

MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ

LESNICKÁ A DŘEVAŘSKÁ FAKULTA

ÚSTAV GEOLOGIE A PEDOLOGIE



**Lesnická
a dřevařská
fakulta**

**VLIV LESA NA MIGRACI A SEDIMENTACI RIZIKOVÝCH PRVKŮ A
VYBRANÉ ENVIRONMENTÁLNÍ PROBLÉMY**

DISERTAČNÍ PRÁCE

Školitel: doc. Mgr. Jindřich Kynický, Ph.D.

Školitel specialista: Ing. Martin Brtnický

Obor: Ekologie lesa

Brno 2016

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem disertační práci na téma „Vliv lesa na migraci a sedimentaci rizikových prvků a vybrané environmentální problémy“ zpracoval sám a uvedl jsem všechny použité prameny. Souhlasím, aby moje disertační práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a uložena v knihovně Mendelovy univerzity v Brně, zpřístupněna ke studijním účelům ve shodě s Vyhláškou rektora Mendelovy univerzity v Brně o archivaci elektronické podoby závěrečných prací.

Autor kvalifikační práce se dále zavazuje, že před sepsáním licenční smlouvy o využití autorských práv díla s jinou osobou (subjektem) si vyžádá písemné stanovisko univerzity o tom, že předmětná licenční smlouva není v rozporu s oprávněnými zájmy univerzity, a zavazuje se uhradit případný příspěvek na úhradu nákladů spojených se vznikem díla podle řádné kalkulace.

V Brně, dne 25. června 2016

.....
Ing. David Juříčka

Poděkování

Rád bych vyjádřil poděkování doc. Mgr. Jindřichu Kynickému, Ph.D. za odborné vedení práce, za věcné metodické připomínky při realizaci výzkumu a za zajištění ICP-OES analýz. Dále za podporu v osobním i profesním rozvoji a motivaci během průběhu studia.

Dále děkuji Ing. Martinu Brtnickému (školitel specialista) za konzultace metodiky dizertační práce a za pomoc s XRF analýzami. Ing. Janu Hladkému, Ph.D. děkuji za pomoc s měřením metodou XRF. Ing. Liboru Miklovi bych rád poděkoval za odborné rady a konzultace ke statistickému vyhodnocení dat. Děkuji profesoru Müllerovi za poskytnutí dat o hodnotách chemických prvků v sedimentech Nedvědičky a půdách v zájmových oblastech. V neposlední řadě děkuji i RNDr. Vladimíru Bulkovi za pomoc s kontrolními analýzami metodami ICP-OES.

Děkuji své rodině a přátelům, kteří jsou a vždy byli pro mne oporou a motivací nejen po dobu doktorského studia.

Abstrakt

Výzkum dizertační práce se soustředil na schopnost lesa aktivovat a imobilizovat kovy v prostředí s jejich vysokými dotacemi z hlubinné těžby nerostných surovin. Výzkum byl situován na lokalitě Rožná, s probíhající těžbou uranu, a lokalitě Olší s ukončenou těžbou uranu v České republice. V průběhu let 2014 a 2015 bylo v zájmových aluviích toků Nedvědička (Rožná) a Hadůvka (Olší), recipientů znečištění radionuklidů a kovy z těžby, odebráno v jarním a podzimním aspektu celkově 380 vzorků listů ze stromů, bylinného patra a říčních sedimentů. Vzorky byly analyzovány metodou XFR a ICP-OES. V organické hmotě byly nalezeny prvky Al, Cl, Cu, Cr, Fe, Mn, Mo, Ni, Rb, S, Sr, U, Zn a Zr, v mnoha případech ve vysokých koncentracích odpovídajících znečištěným lokalitám v těžebních nebo průmyslových oblastech. Statisticky významný rozdíl v koncentracích chemických prvků ve fytohmotě i říčním sedimentu mezi horním, středním a spodním tokem zájmových oblastí nebyl nalezen. Na lokalitě Nedvědička byly nalezeny vyšší koncentrace většího spektra kovů než na lokalitě Hadůvka. Na lokalitě Hadůvka byly metodou ICP-OES nalezeny výrazně vyšší hodnoty uranu (1.56 mg.kg^{-1}) v listech stromů než na lokalitě Nedvědička, dosahující až 4.5 mg.kg^{-1} ve vysušeném materiálu. Sezónní dynamika obsahu chemických prvků byla ve fytohmotě potvrzena. Druhové složení lesních porostů zájmových lokalit s převahou *Picea abies* a druh hospodaření byl vyhodnocen jako nepříznivý pro imobilizaci kovů v prostředí. Na lokalitě Nedvědička byla navržena nápravná opatření - výsadby porostů s převahou *Fagus sylvatica*, která mají příznivě působit na úpravu pH půdy a vody vhodných charakterem opadu a přispět tak k inhibici šíření kovů v prostředí. Na lokalitě Hadůvka jsou navrhovaná opatření soustředěna na přestavbu stávajících porostů s převahou *Picea abies* na porosty s převahou listnatých dřevin, zejména *Fagus sylvatica*, tak aby došlo postupně k úpravě pH půdy, a tím snížení mobility kovů v prostředí.

Klíčová slova: *Uranový průmysl, Rožná, Olší, kovy, Picea abies, Fagus sylvatica, pH*

Abstract

The research of the dissertation thesis was focused on the ability of forests to activate and immobilize metals in the environment with their huge grants from deep mining of mineral resources. The research was be located in the area of Rožná with ongoing uranium mining, and area of Olší with ended uranium mining in the Czech Republic. During the years 2014 and 2015 was at the alluvial streams of Nedvědička (Rožná) and Hadůvka (Olší) recipients of pollution by radionuclides and metals from mining, taken in spring and autumn aspect of the overall 380 samples of leaves from trees, herb layer and river sediments. The samples were analyzed by the XFR and ICP-OES methods.

In the organic matter were found such as elements Al, Cl, Cu, Cr, Fe, Mn, Mo, Ni, Rb, S, Sr, U, Zn and Zr, in many cases at high concentrations corresponding to polluted areas in the mining or industrial areas. A statistically significant difference in the concentrations of chemical elements in the fytomass and river sediment between the upper, middle and lower stream areas of interest was not found. In the area of Nedvědička were found higher concentrations of a greater range of metals than in the area of Hadůvka. In the area of Hadůvka were by ICP-OES found significantly higher levels of uranium in the leaves than in the area of Nedvědička, reaching up to 34.86 mg.kg^{-1} in the dried material. The seasonal dynamics of the content of chemical elements in fytomass was confirmed. The species composition of the forest growth in the areas of interest with a predominance of *Picea abies* and the type of management has been evaluated as unfavorable for immobilization of metals in the environment. In the area of Nedvědička were suggested corrective actions - planting vegetation with a predominance of *Fagus silvatica* which should have a beneficial effect on soil and water pH by a suitable character of waste and contribute to the spread of inhibition of metals in the environment. In the area of Hadůvka are the suggested measures focused on the redevelopment of existing vegetation with a predominance of *Picea abies* on vegetation with a predominance of deciduous trees, especially *Fagus silvatica*, in order to adjust gradually the pH of the soil and thereby reduce the mobility of metals in the environment.

