U bezobratlých živočichů byl sledován pouze obsah manganu v jednotlivých letech, sezónní dynamika nemohla být kvůli nepravidelným odběrům vzorků vyhodnocena. Ve srovnání s rostlinami bylo množství Mn v bezobratlých nízké. Nejvyšší hladinu manganu obsahovaly mnohonožky *Diplopoda*, konkrétně druhy (r. 2011) *Leptoiulus trilobatus* (Verhoeff.) – 3433 mg·kg⁻¹, *Tachypodoiulus niger* (Leach) – 3930 mg·kg⁻¹ a (r. 2013) *Ophiulus pilosus* (Newport) – 4597 mg·kg⁻¹. Nejnižší obsah Mn vykázaly překvapivě žížaly, které se zřejmě dokážou bránit nadměrnému příjmu manganu (r. 2011 – *Dendrobaena illyrica* Cognetti 134 mg·kg⁻¹ a *Dendrobaena octaedra* Savigny 104 mg·kg⁻¹). U střevlíků *Carabidae* byl posuzován vliv pohlaví na obsah Mn. Statisticky významný rozdíl mezi samcem a samicí však byl zjištěn pouze u druhu *Pterostichus oblongopunctatus* (Fabricius) (r. 2010).

5. Na studované lokalitě rostliny bez problémů snášejí vysokou kontaminaci prostředí manganem, který se zde v půdách vyskytuje v důsledku antropogenní činnosti. Ani u bezobratlých živočichů nebyly zjištěny projevy toxicity manganu. Limity, uváděné pro toxicitu manganu v literatuře, by podle výsledků této práce bylo možné výrazně zvýšit. U některých druhů rostlin nepůsobil Mn toxicky ani při koncentracích nad 10000 mg·kg⁻¹, 5000 mg·kg⁻¹ manganu však dosáhly téměř všechny rostliny a nebyly poškozeny. Pro živočichy nejsou limity tak zřejmé, ačkoli některé druhy snesly i více než 4000 mg·kg⁻¹ bez příznaků toxikóz. Únosná hladina Mn pro bezobratlé by se oproti literatuře dala zvýšit minimálně na 200 mg·kg⁻¹.

6. Některé druhy rostlin a živočichů mají speciální mechanismy regulace hladiny prvků ve svých tělech. Jiné organismy však tuto schopnost nemají a dobře odrážejí úroveň Mn v životním prostředí. Podle toho byly vybrány některé druhy rostlin, které by mohly být použity v bioindikaci znečištění prostředí manganem, ze stromů např. bříza bělokorá *Betula pendula* (Roth.) nebo jeřáb ptačí *Sorbus aucuparia* (L.), z bylin např. brusnice borůvka *Vaccinium myrtillus* (L.) či ostružiník maliník *Rubus idaeus* (L.). Mezi živočichy nejlépe odrážejí kontaminaci půdy manganem mnohonožky *Diplopoda*.

7. Summary

The main focus of this thesis was observation of the dynamics and content of manganese in particular plant and animal species. The samples for analysis were obtained in years 2011–2013 in the area of Krušné hory, Litvínov, where extremely high levels of manganese were found in soil and leaf litter (nearly 1000 mg kg⁻¹ Mn). This level of manganese content was according to the relevant literature supposed to be toxic. Despite the environment being highly contaminated by manganese, the plants or animals did not show any stated symptoms.

1. Generally speaking, plant species do accumulate manganese more than animal species. Manganese content in plants differs in individual organs, higher concentrations were usually found in assimilative structures. Level of manganese content also differs in individual species and in some cases even within a single species. Certain animal species showed level of manganese content dependent on gender. The connection between the level of manganese content in organisms and the soil water content was not proved.

2. The level of manganese content discovered in certain plant species is substantially higher than the level of toxicity stated in the relevant literature. The concentration range of manganese was very wide. The lowest level of manganese was discovered in ripe fruit of *Atropa bella-donna* (L.) (in 2013–29 mg·kg⁻¹), the highest in the leaf of *Rubus caesius* (L.) (in 2011–12878 mg·kg⁻¹). The assimilative structures usually contained highest levels of manganese. The dynamics of manganese during the vegetative season was mostly of increasing nature (e.g. *Vaccinium myrtillus* L., *Dryopteris filix-mas* L., *Rubus idaeus* L.), but there were exceptions (e.g. *Galeopsis pubescens* Bess., *Urtica dioica* L.). The levels of manganese in monocots were stable.

3. Certain species of woody plants also showed substantially high level of manganese content. The highest level of manganese content was discovered in needles of *Larix decidua* (Mill.) (in 2011–10945 mg·kg⁻¹), the lowest level in strobiles of the same species (in 2012–193 mg·kg⁻¹). The highest level of manganese was also found in assimilative structures of woody plant species. The dynamics of manganese content was mainly of increasing nature (e.g. *Fagus sylvatica* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Betula pendula* Roth.). Unstable levels of manganese content were found in *Pinus sylvestris* (L.), *Tilia cordata* (Mill.), *Picea abies* (Karst.).

4. The level of manganese level content in invertebrates was monitored only in individual years, seasonal dynamics could not be evaluated due to the irregular collecting of samples. Compared with plants, the level of manganese content in invertebrates was low. The highest level of manganese content was found in the *Diplopoda* class, specifically the *Leptoiulus trilobatus* (Verhoeff.) – 3433 mg·kg⁻¹, *Tachypodoiulus niger* (Leach.) – 3930 mg·kg⁻¹(in 2011) and *Ophiulus pilosus* (Newport) – 4597 mg·kg⁻¹ (in 2013). The lowest level of manganese content was surprisingly found in earthworms, which can apparently resist excessive intake of manganese (in. 2011 – *Dendrobaena illyrica* Cognetti 134 mg·kg⁻¹ and *Dendrobaena octaedra* Savigny 104 mg·kg⁻¹). In the ground beetles of the *Carabidae* class, the level of manganese content was assessed regarding the role of gender on the level of manganese content, however the difference between male and female was found only in *Pterostichus oblongopunctatus* (Fabricius) (in 2010).

5. The plants on the studied area successfully tolerate the high manganese contamination, which is found in the soil because of anthropogenic activities. The toxicity of manganese was not proven even in invertebrates. The limits of manganese content stated in the relevant literature could be substantially raised. In some plant species, the manganese was not toxic even at concentration levels higher than 10000 mg·kg⁻¹. The concentration level of 5000 mg·kg⁻¹ was found nearly in every sample and none of the plants were damaged. The limits are not so clear in animal species, although certain species could live with concentration levels higher than 4000 mg·kg⁻¹ without any symptoms of toxicosis. Tolerable level of manganese content could be raised at least to 200 mg·kg⁻¹.

6. Certain species of plants and animals have special mechanisms to regulate concentration levels of certain elements in their bodies. Other species do not have this ability and reflect the level of manganese found in the environment. On the basis of this observation, certain plant species were chosen as they could be used to indicate manganese contamination in the environment, from tree species e.g. *Betula pendula* (Roth.) or *Sorbus aucuparia* (L.), from herb species e.g. *Vaccinium myrtillus* (L.) or *Rubus idaeus* (L.). Contamination of soil is reflected the most in millipedes *Diplopoda* class.

8. Seznam použité literatury

- ADRIANO, D. C. 2001: *Trace elements in the terrestrial environment*. Springer Verlag 867 s.
- AUSTIN, M. E., GAINES, T. P., MOSS, R. E. 1986: Influence of soil pH on soil nutrients, leaf elements, and yield of young rabbiteye blueberries. *Hort. Science*, 21: 443–445
- BALLINGER, W. E., GOLDSTON, E. F. 1967: Nutritional survey of „Wolcot“ and „Murphy“ blueberries (*Vaccinium corymbosum*) in eastern North Carolina. *N. C. Agr. Expt. Sta. Tech. Bui.*, 178, s. 28
- BAMGBOSE, O., ODUKOYA, O. O., AROWOLO, T. O. A. 2000: Earthworms bioindicators of metal pollution in dumpsites of Abekuta city, Nigeria. *Rev. Boil. Trop.*, 48:1–13
- BANDZAITIENE, Z. 2000: *The change of N, K, P, Na, Ca, Mn and ashes amount in Vaccinium vitis-idaea L., V. myrtillus L., V. uliginosum L. and V. palustris L. berries with their ripening*. Scientific work, Lithuanian University of Agriculture, 19: 256–263
- BARGAGLI, R. 1998: *Trace Elements in Terrestrial Plants*. Springer Verlag and Landes Company, Berlin
- BERG, B., EKBOHM, G. 1991: Little mass loss rates and decomposition patterns in some needle and leaves litter types: Long term decomposition in a Scots pine forests. *Can. J. Bot.*, 69: 1449–1456
- BERG, B., MCCLAUGHERTY, C. 2003: *Plant litter, decomposition, humus formation, carbon sequestration*. Spinger-Verlag Heidelberg, Berlin. 580 s.
- BERGMANN, W. 1993: *Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen*. G. Fisher Verlag. 614 s.
- BEYER, V. H. 1980: *Metals and terrestrial earthworms (Annelids: Oligochaeta)*. Vol. 1., Proc., Beech Leaf Press Kalamazoo, MI, s. 137–150
- BIYUTSKII, N. P., KAIDUN, P. I. 2008: The influence of earthworms on the mobility of microelements in soil and their availability for plants. *Eurasian Soil Science*, 41: 1306–1313