Keywords: *Uranium industry, Rožná, Olší, metals, Picea abies, Fagus silvatica, pH*

OBSAH

1	ÚVOD.....	13
2	CÍL PRÁCE.....	16
3	LITERÁRNÍ PŘEHLED	17
3.1	Historické uplatnění uranu	17
3.2	Nález uranových rud	17
3.3	Popis fyzikálně-chemických vlastností uranu	18
3.3.1	Uran a jeho přirozená radioaktivita	19
3.3.2	Uran a jeho formy výskytu v přírodním prostředí	19
3.4	Uran a jeho vazby v přírodním prostředí	20
3.4.1	Uranová ložiska v České republice.....	20
3.5	Ložiska uranu v Českém masívu.....	21
3.6	Počátky průzkumných prací a hledání uranových ložisek v České republice ..	21
3.7	Ložisková oblast Rožná – Rozchody	21
3.7.1	Intenzita dobývání uranu	22
3.7.2	Systém zpracování uranu - chemická úpravna	22
3.7.3	Zpracování uranové rudniny na ložisku Rožná	23
3.8	Těžba uranu na ložisku v ložiskové oblasti Olší-Drahonín	24
3.8.1	Sanace ložiska Olší	25
3.8.2	Rekultivace ložiska Olší	25
3.8.2.1	Přípravná etapa	25
3.8.2.2	Důlně - technická etapa	26
3.8.2.3	Biotechnologická etapa	26
3.8.2.4	Etapa postrekultivační	27
3.9	Vody z provozu uranového dolu určené k čištění a vypuštěné do recipientů ..	27
3.9.1	Důlní a ložiskové vody	27
3.9.1.1	Sledování kvality a kvantity důlních vod	28
3.10	Zaústění čištěných vod do toku Nedvědičky a Haďůvky a jejich monitoring ..	29
	29

3.11	Hodnoty radionuklidů v recipientech znečištěných tocích Nedvědičky a Hadůvky.....	29
4	PŘÍRODNÍ POMĚRY V ZÁJMOVÝCH OBLASTECH	31
4.1	Přírodní poměry v dobývací oblasti Rožná–Rozchody (zájmová lokalita Nedvědička) a Olší–Drahonín (zájmová lokalita Hadůvka).....	31
4.1.1	Všeobecná geologická charakteristika zájmové oblasti.....	31
4.1.2	Geologická charakteristika dobývací oblasti Rožná–Rozchody (zájmové území Nedvědička)	32
4.1.3	Geologická charakteristika dobývací oblasti Olší–Drahonín (zájmové území Hadůvka).....	34
4.1.4	Geomorfologie dobývací oblasti Rožná–Rozchody (zájmová lokalita Nedvědička) a Olší–Drahonín (zájmová lokalita Hadůvka).....	36
4.1.5	Hydrologická charakteristika dobývací oblasti Rožná–Rozchody (zájmová lokalita Nedvědička) a Olší–Drahonín (zájmová lokalita Hadůvka).....	37
4.1.6	Hydrogeologická charakteristika dobývací oblasti Rožná–Rozchody (zájmová lokalita Nedvědička) a Olší–Drahonín (zájmová lokalita Hadůvka).....	37
4.1.7	Klimatická charakteristika dobývací oblasti Rožná–Rozchody (zájmová lokalita Nedvědička) a Olší–Drahonín (zájmová lokalita Hadůvka).....	39
4.1.8	Flóra	39
4.1.9	Fauna.....	40
4.2	Charakteristika lesních oblastí dobývací oblasti Rožná–Rozchody (zájmová lokalita Nedvědička) a Olší–Drahonín (zájmová lokalita Hadůvka).....	40
4.2.1	Lesní oblast povodí Nedvědičky.....	41
4.2.2	Lesní vegetační stupně v povodí Nedvědičky	42
4.2.3	Cílový hospodářský soubor povodí Nedvědičky	43
4.2.4	Lesní typy v blízkosti povodí Nedvědičky	44
4.2.5	Lesní oblast povodí Hadůvky	47
4.2.6	Lesní vegetační stupně v povodí Hadůvky	48
4.2.7	Cílový hospodářský soubor povodí Hadůvky.....	50

4.2.8	Lesní typy v blízkosti povodí Nedvědičky	52
5	METODIKA.....	56
5.1	Výběr a charakteristika odběrových míst.....	56
5.1.1	Lokalita Nedvědička	57
5.1.2	Lokalita Hadůvka.....	59
5.2	Odběr vzorků listů, vzorků břehové vegetace - bylinného patra a sedimentu .	60
5.2.1	Odběr vzorků listů.....	60
5.2.2	Odběr vzorků břehové vegetace – bylinného patra	62
5.2.3	Odběr sedimentu	64
5.3	Laboratorní analýzy	64
5.3.1	Analýzy metodou XRF	65
5.3.1.1	Použití XRF metody jinými autory	66
5.4	Statistické zpracování dat.....	66
5.5	Stanovení pH.....	67
5.5.1	Stanovení výměnného pH KCl	67
5.5.2	Stanovení pH H ₂ O	67
5.6	Metoda ICP-OES	67
6	VÝSLEDKY.....	68
6.1	Časově prvková dynamika	68
6.2	Prvkové rozdíly mezi listy ze stromů, bylinným patrem a sedimentem	80
6.3	Prvkové rozložení mezi horním, středním a spodním tokem zájmových lokalit	82
6.4	Prvková bilance nalezených prvků lokalit Nedvědička a Hadůvka.....	83
6.5	Srovnání prvků shodně nalezených v sušených vzorcích listů v povodí Nedvědičky a Hadůvky.....	85
6.5.1	Rok 2014.....	85
6.5.2	Rok 2015.....	87
6.6	Srovnání prvků shodně nalezených v sušených vzorcích břehové vegetace – bylinného patra v povodí Nedvědičky a Hadůvky.....	89

6.6.1	Rok 2014.....	89
6.6.2	Rok 2015.....	91
6.7	Prvky neshodně nalezené v povodí Nedvědičky a Hadůvky	93
6.7.1	Sušené vzorky listí.....	93
6.7.2	Sušené vzorky bylinného patra.....	94
6.8	Srovnání chemismu vzorků sedimentu	95
6.9	Vývoj chemismu sedimentů mezi jednotlivými odběrovými místy zájmových lokalit.....	97
6.10	pH sedimentu Hadůvky a Nedvědičky.....	99
6.11	ICP-OES spektrometrie vybraných vzorků listů ze stromů lokality NED a HAD - uran	100
7	DISKUZE.....	107
7.1	Srovnání obsahu prvků v listech, ve vzorcích bylinného patra a sedimentu mezi lokalitami Nedvědička a Hadůvka	107
7.1.1	Síra – iniciační prvek šíření kontaminace.....	107
7.1.2	Porovnání koncentrace prvků shodně nalezených na lokalitách Nedvědička a Hadůvka v sušených listech stromů.....	110
7.1.2.1	Chlor.....	111
7.1.2.2	Železo	112
7.1.2.3	Stroncium	115
7.1.2.4	Rubidium	117
7.1.2.5	Zinek.....	119
7.1.2.6	Zirkonium	121
7.1.2.7	Molybden.....	123
7.1.2.8	Nikl.....	125
7.1.2.9	Uran	127
7.1.2.9.1	Interpretace výsledků měření uranu metodou ICP-OES	130
7.1.2.10	Hliník.....	130
7.1.2.11	Měď	132

7.2	Komplexní přehled a interpretace sezónní dynamiky kovů v analyzované biomase zájmových lokalit	134
7.2.1	Nedvědička sušené vzorky listů ze stromů.....	134
7.2.2	Nedvědička sušené vzorky bylinného patra.....	135
7.2.3	Hadůvka sušené vzorky listů ze stromů.....	135
7.2.4	Hadůvka sušené vzorky bylinného patra	136
7.2.5	Stanovištní heterogenita sedimentů	136
7.2.6	Konfrontace dat ze zájmových lokalit s daty o prvkové dynamice v listech <i>Fagus sylvatica</i> jak je uvádí Tyler a Olsson (2006)	137
7.3	Role lesa v okyselování prostředí a mobilitu kovů na zájmových lokalitách	139
7.4	Současné směřování a návrh budoucího hospodaření na pozemcích.....	142
7.5	Přestavba lesních ekosystémů jako alternativa vápnění lesů	145
7.6	Povodňová rizika ve vztahu k šíření kontaminace do aluviálního prostředí toku Nedvědičky	146
8	SOUHRN ZÍSKANÝCH POZNATKŮ	148
8.1	Souhrn prvkového rozložení mezi horním, středním a spodním tokem zájmových lokalit.....	148
8.2	Souhrn prvkové bilance nalezených prvků lokalit Nedvědička a Hadůvka...	148
8.3	Vyhodnocení rozdílů mezi listy ze stromů, bylinným patrem a sedimentem	149
8.4	Souhrn z hodnocení prvkové dynamiky zájmových lokalit.....	149
9	DOPORUČENÍ PRO DALŠÍ ZAMĚŘENÍ VÝZKUMU PROBLEMATIKY DLOUHODOBĚ ÚČINNÉ IMOBILIZACE ZNEČIŠTĚNÍ KOVY V PROSTŘEDÍ POSTIŽENÝCH TĚŽBOU	151
	ZÁVĚR	152
	SUMMARY	154
	LITERATURA	156
	SEZNAM TABULEK	177
	SEZNAM OBRÁZKŮ.....	180

SEZNAM GRAFŮ	182
SEZNAM ZKRATEK	183
PŘÍLOHY	184

1 ÚVOD

Tato práce poskytuje výsledky výzkumu zaměřeného na fytochemické analýzy a analýzy sedimentu na lokalitách recipientů znečištění z probíhající a ukončené těžby uranu v těžebních oblastech Rožná-Rozchody (zájmová lokalita Nedvědička) a Olší-Drahonín (zájmová lokalita Hadůvka). Analýzy byly prováděny metodou X-ray Fluorescence, která je českými i zahraničními autory uznávána a používána k měření organického materiálu, půdních vzorků i sedimentu (Zeng et al., 2013; Tezotto et al., 2013; Yagi et al., 2013; Luck a Simandl, 2013; Lin, 2009; Blonski et al., 2007; Pouzar et al., 2006; Salimen et al., 2006; Bolivar et al., 1980; Luke, 1968), doplněnou o analýzy ICP-OES.