- BRADÁČOVÁ, E. 2013: *Změna v úrovni manganu ve vybraných druzích bylinného patra, půdní a epigeické fauny*. Bakalářská práce, LDF Mendelu Brno.
- BRAUN, M. SIMON, E., FABIAN, I., TOTHMERESZ, B. 2009: The effects of ethylene glycol on the body mass and elemental composition of insects collected with pitfall traps. *Chemosphere*, 77: 1447–1452
- BRUN, L. A., MAILET, J., RICARTE, J., HERMANN, P., REMY, J. C. 1998: Relationships between extractable copper, soil properties and copper uptake by wild plants in vineyard soils. *Environ. Pollut.*, 102: 151–161
- BURNELL, N. J. 1988: The biochemistry of manganese in plants. *Developments in plant and soil*, 33: 125–137
- BURTON, M. A. S., LESUEUR, P., PUCKETT, J. 1981: Copper, nickel and thallium uptake by the lichen *Cladonia rangiferina*. *Canadian Journal of Botany*, 59: 91–100
- BYLINSKA, E., DUNAJSKY, A. 2004: Manganese and iron concentrations in the needles of Norway spruce *Picea abies* Karst.. *Roczn. PZH*, 55: 155–161
- CORTET, J., GOMOT-DE VAFLERY, A., POINSOT-BALAUGER, N., GOMOT, L., TEXIER, C., CLUZEAU, D. 1999: The use of invertebrates soil fauna in monitoring pollutant effects. *European Journal of Soil Biology*, 35: 115–134
- DALLINGERA, R. 1992: *Strategies on metal detoxication in terrestrial invertebrates*. Lewis Publisher, Michigan.
- DANĚK, G. 1982: *Zoologie III*. Státní pedagogické nakladatelství, Praha 288 s.
- DAVEY, M. P., BERG, B., EMMET, B. A., ROWLAND, P. 2007: Decomposition of oak leaf litter is related to initial litter Mn concentrations. *Canadian journal of botany*, 85: 16–24
- DEPLEDGE, M. H. WEEKS, J. M., BIERRGAARD, P. 1994: *Heavy metals*. Blackwell Sci. Publ., London, s. 79–95
- DEVKOTA, B., SCHMIDT, G. H. 1999: Effects of heavy metals during the embryonic development of Arctid Grasshoppers (Insecta: Caelifera). *Arch. Environ. Con. Tox.*, 36: 405–414

- DEVLIEGHER, W., VERSTRAETE, W. 1997: The effect of *Lumbricus terrestris* on soil in relation to plant growth: Effects of nutrient-enrichment process (NEP) and gut-associated process (GAP). *Soil Biol. Biochem.*, 29: 341–346
- ERNST, W. 1976: *Physiological and biochemical aspects of metal tolerance*. Cambridge Univ. Press, 1: 115–133
- ESSELINK, H., VAN DER GERL, F. M., JAGER, L. P., POSHUMA-TRUMPJE, G. A., ZOUN, P. E. F., BAARS, A. J. 1995: Biomonitoring heavy metals using the barn owl (*Tyto alba gutata*), sources of variation especially relating to body condition. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 28: 471–486
- FIALA, P., REININGER, D., SAMEK, T., NĚMEC, P., SUŠIL, A. 2013: *Průzkum výživy lesa na území České republiky 1996–2011*. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno. 148 s.
- FINKE, M. D. 2002: Complete Nutrient Composition of Commercially Raised Invertebrates Used as Food for Insectivores. *Zoo Biology*, 21: 269–285
- GLOWACKA, E. MIGULA, P., NUORTEVA, S. L., TULISALO, E. 1997: Psyllids as a Potential Source of Heavy Metals for Predators. *Arch. Environ. Contain. Tox.*, 32: 376–382
- GOYAL, R., SEAWARD, M. R. D. 1982: Metal uptake in terricolous lichens III. Translocation in the thallus of *Peltigera canina*. *New phytol.*, 90: 85–98
- GRAFF, O. 1971: Stickstoff, Phosphor und Kalium in der Regenwurniosung auf der Wiesenversuchsfläche des Sollingprojektes. *Ann. Zool. Econ. Anim.*, 4: 503–512
- GUCKLAND, A., MASCHA, J., FLESSA, H., THOMAS, F. M., LEUSCHNER, CH. 2009: Acidity, nutrient stocks and organic-matter content in soils of a temperate deciduous forest with different abundance of European beech. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 172: 500–511
- HATAKKA, A. 2001: Biodegradation of lignin. *Lignin humic substances and coal*, 1: 129–180
- HAUCK, M., JUNG, R., RUNGE, M. 2000: Relevance of element content of bark for the distribution of epiphytic lichens in a montane spruce forest affected by forest dieback. *Environmental Pollution*, 112: 221–227

- HELIOVAARA, K. 1986: Occurrence of *Petrova resinella* (Lepidoptera: Tortricidae) in a gradient of industrial air pollutants. *Silva Fennica*, 20: 83–90
- HELMKE, P. A., ROBARIGE, W. P., KOROTEV, R. L., SCHOMBERG, P. J. 1979: Effects of soil-applied sewage sludge on concentrations of elements in earthworms. *J. Environ. Qual.*, 8: 322–327
- HELYAR, K. R. 1981: *The symptoms and effects on plants of nutrient disorders in acid soils*. Let us Spray – Weeds, Bugs and Deadly Potions, Riverina Outlook Conferences, Wagga Wagga 1973–1998
- HERMANN, M., PUST, J., POTT, R. 2006: The chemical composition of throughfall beneath oak, birch and pine canopies in north-west Germany. *Plant ecology*, 184: 273–285
- HERTEL, F. 1973: *Bodeverbesserung und Dünung im Gartenbau*. Albrecht Philler Verlag, Minden 135 s.
- HOPKIN, S. P. 1989: *Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates*. Elsevier Applied Science, London.
- HORAK, O. 2003: Manganese deficiency in plants growing on different soils with high lime-content. *Acta Atronomica Ovariensis*, 50: 1
- HUGHES, M. K., LEPP, N. W., PHIPPS, D. A. 1980: Aerial heavy metal pollution and terrestrial ecosystems. *Academic Press, London*, s. 218–327
- HUNTER, B., JOHNSON, M., THOMPSON, D. 1989: Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem IV: Tissue distribution and age accumulation in small mammals. *J. Appl. Ecol.*, 26: 89–99
- HŮRKA, K. 1992: *Střevlíkovití*. Academia Praha, 196 s.
- HŮRKA, K., VESELÝ, P., FARKAČ, J. 1996: Využití střevlíkovitých (Coleoptera, Carabidae) k indikaci kvality prostředí. *Klapalekiana*, 32: 15–26
- IRELAND, M. P. 1983: *Heavy metal uptake and tissue distribution*. Chapman and Hall, London, s. 245–265
- JAGER, L. P., RIINIERSE, F. V., ESSELINK, H., BAARS, A J. 1996: Biomonitoring with the buzzard *Buteo buteo* in the Neederlands: heavy metals and sources of variation. *J. Ornihtol.*, 137: 295–318

- JONES, J. B. 1991: *Plant tissue analysis in micronutrients*. 2nd Edition of Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin
- JORGENSEN, S., WILLEMS, M. 1987: The fate of lead in soils, the transformation of lead pellets in shooting range. *Ambio*, 16: 11–15
- KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H. 1992: *Trace elements in soil and plants*. London, CRC Press. 365 s.
- KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H. 2001: *Trace elements in Soil and Plants*. 3rd edition Boca Raton, Florida, CRC Press, 413 s.
- KASTORI, R. 1984: *Fiziologija semena*. Novi Sad, Matica Srpska. 350 s.
- KORCAK, R. F., GALLETTA, G. J., DRAPER, A. 1982: Response of blueberry seedlings to a range of soil types. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.*, 107: 1153–1160
- KORIČEVA, J., HAKIOJA, E. 1995: Variations in chemical composition of birch foliage under air pollution stress and their consequences for Eriocrania miners. *Environmental Pollution*, 88: 41–50
- KOSIBA, P. 2007: Impact of air pollution on the occurrence of Rhytisma acerinum „tar spot“ on maple leaves. *Acta societatis botanicorum poloniae*, 4: 333–343
- KOUTNÍK, V. 1996: *Chemie (systematika prvků)*. MZLU, Brno 117 s.
- KRPINA, I., BOGUNOVIC, M. 1989: *Trovanje malina manganom na pseudogleju*. Teza, Fakultet poljoprivrednih znanosti, Zagreb OOUR.
- KRUTUL, D., MAKOWSKI, T. 2005: Influence of agglomeration environment on content some mineral substances in bark, roots and wood of Norway maple (*Acer platanoides*). *SGGW Forsetry and wood technology*, 56: 369–376
- KUČERA, V., DOHNAL, L., FORST, P., JANOTA, D. 1984: *Lesnická zoologie*. SZN, Praha 224 s.
- KULA, E., HRDLIČKA, P., IZÁK, T. 2001: Obsah kovů u střevlíkovitých (Carabidae) v rezervaci Kněžyně (Beskydy). *Beskydy*, 14: 181–188
- KUPERMAN, R. G., CHECKAI, R. T., SIMINI, M., PHILIPS, C. T. 2004: Manganese toxicity in soil for *Eisenia fetida*, *Enchytraeus crypticus* (Oligochaeta) and *Folsomia candida* (Collembola). *Ecotoxicol. Environ. Safe*, 57: 48–53

- KWAPULINSKI, J., BRODZIAK, B., KOWOL, J. 2004: *Cationic equilibrium of selected elements in Digitalis purpurea*. Department of Toxicology, Medical University of Silesia Jagiellonska, Sosnowiec, Poland, 4: 41–200
- LAITINEN, M. L., JULKUNEN, T. R., YAMAJI, K., FLEINONEN, J., ROUSI, M. 2004: Variation in birch bark secondary chemistry between and within clones: implication for herbivory by hares. *Oikos*, 104: 316–326
- LASKOWSKI, R. 1991: Are the top carnivores endangered by heavy metal biomagnification? *Oikos*, 63: 387–390
- LAUTERER, P. 1982: New data on the occurrence, bionomics and taxonomy of some Czechoslovakian Psylloidea (Homoptera). *Acta Mus. Moraviae Sci. Nat.*, 67: 133–162
- LINQUIST, L., BLOCK, M. 1997: Influence of life history and sex on metal accumulation in two beetle species (Insecta: Coleoptera). *B. Environ. Contam. Tox.*, 58: 518–522
- LIPPERT, W., PODLECH, D. 1993: *Blumen*. Gräfe und Unser GmbH, München. 253 s.
- LOCHMAN, V., BIBA, M., FADRHOŇSOVÁ, V., BUČEK, J. 2007: Chemical composition of the throughfall and runoff water in the spruce and beech stands at Zdíkov (Šumava). *Zprávy les. výzkumu*, 52/7
- MA, L. Q., HARRIS, W., SARTAIN, J. 2000: *Environmental Impacts of Lead Pellets at Shooting Ranges and Arsenical Herbicides on Golf Courses in Florida*. Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management.
- MACHAVA, J. 2002: Forms of manganese bounds and its concentration in soil and plants. *Folia oekologica*, 29: 183–198
- MACHAVA, J., BARNA, M. 2005: The influence of stand density on Mn and Fe concentrations in beech leaves. *Journal of forest science*, 51: 225–236
- MARSCHNER, H. 1995: *Mineral nutrition of higher plants*. Academic press 889 s.
- MARTIN, A. J. 2000: Influence of cadmium pollution on social homeostasis of red wood ants and using ants in environment bioindication. *Disertat. Sci. Nat. Univ. Agric. Estonicae*, 6: 1–123
- MARYANSKI, M., KRAMARZ, P., LASKOWSKI, R., NIKLINSKA, M. 2002: Decreased energetic reserves, morphological changes and accumulation of metals in