Smyslem závěrečné práce je posoudit vliv lesa na rozložení a šíření polutantů z těžby uranu v přírodním prostředí a při zjištění nevyhovujícího stavu zájmové oblasti navrhnout nápravná opatření ke zlepšení s přihlédnutím na možná environmentální rizika spojená s kontaminacemi půdy a biomasy kovy.

Cíl práce je naplňován postupnou detailní analýzou získaných dat jednak konfrontací naměřených hodnot s hodnotami získanými jinými autory a dále vyhodnocením rozdílů v koncentracích prvků mezi lokalitami a mezi jednotlivými druhy vzorků. Hodnocena byla rovněž mezisezónní a meziroční prvková dynamika a rozložení prvkové zátěže v rámci jednotlivých úseků toku. Hodnoceno bylo dále lesní prostředí zájmových lokalit, zejména jeho druhové složení a charakter hospodaření, ve vztahu k jeho působení na úpravu pH vody, sedimentů a půdy, jako katalyzátoru šíření kovů dále do ekosystému.

Současná skladba a způsob hospodaření v lesních porostech na zájmových lokalitách byla vyhodnocena jako nevyhovující, přispívající k šíření kontaminace. Vzhledem k tomu byla navržena nápravná opatření, která mají přispět k řešení současné nevyhovující situace.

Těžba nerostných surovin je historicky i v současnosti katalyzátorem rozvoje lidské civilizace. Ať už těžba hlubinná nebo povrchová je nezbytným prostředkem získávání materiálů k dalšímu zpracování jako stavební nebo funkční prvek přístrojů a konstrukcí nebo jako energetická surovina. Hlubinná těžba nerostných surovin na území České Republiky probíhala již od pravěku (mladší lengyel), kdy byl v oblasti

dnešního Moravského Krumlova z granodioritů brněnského batolitu tehdejším osídlením těžen rohovec, dříve používaný jako řezný nástroj (Oliva, 2014).

Česká republika je v rámci Evropy výjimečná těžbou uranových rud pro energetické účely jako palivo do jaderných elektráren (Dolní Rožínka je jediný důl na těžbu uranu v Evropě). Více jak 50 let se uran v bývalém Československu těžil nejintenzivněji na Liberecku, Příbramsku a na Vysočině. Těžba uranu v Československu probíhala dvojím způsobem, hlubinnou těžbou a tzv. podzemním loužením (Stráž pod Ralskem). Oběma způsoby těžby jsou radionuklidy a další kontaminanty (zejména sírany a kovy) uváděny ve zvýšené míře do životního prostředí. V těžebních oblastech Rožná-Rozchody a Olší-Drahonín (zájmová oblast) byl uran dobýván hlubinnou těžbou, která je na rozdíl od podzemního loužení méně devastující k životnímu prostředí. Před rokem 1989 docházelo na Dolní Rožínce, z pohledu dnešní doby, k bezprecedentnímu znečišťování životního prostředí vysokými dávkami radionuklidů a dalších prvků, např. v roce 1981 bylo do DS R1 do říčky Nedvědičky vypouštěno 0.35 mg.l^{-1} uranu a v roce 2010 již pouze 0.08 mg.l^{-1} (Váša et al., 2010). V současné době jsou hodnoty vypouštěné do životního prostředí v souladu se státními normami (Váša et al., 2014).

Vysoké dávky kovů mají tendenci se v prostředí kumulovat a i přes pokles jejich aktuálních dotací stále představují při mobilizaci v ekosystému environmentální riziko (Foulds et al., 2014). Kontaminanty mohou přecházet z recipientu znečištění (v případě zájmových lokalit - vodních toků) do dalších složek životního prostředí, tj. do podzemních vod, do půdy a živých organismů, kde ve vysokých koncentracích mohou působit jako zdravotně rizikové prvky.

Odstranění starých ekologických zátěží v krajině je z dnešního pohledu velmi finančně i technicky náročné. Běžně jsou používány technické, fyzikálně-chemické metody (např. sanační čerpání, odbagrování, venting, biosluring, promývání zeminy, solidifikace a chemická redukce) (Kotinský a Hejdová, 2003). Existují i metody alternativní využívající k odstranění nebo imobilizaci kontaminace v prostředí rostlinnou fyto masu – fyto remediaci. Při fyto remediaci je živá rostlina využívána jako sorbent kontaminace a poté odstraněna z plochy. Dále, ke snížení mobility polutantů v prostředí, existuje možnost uplatnění extenzivního hospodaření v lesích a změny druhové skladby porostů.

V této práci jsou navrženy a posouzeny soubory opatření, které jsou založeny na přírodě blízkých principech přestavby lesních porostů a vhodného managementu

v lesních porostech, které jsou potenciálně vhodnou metodou imobilizace znečištění v prostředí pro rozlehlé lokality kontaminované kovy.

2 CÍL PRÁCE

- a) Vyhodnotit schopnost lesa ovlivňovat kumulaci a sedimentaci rizikových prvků (kovů) v recipientu znečištění (vodní tok) prostřednictvím XRF analýz listů a vzorků bylinného patra z aluviálních částí toku a vzorků říčních sedimentů.
- b) Poskytnout originální data/informace o prvkovém složení listů ze stromů, bylinného patra a sedimentu v prostředí ukončené a probíhající těžbě uranu.
- c) Vyhodnotit prvkovou sezónní dynamiku ve vzorcích listů ze stromů a bylinného patra.
- d) Posoudit schopnost lesa působit na aktivaci a imobilizaci kovů v prostředí.
- e) Navrhnout opatření ke zlepšení současného stavu a managementu lesních porostů s cílem imobilizace kontaminace v prostředí.
- f) Navrhnout další směřování výzkumu.

3 LITERÁRNÍ PŘEHLED

3.1 Historické uplatnění uranu

Jedno z prvních využití uranu člověkem je známo z antiky, kdy se uran používal jako barvicí pigment způsobující zelené zbarvení skleněných výrobků. Dále i severoameričtí indiáni využívali této barvicí vlastnosti a používali uranové minerály pro přípravu válečných barev.

3.2 Nález uranových rud

Poprvé byla uranová ruda popsána J. Kentmannem v roce 1565 na vzorku z Krušných Hor, dále až v roce 1727 byl Bruckmannem popsán vzorek „Swarze Blende“ z Jáchymova (od roku 1770 „Plechbende“). V roce 1778 popsal ve své práci „Index fossilium“ Charpentier uranové slídy jako „Pseudogelena nigra compacta. Charpentier ve své práci „Beyrage zur mineral-Gerschit von Bohmen“ zařazuje „Plechbende“ mezi minerály z Jáchymova (Pluskal, 1971).

Klaproth přednesl dne 24. září 1789 na pruské Akademii věd v Berlíně svou práci „Uber den Uranit, ein neus Halbmetall“, v níž popisuje nový prvek, který bude v roce 1790 pojmenován uranium (Pluskal, 1971). Název uranium byl odvozen od tehdejšího objevu stejnojmenné planety (Bína et al., 1980; Greenwood a Earnshaw, 1993). Jáchymovský smolinec byl až do doby Klaprothova objevu považován za směsnou oxidickou rudu železa, wolframu a zinku. V roce 1842 získal Peligor redukcí bezvodého tetrachloridu uranu draslíkem kovový uran. J. J. Berzelium byla použita podobná metoda k izolování kovového thoria (Greenwood a Earnshaw, 1993).