- carabid beetles (*Poecilus cupreus*) exposed to zinc or cadmium-contaminated food. *Ecotoxicology*, 11: 127–139
- MIGEON, A., RICHAUD, P., GUINET, F., CHALOT, M., BLAUDEZ, D. 2009: Metal accumulation by woody species on contaminated sites in the north of France. *Water, Air and Soil Pollut.*, 204: 89–101
- MIGLIORINI, M., PIGINO, G., BIANCHI, N., BERNINI, F., LENZIO, C. 2004: The effects of heavy metal contamination on the soil arthropod community of a shooting range. *Environmental pollution*, 129: 331–334
- MIGULA, P., BINKOWSKA, K., KAFEL, A., KEDZIORSKI, A., NAKONIECZNY, M. 1989: *Heavy metal content and adenylate energy charge in insect from industrialized region as indices of environmental stress*. Bioindicators Deterioration Regions, České Budějovice, s. 340–349
- MIGULA, P., JETHON, Z. 1990: The resistance of aphids and moths to air pollution. *Arch. Orch. Srodow*, 3–4: 141–156
- MIKULA, A. 1978: *Plody planých a parkových rostlin*. SPN, Praha 308 s.
- MILBAUER, J. 1957: *Chemické prvky*. Práce, Praha 231 s.
- MILLER, P. M. 1987: Physiological responses of *Vaccinium vitis-idaea* to high tissue concentrations of manganese. *Can. J. Bot.*, 65: 1643–1646
- MITROVIC, M., PAVLOVIC, P., LAKUSIC, D., DJURDJEVIC, L., STEVANOVIC, B., KOSTIC, O., GAJIC, G. 2008: The potential of *Festuca rubra* and *Calamagrostis epigejos* for the revegetation of fly ash deposits. *Science of the total environment*, 407: 318–347
- MORENO-JIMÉNEZ, E., PENALOSA, J. M., MANZANO, R., CARPENA-RUIZ, R. O., GAMARRA, R., ESTEBAN, E. 2009: Heavy metals distribution in soils surrounding an abandoned mine in NW Madrid (Spain) and their transference to wild flora. *Journal of Hazardous Materials*, 162: 854–864
- MORGAN, J. E., MORGAN, A. J. 1988: Cadmium, lead interactions involving earthworms under field and laboratory conditions. *Environ. Pollut.*, 54: 123–138
- MORIARTY, F. 1983: *Ecotoxicology, the study of pollutants in ecosystems*. Academic Press, London.

- NAHMANI, J., ROSSI, J. P. 2003: Soil macroinvertebrates as indicators of pollution by heavy metals. *CR Biol.*, 326: 295–303
- NAKAMURA, K., TAIRA, J., HIGA, Y. 2005: Interral elements of the millipede, *Chamberlinius hualiensis* (Polydesmia). *Appl. Entomol. Zool.*, 40: 283–288
- NEUBAUER, S. G., DEL CASTILLO AGUDO, L., SEGURA, J. 1999: Cardenolide variation within and among natural populations of *Digitalis obscura*. *J. Plant Physiol.*, 154: 426–430
- NICEWICZ, D., SZCZEPKOWSKI, A. 2008: The content of heavy metals in the wood of healthy and dying beech trees. *Silv. Colendar. Rat. Hid. Lignar.*, 7: 35-44
- NIKETIC-ALEKSIC, G., BUKVIC, B., VARES, M., JAKOVLJEVIC, M. 1976: Sadržaj nekih makro i mikroelemenata u sukovima voća i povrća. *Hrana i ishrana*, 17: 5–6
- NIKOLIC, N., ORLOVIC, S., KRSTIC, B., KEVRESAN, Z. 2006: Variability of acorn nutrient concentrations in pedunculate oak (*Quercus robur* L.) genotypes. *Journal of forest science*, 52: 51–60
- NUMMELIN, M., LODENIUS, M., TULISALO, E., HIRVONEN, H., ALANKO, T. 2007: Predatory insects as bioindicators of heavy metal pollution. *Environ. Pollut.*, 145: 339–347
- NUNES, A. C., MATHIAS, M. L., CRESPO, A. M. 2001: Morphological and haematological parametres in the Algerian mouse (*Mus spretus*) inhabiting an area contaminated with heavy metals. *Eviron. Pollut.*, 113: 87–93
- NUORTEVA, P., LI, T., TULISALO, E., HONG, P. 1999: Metal pollution in relation to mass outbreaks of *Dendrolimus punctatus* on *Pinus massoniana* in China. *J. Environ. Sci.*, 11: 498–503
- PAULSON, G. S., AKRE, R. D. 1991: Role of predaceous ants in pear psylla (Homoptera: Psyllidae) management. Estimating colony size and foraging range of *Formica neoclara* (Hymenoptera: Formicidae) through a mark-reapture technique. *J. Econ. Entomol.*, 84: 1437–1440
- PEARCE, J. L., VENIER, L. A. 2006: The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management. *Ecol. Indie.*, 6: 780–793

- PELÍŠEK, J. 1964: *Lesnické půdoznalství*. SZN, Praha 568 s.
- PENNINGSFELD, F., FORCHTHAMMER, L. 1965: *Hanbuch der Pflanzenernährung und Dünung*. Springer Verlag 1082 s.
- PODLECH, D. 1987: *Heilpflanzen*. GU Natuführer, München. 253 s.
- POPE, M. 1983: Genotypic differences in the mineral metabolism of plants adapted to extreme habits. *Plant & Soil*, 72: 261–273
- PŘIKRYLOVÁ, H. 2012: *Sezónní dynamika manganu v lesním ekosystému*. Bakalářská práce, LDF Mendelu Brno.
- PURCHART, L. 2006: *Možnosti využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k monitorování stupně narušení přírodního prostředí*. Disertační práce, LDF Mendelu Brno.
- PURCHART, L., KULA, E. 2007: Content of heavy metals in bodies of field ground beetles (Coleoptera, Carabidae) with respect to selected ecological factors. *Pol. J. Ecol.*, 55: 305–314
- RATHKENS, K., VON DER TRENCK, K. T. 2006: Schwermetalle in Regenwürmern Baden-Württembergs, Teil 1: Metallgehalte in Regenwürmern von Wald-Daurbeobachtungsflächen. *Umweltchem. Okotox.*, 18: 164–174
- REBANOVÁ, V., TŮMA, V., VOLÁKOVÁ, L., ONDOKOVÁ, K. 1995: Těžké kovy u žížal čeledi Lumbricidae z kontaminované půdy horního toku Lužnice. *Rada Zootechnická*, 1: 51–63
- REBELE, F., LEHMANN, C. 2001: Biological flora of Central Europe: Calamagrostis epigejos (L.). *Flora: Roth*, 196: 325–344
- REGAL, V., ŠINDELÁŘOVÁ, J. 1970: *Atlas nejdůležitějších trav*. SZN, Praha, 268 s.
- REIMANN, C., AMOLDUSSEN, A., FINNE, T. E., KOLLER, R. B. F., ENGELMEIER, P. 2007: Element contents in mountain birch leaves, bark and wood under different anthropogenic and geogenic conditions. *Applied geochemistry*, 22: 1549–1566
- REIMANN, C., AMOLDUSSEN, A., FINNE, T. E., KOLLER, R. B. F., ENGELMEIER, P. 2007: Element contents in leaves of four plant species (birch, mountain ash, fern and spruce) along anthropogenic and geogenic concentration gradients. *Science of total environment*, 377: 416–433

- REIMANN, C., KOLLER, F., KASHULINA, G., NISKAVAARA, H., ENGLMAIER, P. 2001: Influence of extreme pollution on the inorganic chemical composition of some plants. *Environmental Pollution*, 115: 239–252
- REINECKE, A. J., REINECKE, S. A. 1996: The influence of heavy metals on the growth and reproduction of the compost worm *Eisenia fetida* (Oligochaeta). *Pedobiologia*, 40: 439–448
- REINECKE, S. A., REINECKE, A. J. 1997: The influence of lead and manganese on spermatozoa of *Eisenia fetida* (Oligochaeta). *Soil. Biol. Biochem.*, 29: 737–742
- 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
- ROCA-PÉREZ, L., BOLUDA, R., PÉREZ-BERMÚDEZ, P. 2003: Soil-plant relationship, micronutrient contents, and cardenolide production in natural populations of *Digitalis obscura*. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2004, 767: 79–84
- ROCA-PÉREZ, L., BOLUDA, R., PÉREZ-BERMÚDEZ, P. 2006: Seasonal variation in nutrient status of foxglove leaves. *Journal of Plant Nutrition*, 29: 1077–1084
- ROONEY, C. P., MCLAREN, R. G., CRESWELL, R. J. 1999: Distribution and phytoavailability of lead in a soil contaminated with lead shot. *Water, Air and Soil Pollution*, 116: 535–548
- ROTHPFEFFER, C., KARLTUN, E. 2007: Inorganic elements in tree compartments of *Picea abies* - concentrations versus stem diameter in wood and bark and concentrations in needles and branches. *Biomass and bioenergy*, 31: 717–725
- RUSINEK, E., SEMBRATOWICZ, I., OGNIK, K. 2008: Zawartość wybranych metali w owocach lesnych zależność od miejsca pozyskania. *Roczn. PZH*, 2: 155–161
- RŮŽIČKA, M. 2005: *Potravní ekologie stonožek (Chilopoda)*. Bakalářská práce, Přírodovědná fakulta Univerzity Palackého v Olomouci
- SCHEU, S. 2003: Effects of earthworms on plant growth: Patterns and perspectives. *Pedobiologia*, 47
- SIKIRIČ, B. A., MRVIC, V., STEVANOVIC, D., MASKIMOVIC, S., STAJKOVIC, O., BOGDANOVIC, D. 2009: The Effects of Calcification, Urea and Al Salts on Fe, Mn and Al Contents in the Soil and Raspberry leaves. *Agrochimica*, 53: 250–261