Přirozená radioaktivita byla objevena Becquerelem v roce 1896 a počáteční etapu výzkumu radioaktivních materiálů uzavřela Curie-Sklodovská v roce 1898 objevem radia. Curie-Sklodovská srovnávala silné záření přírodního materiálu (z Jáchymova) se slabším zářením uranu a jeho solí. Do roku 1898 bylo popsáno z Jáchymova pět uranových minerálů, z Krušných Hor dvacet. Výskyt uranové mineralizace byl následně zaznamenán téměř ve všech zemích Evropy a na všech světadílech (Pluskal, 1971).

3.3 Popis fyzikálně-chemických vlastností uranu

Uran je 92. prvkem v periodické tabulce prvků a 4. prvkem ze skupiny aktinoidů. Chemicky čistý uran je stříbro-bílý kov s nažloutlým odstínem. Hustota uranu je $19,05 \text{ g/cm}^3$, atomová hmotnost je 238.03; teplota tavení $1\ 133^\circ\text{C}$ a teplota varu $3\ 900^\circ\text{C}$ (Pluskal, 1971; Gažo, 1974; Bína et al., 1980; Greenwood a Earnshaw, 1993).

Kovového uranu jsou běžně rozlišovány tři variety. Alfa, beta a gama. Alfa varieta uranu je stálá do 662°C , má romboickou krystalografickou syngonii, hustotou $19,05 \text{ g.cm}^3$, malou pevnost a nejvyšší rozpětí pevnosti v tahu ze všech variet ($120\text{-}144 \text{ kg/mm}^2$). Varieta beta je stálá od $662\text{-}772^\circ\text{C}$, má romboickou krystalografickou syngonii, nižší symetrii, hustotu $18,11 \text{ g.cm}^3$ a větší krystalickou mřížku. Varieta gama je stálá od 772°C , má kubickou syngonii a hustotu $18,06 \text{ g.cm}^3$ (Pluskal, 1971; Greenwood a Earnshaw, 1993).

Uran je špatný vodič, jeho specifický odpor je 2.104 až 4.104 na cm při pokojové teplotě. Je slabě paramagnetický $\chi = 2,6 \cdot 10^{-6}$ při 18°C . Rozpětí tepelné vodivosti je $60\text{-}70 \cdot 10^{-3} \text{ cal.cm}^{-1}.\text{sec}^{-1}.\text{grad}^{-1}$ (Pluskal, 1971).

Pro uran je charakteristická maximální valentnost zapříčiněná ekranováním jádra, kdy dochází ve slupkách Q, O a P k uvolňování elektronů. Elektronový obal uranu je schopen uvolnit až 6 elektronů, je tak řazen do VI. skupiny periodické soustavy. Tato vlastnost určuje další chemické vlastnosti uranu. Při uvolnění všech šesti elektronů dojde ke tvorbě U^{6+} s osmi elektrony na vnější slupce. Uran se v přírodních podmínkách nevyskytuje jako čistý kov a z toho vychází i jeho afinita vůči kyslíku. Podobná situace nastává i u Al, Tr, Si, K a dalších litofilních prvků. Absence kovového uranu v přírodě má také původ ve vysokém negativním potenciálu 1.80 V v kyselém prostředí (pH 1) a 2,17 V v zásaditém prostředí (pH 14). Vysoký negativní potenciál uranu dále způsobuje rozklad vody a vznik U^{3+} , který s kyslíkem z vodního prostředí rychle oxiduje (Pluskal, 1971; Gažo, 1974; Greenwood a Earnshaw, 1993).

Uran reaguje za pokojové teploty s kyslíkem velmi slabě, oxidace probíhá velmi pomalu, na povrchu dochází k tvorbě slabé vrstvy UO, která další oxidaci kovu však nebrání. Uran dále s kyslíkem při teplotě $150\text{-}200^\circ\text{C}$ reaguje bouřlivě a při teplotě $700\text{-}1000^\circ\text{C}$ jasně hoří. Ve styku se všemi kovy a nekovy je kovový uran velmi reaktivní za vzniku intermetalických sloučenin s Hg, Cu, St, Al, Pb, Fe, Bi, Co, Mn, Be a Zn (Gažo, 1974; Pluskal 1971).

3.3.1 Uran a jeho přirozená radioaktivita

Pro identifikaci uranu v přírodě je jeho přirozená radioaktivita (s výjimkou radiogenních izotopů olova) hlavním znakem. Aplikací statistického zákona, který říká: „*v každém časovém okamžiku se rozpadá stálý podíl radioaktivních prvků, závislý pouze na množství atomů, jež se dosud nerozpadly*“, lze stanovit absolutní stáří rudních ložisek. V určitých parametrech je množství radioaktivních prvků ve vztahu s absolutní hodnotou záření. Důležitým ukazatelem je radioaktivní rovnováha mezi uranem a radiem. V případě, že je uran v pevné fázi po delší dobu na jednom místě, dojde vzhledem k velkému rozestupu poločasu rozpadu obou chemických prvků, k ustálení poměru uranu a radia. Pro výpočty se používá koeficient radioaktivní rovnováhy mezi uranem a radiem v poměru $U:Ra=0.34 \cdot 10^{-6}$. To znamená, že 1 t uranu v rovnovážném stavu obsahuje 0.34 g radia. V praxi tento fakt může sloužit pro určení stáří uranové mineralizace. Zvýšení množství Ra indikuje redepozici uranové rudy, naopak nižší hodnoty Ra značí mladé uranové mineralizace nebo v některých případech redepozici Ra (Pluskal, 1971; Gažo, 1974; Greenwood a Earnshaw, 1993).

3.3.2 Uran a jeho formy výskytu v přírodním prostředí

Rozlišujeme tři formy uranu v přírodě, izotop: ^{238}U , ^{235}U a ^{234}U . Nejrozšířenější (99.2739 %) formou uranu v přírodě je izotop uranu ^{238}U s poločasem rozpadu $4,498 \cdot 10^9$ mil. let. Je nejvyšším členem rozpadové řady ukončené Pb_{206} . Druhý nejrozšířenější izotop uranu je ^{235}U (0.7204 %) s poločasem rozpadu $2.33 \cdot 10^8$ let. Je nejvyšším členem rozpadové řady zakončené Pb_{207} . Izotop ^{234}U se vyskytuje ojediněle (0.0057 %) s poločasem rozpadu $2.33 \cdot 10^5$ let. ^{234}U je součástí rozpadové řady ^{238}U . Poměrové zastoupení jednotlivých izotopů uranu v přírodním prostředí lze obecně považovat jako ustálené. Přesto poměr mezi ^{238}U a ^{235}U může být proměnlivý zejména v rámci migrace ve vodních roztocích. Vztah izotopů uranu v přírodním prostředí lze vyjádřit poměrem: $^{238}\text{U} : ^{235}\text{U} : ^{234}\text{U} = 19530 : 138 : 1$ (Pluskal, 1971; Gažo, 1974; Greenwood a Earnshaw, 1993).

3.4 Uran a jeho vazby v přírodním prostředí

V bezvodých oxidech a uranových minerálech jako např. uraninit (UO_2) se vyskytuje nejvíce forma uranu U^{4+} . Dále se vyskytuje forma pětimocná a čtyřmocná již jen okrajově.

3.4.1 Uranová ložiska v České republice

Uranová mineralizace se v rámci střední Evropy vyskytuje ve dvou hlavních strukturních jednotkách, v Českém masívu a v Karpatské soustavě (Ehrenberger, 1984). Na ložiskové typy výrazně bohatší jednotkou, v současné době na území samostatné České republiky, je Český masív na rozdíl od mladého karpatského horstva Karpatské soustavy. Četnost a význam uranové mineralizace Českého masívu značí rozdílný geotektonický vývoj obou soustav a jejich pozici v rámci alpinského a hercynského metalogenu (Ptáček et al., 2013).