- SKŘIVAN, P., NAVRÁTIL, T., BURIAN, M. 2000: Ten years of monitoring the atmospheric inputs at the Černokostelecký region, Czech Republic. *Scientia Agric. Bohem.*, 31(2000a): 139–154
- 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
- SKŘIVAN, P., PUSEK, R., FOTTOVA, D., BURIAN, M., MINAŘÍK, L. 1995: Factors affecting the concentration of heavy metals in bulk atmospheric precipitation, throughfall and stemfall in central Bohemia, Czech Republic. *Water, air and soil pollution*, 85: 841–846
- SORVARI, J. H. 2002: Shooting ranges as a risk to human health and environment. *Annual Meeting Challenges in Environmental Risk Assessment and Modeling Research*, 4: 12–16
- SOUKUP, J., MATOUŠ, J. BOWE, R., KAUFMANN, H.G., NACHLINGER, Z. 1979: *Výživa rostlin, substráty, voda v okrasném zahradnictví*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha 288 s.
- SOWA, I., BLICHARSKA, E., KOJCAN, R. 2003: Determination of Fe³⁺, Cu²⁺, Zn²⁺ and Mn²⁺ ions content in some tissues in some medicinal plants. *Heria Tioulea*, 49: 189–193
- SPIERS, J. M. 1990: Influence of Aluminium and Manganese on Rabbiteye Blueberries. *Hort Science*, 25: 515–516
- STAFFORD, E. A., MC GRATH, S. P. 1986: The use of acid insoluble residue to correct for the presence of soil derived metals in the gut of earthworms used as bioindicators organisms. *Environ. Sci. Tech.*, 20: 151–155
- SVOBODA, M., MATĚJKA, K., KOPÁČEK, J. 2006: Biomass and element pools of selected spruce trees in the catchment of Plesne and Certovo lakes in the Šumava Mts. *Journal of forest science*, 52: 482–495
- SZCZEPKOWSKI, A., NICEWICZ, D. 2008: The content of heavy metals in the wood of healthy and dying oak trees (*Quercus robur*, *Q. petraea*). *Silv. Colendar. Rat. Int. Lignar.*, 7: 55–65
- TESOVIC, Z., DULIC, I. 1989: Microelement levels in the fruits of red raspberry (*Rubus idaeus* L.) cultivars and selections. *Acta Hortic.*, 262: 327–331

- TÓTH, A., BRAUN, M. H., TÓTH, Z., GOR, D., LAKATOS, G. 2008: Element composition of *Rosa canina* and *Rubus fruticosus* fruits at an abandoned metalliferous minesite in N-Hungary. *Alps-Adria Scientific Workshop, Stara Lesna, Slovakia 2008*, 1655–1958 s.
- TOWNSEND, L. R. 1969: Influence of form of nitrogen and pH on growth and nutrient levels in the leaves and roots of the lowbush blueberry. *Can. J. Plant. Sci.*, 49: 333–338
- TREVETT, M. F., CARPENTER, P. N., DURGIN, R. E. 1968: A discussion of the effects of mineral nutrient interactions of foliar diagnosis in low-bush blueberries. *Maine Agr. Expt. Sta. Bui.* 665 s.
- UBA, S., UZAIRU, A., OKUNOLA, O. J. 2009: Content of heavy metals in *Lumbricus terrestris* and associated soils in dump sites. *Int. J. Environ. Res.*, 3: 353–358
- ÚRADNÍČEK, L., MADĚRA, P., TICHÁ, S., KOBLÍŽEK, J. 2001: *Dřeviny České republiky*. Lesnická práce, 368 s.
- UZAIRU, A., UBA, S., OKUNOLA, O. J. 2009: Content of heavy metals in *Lumbricus terrestris* and associated soils in dump sites. *Int. J. Environ. Res.*, 3: 353–358
- VAN SAN, N., SPITZER, K. 1993: Isolated population of the winter moth, *Operopthera brumata* (Lepidoptera: Geometridae), their heavy metal content and parasitism. *Eur. J. Entomol.*, 90: 311–321
- VAN STRAALLEN, N. M., BUTOVSKI, R. O., POKARZHEVSKII, A. D., ZAITSEV, A. S., VERHOEF, S. C. 2001: Metal concentration in soil and invertebrates in the vicinity of a metallurgical factory near Tula (Russia). *Pedobiologia*, 45: 451–466
- VAN STRAALLEN, N. M., ERNST, W. H. O. 1991: Metal biomagnification may endanger species in critical pathways. *Oikos*, 62: 255–256
- VAN STRAALLEN, N. M., VAN WENSEM, J. 1986: Heavy metal content of forest litter arthropods as related to body-size and trophic level. *Environ. Pollution*, 42: 209–221
- VANDECASTEELE, B., SAMYN, J., DE VOS, B., MUYS, B. 2008: Effect of tree species choice and mineral capping in a woodland phytostabilisation system: A case study for calcareous dredged sediment landfills with an oxidised topsoil. *Ecological engineering*, 32: 263–273

- WILKINSON, R., OHKI, K. 1988: Influence of manganese deficiency and toxicity on isoprenoid syntheses. *Plant Physiol.*, 87: 841–846
- WISLOCKA, M., KRAWCZYK, J., KLINK, A., MORRISON, L. 2006: Bioaccumulation of heavy metals by selected plant species from uranium minning dumps in the Sudety Mts., Poland. *Polish J. of Environ. Stud.*, 5: 811–818
- ZODL, B., WITTMANN, K. J. 2003: Effects of sampling, preparation and defecion on metal concentrations in selected invertebrates at urban sites. *Chemosphere*, 52: 1095–1110
- ZOTTL, H. W., HITTL, R. F. 1986: Nutrient supply and forest decline in Southwest-Germany. *Water, air an soil pollution*, 31: 449–462
- ŽVÁČEK, L. 1988: *Mikronahrstoffe und toxishe Metalle an Waldstandorten Dissertation*. Universität Wien.

9. Přílohy

Seznam příloh

- Příloha 1: Srážky a vlhkost půdy v letech 2010–2013
- Příloha 2: Sezónní dynamika a obsah manganu v bezu černém
- Příloha 3: Sezónní dynamika a obsah manganu v brusnici borůvce
- Příloha 4: Sezónní dynamika a obsah manganu v ostružiníku ježiníku
- Příloha 5: Sezónní dynamika a obsah manganu v náprstníku červeném
- Příloha 6: Sezónní dynamika a obsah manganu v ostružiníku maliníku
- Příloha 7: Sezónní dynamika a obsah manganu v třezalce tečkované
- Příloha 8: Sezónní dynamika a obsah manganu ve třtině křovištní
- Příloha 9: Sezónní dynamika a obsah manganu v kopřivě dvoudomé
- Příloha 10: Sezónní dynamika a obsah manganu v lipnici obecné
- Příloha 11: Sezónní dynamika a obsah manganu v metličce křivolaké
- Příloha 12: Sezónní dynamika a obsah manganu ve šťovíku kyselém
- Příloha 13: Sezónní dynamika a obsah manganu v rulíku zlomocném
- Příloha 14: Sezónní dynamika a obsah manganu v kapradi samci
- Příloha 15: Sezónní dynamika a obsah manganu v konopici pýřité
- Příloha 16: Sezónní dynamika a obsah manganu ve starčku lepkavém
- Příloha 17: Sezónní dynamika a obsah manganu v bice hajní
- Příloha 18: Sezónní dynamika a obsah manganu v borovici černé
- Příloha 19: Sezónní dynamika a obsah manganu v borovici lesní
- Příloha 20: Sezónní dynamika a obsah manganu v bříze bělokoré
- Příloha 21: Sezónní dynamika a obsah manganu v buku lesním
- Příloha 22: Sezónní dynamika a obsah manganu v dubu zimním
- Příloha 23: Sezónní dynamika a obsah manganu v javoru klenu
- Příloha 24: Sezónní dynamika a obsah manganu v jeřábu ptačím
- Příloha 25: Sezónní dynamika a obsah manganu v jírovci maďalu
- Příloha 26: Sezónní dynamika a obsah manganu v lípě srdčité
- Příloha 27: Sezónní dynamika a obsah manganu v modřínu opadavém
- Příloha 28: Sezónní dynamika a obsah manganu ve smrku ztepilém
- Příloha 29: Sezónní dynamika a obsah manganu v třešni ptačí
- Příloha 30: Obsah manganu ve stonožkách

Příloha 31: Obsah manganu v mnohonožkách

Příloha 32: Obsah manganu v žížalách

Příloha 33: Obsah manganu ve střevlících

Příloha 34: Obsah manganu v suchozemských stejnonožcích

Pozn. V přílohách 2–34 je střední hodnota množství manganu reprezentována průměrem (kvůli porovnávání s výsledky uváděnými v literatuře), „krabice“ zahrnují hodnoty průměr \pm směrodatná odchylka a do širšího výběru „vousů“ spadá průměr \pm 2 směrodatné odchylky.