Geotektonický vývoj Českého masívu kulminoval během variské orogenese. Dále následoval platformní vývoj soustředěný zejména do tektonicky založených depresí a pánví s převahou mělké epikontinentální nebo sladkovodní sedimentace. Samotná geneze uranových ložisek byla podmíněna zejména intenzitou variského vrásnění, metamorfních pochodů, hlubinného magmatizmu a působení endogenních a exogenních činitelů (Breemena, 1982).

Po variské orogenesi pokračovala Karpatská soustava v dalším geosynklinálním vývoji. Podmínky pro uchování variské a vznik mladé, alpinské, uranové mineralizace zde byly o mnoho nepříznivější než v případě Českého masívu. Intenzivním vrásněním byla přerušována mořská sedimentace, došlo k přepracování staršího strukturálního a variského patra a intenzivní vulkanické činnosti. V období permské sedimentace (časově neshodně) došlo ke vzniku společného prvku obou soustav, geneticky blízkých typů epigenetických sedimentárních ložisek (Pluskal, 1971).

3.5 Ložiska uranu v Českém masívu

Rozšíření a specifické rysy geneze uranových ložisek jsou zřetelné z geochemických vlastností uranu. V Českém masívu se stává exogenní a endogenní dělení ložisek uranu dělením regionálním a chronologickým. Ložiska uranu jsou zde umístěna ve všech strukturních patrech a stupních platformního pokryvu. Mineralizace mladší, exogenní jsou vázány vzhledem ke své geologické pozici na všechny tři stupně platformního vývoje (Pluskal, 1971). Mineralizace starší jsou vázány zejména na krystalinické série. Společným prvkem všech ložiskových typů v Českém masívu i v hercynském metalogenu je jejich prostorové a genetické sepjetí. Jedná se o důležité vodítko pro studium metalogeneze uranových ložisek i přesto, že toto sepjetí často má rozdílný výklad pro tentýž ložiskový typ (Ptáček, 2013).

3.6 Počátky průzkumných prací a hledání uranových ložisek v České republice

Po roce 1945 výrazně stoupl význam uranu, který se ve vojenském i energetickém sektoru stal strategickou surovinou. Nově nalezená ložiska v bývalém Československu po roce 1946 byla intenzivně pod dohledem odborníků ze Sovětského svazu těžena (Kafka, 2003).

Objem těžby do roku 1955 vzrostl 10x a do roku 1960 dokonce až 24x. Ložisek a výskytů uranu bylo na území České republiky prozkoumáno 164, těženo z nich bylo 66. Celkem bylo v souvislosti s těžbou uranu vyhloubeno více jak 550 šachet, vyraženo 324 štol, otevřeno 16 lomů a vzniklo více jak 50 mil. m³ odvalů a hlušinového materiálu a 584 ha odkališť (Címala, 1997).

3.7 Ložisková oblast Rožná – Rozchody

Metodami dozimetrií a radiometrií bylo 26.8.1954 zaznamenáno potencionální uranové zrudnění na lokalitě budoucího ložiska Rožná-Rozchody. Měření provedl závod IV KP Nové Město na Moravě (Kříbek a Hájek, 2005). Celková rozloha rudního pole Rožná-Rozchody je 1195.5 ha v katastrálním území obcí Rozsochy, Blažkov, Blažejovice, Milasín, Podkov, Zvole, Kojetín, Bukov, Horní Rožínka, Horní Rozsička, Zlatkov, Rožná a Habří (Címala, 1997).

Jáma R1 – Rožná 1 je v nepřetržitém provozu od roku 1957 (Příloha 21 a 22, Areál dolu RI), v současnosti je jediným fungujícím dolem na uran ve střední Evropě. Celá oblast je vzhledem k dlouhotrvající těžbě silně poddolovaná, celkově bylo vyraženo více jak 1000 km podzemních prostor (více jak 650 km překopů a 150 km šachet). Jáma R3 je s hloubkou 1 200.5 m ve 24. patře nejhlubším místem důlního systému oblasti Rožná-Rozchody. Průměr jámy je kulovitý s plochou 20 m². Zatím poslední fungující jáma R1 se nachází přibližně 500 m od obce Dolní Rožínka, její hloubení započalo 27.10.1957 a v současnosti je hluboká 667 m. Při ověřování zásob byly raženy i průzkumné šachtice, nejhlubší z nich (Zlatkov č. 51) má hloubku 222 m, je obdélníkového tvaru s plochou 10 m² (Dobiášová, 1987).

3.7.1 Intenzita dobývání uranu

Od roku 1962 se těžba uranu pohybovala v rozmezí 400-450 t ročně, po roce 1989 nastal pokles. Bylo to způsobeno přehodnocením zásob uranu a cílem dosáhnout větší ekonomické efektivity. Po roce 1995 se na ložisku Rožná začínalo těžit výběrovou těžbou, produkce uranu klesla na 300-350 t ročně (Sedláček, 2007). Mezi léty 1996-2000 objem vytěžené rudniny vlivem výběrové těžby klesl z 1 258.2 tis. t (1991-1995) na 702.9 tis. t, v letech 2001-2006 došlo k mírnému nárůstu na 781 tis. t rudniny (Hájek a Pech, 2007). Od roku 2003 produkce uranu klesla na 458 t, 435 t, 420 t, 383 t a 322 t do roku 2007 (Starý et al., 2007).

3.7.2 Systém zpracování uranu - chemická úpravna

Chemická úpravna byla postavena v letech 1965-1968, 28.3.1968 byl zahájen zkušební provoz. V prosinci 1968 bylo vydáno povolení k trvalému provozu. Ten začal 1.1.1969. Životnost úpravny byla vzhledem k zásobám uranu na ložisku Olší-Drahonín a Rožná plánována na 10 let. Než byla nová chemická úpravna dokončena, byla veškerá vytěžená rudnina z oblasti Rožná-Rozchody a Olší-Drahonín dopravována do chemické úpravny v Mydlovarech. Chemická úpravna je od 1.1.1989 součástí státního podniku DIAMO, odštěpného závodu GEAM Dolní Rožínka (Toman a Ježová, 2007).

3.7.3 Zpracování uranové rudniny na ložisku Rožná

Chemická úpravna zpracovává v současnosti pouze rudu (amfiboliticko - biotitická rula, jílové minerály, coffinit, grafit, smolinec, karbonáty, uranové černě a silikáty uranu) z ložiska Rožná. V rudě je přítomen uran jako lehce louhovatelny U^{6+} a těžce louhovatelny U^{4+} (Toman a Ježová, 2007). Nákladními auty je vytěžena rudnina dopravována do rudního depa, (Toman, 2008), poté je pomocí pásového dopravníku dopravena do samotného provozu chemické úpravy. Za přítomnosti technologické vody je rudnina rozříděna podle velikosti frakce rozemleta na dvou kulových mlýnech. Velikost frakce je stanovena na spirálových klasifikátorech a dále rozříděna na hydrocyklonech (Toman a Ježová, 2007).

Snížení kapalného podílu v rozemleté rudnině je docíleno aplikací flokulačního činidla (polyakrylamidu). Z původního poměru 6:1 je tato hodnota redukována na 1:1. Následné procesy jsou prováděny na lince alkalického loužení. Před rokem 1969 bylo prováděno současně kyselé a karbonátové loužení. Od kyselého loužení bylo vzhledem k jeho nízké efektivitě upuštěno, v současnosti se používá pouze loužení karbonátové (Toman a Ježová, 2007).

Cílem loužení je za pomoci tetraamoměďnatého katalyzátoru a sody převést U z pevné fáze do kapalné. Aerace, promíchání se vzduchem, umožní oxidaci U^{4+} na U^{6+} a soda zajistí převod uranu do kapalné fáze. V šesti kónických kolonách (pracovní objem 650-550 m³) je realizován další stupeň loužení. Kolony jsou zahřívány na 80°C, koncentrace sody je 8-10 g.l⁻¹. V roce 2007 dosahovala výtěžnost alkalického loužení 89 % a výtěžnost celého procesu 91.8 %. Následná separace kapalného a pevného podílu se provádí na osmi kónických kolonách s protiproudým dávkováním ionexu a rmutu. V uzlu eluce je na ionexech vázaný uran eluován síranem sodným a vodou. Na rotačních sítěch je ionex oddělen od rmutu a v pulzních kolonách probíhá již vlastní proces eluce uranu. Roztok obohacený o uran (tzv. eluát) je dále směřován k okyselení kyselinou sírovou při pH 3-4 a dále k vysrážení čpavkem při pH 7-8. Za přítomnosti flokulantu probíhá v zahušťovači Z8 sedimentace uranové sraženiny (tzv. „žlutý koláč“). Žlutý koláč je nutné dále čistit rafinacemi (speciální vodní rafinace a čpavková rafinace). Po druhé vodní rafinaci je koncentrát rozprašován ve spalovací komoře ve spalínách zemního plynu, čímž dochází k jeho vysušení. Diuranát amonný $(NH_4)_2U_2O_7$ je po vysušení skladován v ocelových sudech ve skladu chemického koncentrátu (Toman, 2008).

3.8 Těžba uranu na ložisku v ložiskové oblasti Olší-Drahonín

Během geologického průzkumu během let 1954-1956 byl Uranovým průzkumem Liberec, závodem Nové Město na Moravě byla potvrzena přítomnost ložiska uranových rud Olší (Hájek et al., 2000). Uranové zrudnění bylo detekováno do hloubky jednoho metru automobilovým i ručním gama průzkumem. Ten pokračoval kopáním kutacích rýh a mělkých šachtic, v jedné z rýh bylo v září 1956 nalezeno uranové zrudnění. Zřejmý rámec uranového zrudnění byl jasný po provedení série vrtů, které jej potvrdily. V listopadu 1958 započalo hloubení jámy Olší, což přispělo k předání centrální části ložiska k těžbě 1. července 1959. Hloubení jámy Drahonín započalo v roce 1960. Jak uvádí Lapka (2003) těžba dosáhla svého vrcholu v letech 1966-1968. Tehdejší odhady počítaly s těžbou trvající 19 let. Nejbohatší rudnina byla vytěžena do roku 1968, od roku 1970 do roku 1980 bylo těženo nižší množství uranu a od roku 1985 byly těženy pouze zbytkové zásoby. Vzhledem k tomu, že uranová rudnina byla zpracovávána v závodu v Dolní Rožínce, bylo možné zpracovat rudninu i s nižším obsahem kovu. Průzkumné práce, které byly realizovány, nepotvrdily těžitelné rentabilní zásoby. Průzkum pokračoval v letech 1973-1984 dobýváním spodních horizontů až na úroveň 18. patra. Na úrovních 1-10. patra v centrální části ložiska byla těžba prováděna metodou vypouštění základky. Těžba byla ukončena v prvním čtvrtletí 1989, vzhledem k vysokým nákladům na získání jednoho kg kovu a ztráty strategického významu ložiska, bylo odepsáno 249.7 t zásob uranu. Celkem bylo vytěženo 2 883 328 t rudniny, či-li 2 916.5 t uranu (Hájek et. al., 2003). Celkově bylo na odvalu č. 1 Olší uloženo 1 100 000 m³ haldoviny, na odvalu jámy č. 4 Drahonín cca 430 000 m³, na odvalu šufry 34 cca 30 000 m³ a odvalu štoly č. 9 bylo uloženo cca 10 000 m³ haldoviny (DIAMO, 1990).

3.8.1 Sanace ložiska Olší

Sanační práce začaly v lednu 1989 zatápěním ložiska, které skončilo v lednu 1989. Celkově bylo určeno k likvidaci 50 objektů, které byly zbourány a suť uložena na odvale. Ložisko je dlouhodobě monitorováno. Nadbilanční voda, kontaminovaná zejména uranem, thoriem a železem, ze zatopených dolů je čištěna na čistírně důlních vod. Důlní voda slouží jako druhotný zdroj uranu (Hájek et al., 2000).

3.8.2 Rekultivace ložiska Olší

Rekultivaci ložiska Olší dělíme do několika etap: etapy přípravné, etapy důlně technické, etapy biotechnologické a etapy postrekultivační.

3.8.2.1 Přípravná etapa

Projektovým ústavem uranového průmyslu Ostrov nad Ohří byla v září 1988 zpracována studie „Likvidace Rudý říjen OLŠÍ“ (Cundrla, 1989). Podle rozložení prací v čase byl likvidační plán rozdělen na 4 etapy.

- 1. etapa: provedení plenících prací a dotěžení zbytkových zásob (1.1.1989-1.7.1989).
- 2. etapa: likvidace v podzemí a demontáž (1.7.1989-31.3.1990)
- 3. etapa: likvidace povrchových objektů nepotřebných pro likvidaci a třídění kamene z odvalů
- 4. etapa: likvidace ostatních povrchových objektů vyjma dekontaminační stanice (1995-1997)

V rámci přípravných prací byl dále zpracován Plán rekultivace odvalu Olší – biologická rekultivace (DIAMO, 1990), technická rekultivace odvalu Olší – jáma Olší (DIAMO, 1991²) a biologická rekultivace odvalu jámy č. 1 Olší a odvalu štoly č. 9 (DIAMO, 1991¹). Na dokumentech spolu s podnikem DIAMO spolupracoval také Ústav pro hospodářskou úpravu lesů (ÚHÚL).

3.8.2.2 Důlně - technická etapa

Etapa důlně – technická měla za cíl respektovat časový harmonogram likvidačních prací důlního díla Rudý říjen Olší. 1.1.1989 byla zahájena první etapa likvidace, během prvního čtvrtletí byly dotěženy zbytkové dobyvatelné zásoby uranové rudy.

Se změnou místa dekontaminace byla postavena nová dekontaminační stanice, stará byla zbourána. Část materiálu z odvalu č. 1 byl drcen a prodáván jako kamenivo. Z toho důvodu bylo zachováno do úrovně druhého patra výtlačné potrubí v jámě č. 1, kterým byla čerpána technologická voda pro třídírnu. Odval byl poté rekultivován. Současně bylo rozhodnuto o lesnické rekultivaci odvalů a o zahájení rekultivačních prací na jamách č. 1 a 4, odvalu u jámy šufr č. 34 a štoly č. 9 (DIAMO, 1990).

3.8.2.3 Biotechnologická etapa

Biotechnická etapa spočívá v navážení zeminy na odvaly, které jsou následně srovnány do požadovaného tvaru (sklon max. 1:3, šířka bermy 5-6 m, výškový profil etáží 6). Minimální výška překrytí zeminou byla 0.30 m a oseta travním semenem (DIAMO, 1991¹). Deficitní množství zeminy bylo dovezeno ze vzdálenosti 30 km, z čištění dna vyrovnávací nádrže Vír II. Systém vybudovaných odvodňovacích rýh a odtokových žlabů odděluje srážkové vody od vod průsakových z odvalu, které jsou svedeny do akumulační nádrže pod odvalem.

Odvaly byly rekultivovány lesnicky, vyjma odvalu štoly č. 9, který byl pouze zatravněn (DIAMO, 1991¹). Zalesňování probíhalo ve třech etapách mezi léty 1992-1994 a po pěti letech od každé etapy proběhlo vylepšování (dosazování) potřebných druhů. Vzhledem k nedostatku zeminy, její nízké kvalitě a požadavku na pěstování hospodářských druhů, bylo přistoupeno k výsadbě smrku pichlavého (*Picea pungens*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*) a břízy bělokoré (*Betula pendula*) jako hlavních dřevin a borovice černé (*Pinus nigra*), jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*), buku lesního (*Fagus sylvatica*), habru obecného (*Carpinus betulus*) a modřínu opadavého (*Larix decidua*) jako vedlejší dřeviny zvyšující biodiverzitu výsadeb. Sazenice byly 1x ročně nátěrem ošetřeny proti okusu a 2x ročně proti klikorohu borovému (*Hylobius abietis*).

3.8.2.4 Etapa postrekultivační

Odvaly jsou pod odborným dozorem Lesů ČR, státního podniku, kterému byly odvaly jam č. 1 a 4 a odval šufu č. 34 předány ke správě 1.1.2002 (jsou součástí jeho majetku). Státní podnik DIAMO zajišťuje prostřednictvím odštěpného závodu GEAM Dolní Rožínka báňské kontroly, čistírny důlních vod a provoz sorpční stanice v rámci grantu „Ověření vlastností důlních vod na příkladu ložiska Olší“. Čerpáním vody z ložiska komínem VK – 3/0 - 3 je zamezen výtoku důlní vody z důlních děl na povrch. ČDV Olší-Drahonín je situována pod zrekultivovaným odvalem č. 4 Drahonín, čistí pouze důlní vodu z ložiska Olší-Drahonín. Funguje na principu srážení železa okysličováním důlních vod, srážením radia chloridem barnatým a sorpci uranu na iontových filtrech. Vzniká sraženina síranu radnato-barnatého a hydroxidů železa. Po jejich odstranění z důlních vod je kal odvezen na chemickou úpravnu, kde dojde k jeho recyklaci. Uran je předán k dalšímu zpracování do hlavní výroby CHÚ, vyčištěný ionex je dále používán v čistících kolonách DS. Průměrná pracovní kapacita čištění důlních vod DS Drahonín je 10 l.s^{-1} , maximální kapacita pak 30 l.s^{-1} (DIAMO, 1991^{1,2}).

Na říčce Hadůvce jsou 3 monitorovací profily. HAD-1a, pozadový profil, slouží k monitoringu možnosti ovlivnění vod Hadůvky průsakovými vodami. HAD-3, pozadový profil Hadůvky, nachází se přibližně 200 m od vtoku vyčištěných důlních vod. HAD-4, profil cca 150 m pod vyústěním vyčištěných důlních vod (Váša et al., 2014).

3.9 Vody z provozu uranového dolu určené k čištění a vypuštěné do recipientů

3.9.1 Důlní a ložiskové vody

Ložiskové vody jsou potencionálním zdrojem kontaminace nejen radionuklidy v prostředí. Jedná se o podzemní vody s napjatou nebo volnou hladinou. S ložiskem jsou v hydraulické spojitosti, prostupují ložiskové výplně, nadložní, podložní i boční horniny ložiska. Dělí se na neovlivněné a ovlivněné. Ovlivněné ložiskové vody jsou v mnoha případech antropogenní činností, kdy je změněna propustnost hornin, a vznikají nové odvodňovací báze. Ložiskové vody jsou významně hydraulicky provázány s vodami důlními (jelikož je dotují) a jsou v interakci s okolní podzemní vodou i širší hydrogeologickou strukturou oblasti. S určitým časovým odstupem se

změny provedené v jakýchkoliv částech hydrogeologické struktury projeví i v oblasti ložiska a naopak (Grmenla et al., 2012).

Horní zákon č. 44/1988 Sb. § 40 definuje důlní vody jako: „*Veškerá podzemní, povrchová a srážková voda, která vnikla do hlubinných nebo povrchových důlních prostorů bez ohledu na to, zda se tak stalo průsakem nebo gravitací z nadloží, podloží nebo boku nebo prostým vtékáním srážkové vody, a to až do jejich spojení s jinými stálými povrchovými nebo podzemními vodami.*“ Chemické složení důlních vod je nestálé, závislé na ložiskové výplni a oxidaci hornin látkami z provozu dolu. Důlní vody jsou dotovány ložiskovými vodami přítokem z odvodňovacích zařízení nebo výtokem ze zvodnělých hornin (Homola a Klír, 1975).

3.9.1.1 Sledování kvality a kvantity důlních vod

Nadbilanční důlní vody je nutné kontinuálně vyčerpávat z důlního díla na povrch tak, aby nedošlo k zaplavení dolu. Ve znečištěných důlních vodách jsou vysoké, mnohdy nadlimitní koncentrace uranu, radonu Ra^{226} a nerozpuštěných látek (NL). Důlní vody z dolu Rožná jsou čištěny na DS R1, jejíž vyčištěné vody jsou do recipientu Nedvědičky vypuštěny na výpustním profilu č. 1. Přibližně 80 % důlních vod z ložiska Rožná je čištěno DS R1, zbylých 20 % na DS Bukov, ke kterému náleží výpustní profil č. 2 rovněž ústící do Nedvědičky v souladu s povolením Krajského úřadu kraje Vysočina (č.j. KUJI 88260/2006 + KUJI 96270/2011) a povolením státního úřadu pro jadernou bezpečnost (č.j. SUJB/RCKA/14972/2008).

Součástí dekontaminačních stanic jsou akumulární nádrže (akumulují surové důlní vody, sedimentují NL síranem radnato-barnatým), čerpací stanice, pískové filtry (2 kusy, zachytávání NL), kalové pole, dávkovací zařízení chloridu barnatého (srážení Ra), ionexové filtry (4 ks).

Uran je ve vyčištěných důlních vodách sledován jednou denně, Ra^{226} jednou za týden stejně tak jako pH, NL a jednou za čtvrt roku rozpuštěné látky (RL) a SO_4^{-2} . Za rok 2014 dosahoval celkové znečištění z profilu č. 1, 110.70 kg uranu, Ra^{226} 53.9 MBq, 1 739 t RL, 934 t SO_4^{-2} . Celkový objem vypuštěných vod je 1 419 410 m³. DS Bukov vypustí ročně 327 570 m³ vyčištěných vod, tyto vody obsahovaly 6.9 kg uranu, 10.5 MBq Ra^{226} , RL = 156 t, 0.75 t NL, 54 t SO_4^{-2} (Váša et al., 2014).

3.10 Zaústění čistěných vod do toku Nedvědičky a Hadůvky a jejich monitoring

Smíšené vody z dekontaminační stanice důlní vody z dolů RI, RII a RIII a průsakové vody z obtokového kanálu po obvodu celého odkaliště KI (Příloha 23, Odkaliště KI) vtékají do Nedvědičky pod železniční tratí před obcí Dvořiště (hromadně sem vtékají vody z výpustních profilů 1 – DS R1, 7 – čistírna odpadních vod – areál ZCHÚ, 8 - ČVAK, 10 – čistírna odkalištních vod na ZCHÚ). Přibližně 1 000 m proti proudu od zaústění odkalištních vod z KI jsou do Nedvědičky svedeny vody z odkaliště KII. Množství přitékající vody není konstantní, v průběhu roku se mění. Po zaústění do Svatky jsou vody Nedvědičky až 15x naředěny. Na Nedvědičce jsou podnikem GEAM sledovány profily NERO (vysledovány výpustní profily 1, 7, 8, 10) a profil ZCHÚ – IV – I (pozaďový profil).

Do Hadůvky jsou zaústěny vody z ČDV Olší-Drahonín (profil č. 3), ČOV u ČDV Olší-Drahonín (profil č. 4). GEAM sleduje kvalitu vody na stanovišti s označením HAD 3. Jedná se o pozaďový profil ovlivnění vod Hadůvky výpustními profily 3 a 4. Profil HAD 4 sleduje změny chemismu v toku Hadůvky po zaústění vod z ČOV a ČDV Olší-Drahonín (Váša et al., 2014).

3.11 Hodnoty radionuklidů v recipientech znečištěných tocích Nedvědičky a Hadůvky

Koncentrace uranu ani radia ve vodě nepřekračují podle měření s. p. DIAMO úrovně stanovené nařízením vlády 82/1999 Sb., kterým se stanoví ukazatele a hodnoty přípustného stupně znečištění odpadních vod 0.3 mg/l pro uran a 0.5 Bq.l⁻¹ pro radium pro směsné vzorky vypouštěných odpadních vod, ale překračují hodnoty koncentrace uranu v povrchových vodách podle NV 23/2011 Sb. 0.04 mg.l⁻¹ (40 µg.l⁻¹). Koncentrace uranu na všech sledovaných profilech s. p. DIAMO je nejvyšší v roce 1992 0.08 mg.l⁻¹.

Uran ani radium svými hodnotami nepřekračují měření s. p. DIAMO úrovně stanovené nařízením vlády 82/1999 Sb., kterým se stanoví ukazatele a hodnoty přípustného stupně znečištění odpadních vod 0.30 mg.l⁻¹ pro U a 0.50 Bq.l⁻¹ pro radium pro směsné vzorky vypouštěných odpadních vod. Překročeny jsou hodnoty ve vodách podle NV 23/2011 Sb. 0.04 mg.l⁻¹ (40.00 µg.l⁻¹). V roce 1992 byla zaznamenána nejvyšší koncentrace U ve vodách veškerých měřených profilů o. z. GEAM a to 0.08 mg.l⁻¹.

Výrazným způsobem jsou uranem znečištěné spodní partie říčky Hadůvky na měřeném profilu ČHMÚ, Skryje. Podle NV 23/2011 je celková objemová aktivita (COA) stanovena pro povrchové vodní toky na 0.3 Bq.l^{-1} a β na 0.5 Bq.l^{-1} . COA α na lokalitě Skryje podle ČHMÚ (2005-2014) dosahovala až 11.85 Bq.l^{-1} (limit překročen 40x), COA β až 3.078 Bq.l^{-1} (limit překročen 6x).

Na lokalitě Skryje jsou koncentrace uranu překračovány podle ČHMÚ i v parametru jeho obsahu (mg.l^{-1}). Koncentrace naměřená ČHMÚ (2000-2014) udává jako nejvyšší hodnoty 0.37 mg.l^{-1} (přirozené pozadí $0.011\text{-}0.013 \text{ mg.l}^{-1}$; Váša et al., 2010). Tato hodnota výrazně překračuje hodnotu 0.04 mg.l^{-1} stanovenou NV 23/2011. Pro řeku Nedvědičku uvádí Sedláček (2009) uranové pozadí 0.01 mg.l^{-1} . Rozdílné hodnoty ČHMÚ a s. p. DIAMO jsou dány vzdáleností měřících bodů. ČHMÚ měří 2.00 km po proudu od měřícího bodu s. p. DIAMO. Důvod vysoké koncentrace uranu na stanovišti Skryje je jak uvádí Říčka (2010) obnovení hydrogeologického režimu a vývěry kontaminovaných vod v této oblasti s obsahem uranu až 2.20 mg.l^{-1} .

4 PŘÍRODNÍ POMĚRY V ZÁJMOVÝCH OBLASTECH

4.1 Přírodní poměry v dobývací oblasti Rožná–Rozchody (zájmová lokalita Nedvědička) a Olší–Drahonín (zájmová lokalita Hadůvka)

4.1.1 Všeobecná geologická charakteristika zájmové oblasti

Lokalita Nedvědička a Hadůvka jsou situovány v kutnohorsko-svrateckém komplexu – svrateckého krystalinika, na SV okraji moldanubika, mezi jednotkou strážeckého a svrateckého moldanubika. Na JV zasahují do zájmového území série vnějších a vnitřních fylitů.

Kutnohorsko-svratecký komplex (oblast) je charakteristický nižší úrovní metamorfózy hornin než moldanubická oblast. Rozkládá od kouřimského zlomu až k moravskoslezskému zlomovému pásmu (Kynický et al., 2015). Ve smyslu umístění zájmového území vychází v jeho severovýchodní části.

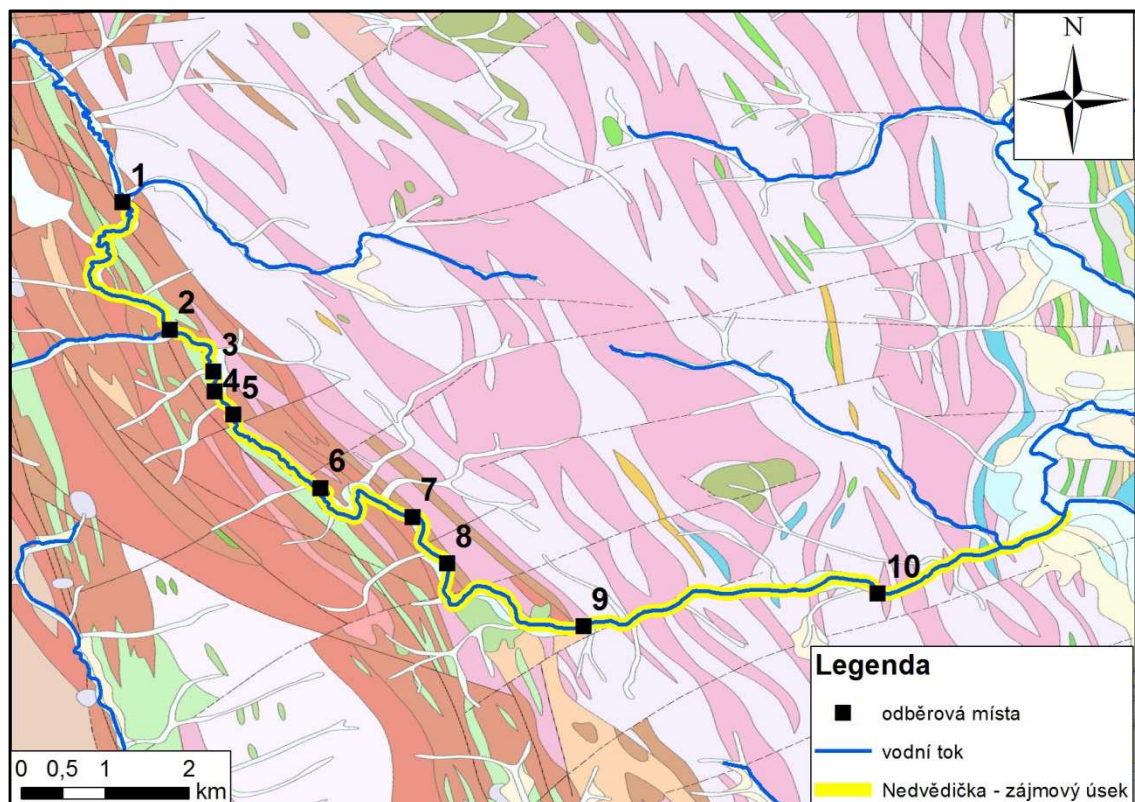
Oblast moldanubika je zde tvořena dvěma skupinami: jednotvárnou a pestrou (Urban a Synek, 1995). Pestrá skupina je složena z paraul s vložkami amfibolitů, erlanů, grafitických rul, krystalických vápenců, granulitů ultrabazit a dalších. Monotónní skupina je situována v úzkém pruhu ve směru SSZ-JJV mezi ložiskovými strukturami Olší a Rožná a je složena zejména z pararul.

Svratecké krystalinikum zde reprezentují ortoruly, migmatitizované ruly a granátické svory, polohy kvarcitů, serpentinitů, mramorů a amfibolitů (Melka, 1992).


















Zájmová oblast prošla polyfázovým vývojem, během něhož došlo k vzájemnému nasouvání svrchnoplášťových a korových segmentů. Můžeme tak zde vedle sebe identifikovat jednotky navzájem se lišící strukturním i metamorfním vývojem a také stářím (Vrána et al., 1988). Litostratigraficky rozlišujeme oblast moldanubika na ostrongskou, drosendorfskou a gföhlskou skupinu (Vrána et al., 1995; Franke, 1989). Podle Urbana a Synka (1995) je kutnohorsko-svratecká oblast součástí nadloží gföhlské skupiny vyjma své SV části.

4.1.2 Geologická charakteristika dobývací oblasti Rožná-Rozchody (zájmové území Nedvědička)

Zájmová oblast povodí říčky Nedvědičky spadá do ložiskové oblasti Rožná-Rozchody. Podloží je tvořeno hrubozrnnými plagioklas-biotitickými rulami, které jsou střídány polohami amfibolů, krystalických vápenců, erlanů a pararul s obsahem pyritu. Centrální část ložiska uranových rud je tvořena silně granitizovanými rulami a žilami aplitu. Dislokace jsou v určitých částech tvořeny silně podrcenými žilami pegmatitů a aplitů. Ve směru horninových pruhů, SSZ – JJV, jsou hlavní zlomové struktury. Horniny jsou ve sklonu 40-80° na Z. Uranová mineralizace je spjata zejména s výplněmi zlomů, dislokací a trhlin s impregnací smolince. Tyto struktury jsou uspořádané do nakloněných a protáhlých rudných sloupců (Pluskal, 1971). V bývalé ČSSR byly na ložisku Rožná objeveny v některých rudních žilách akumulace selenidů, zejména bezelianitu. Jako rudní minerály jsou zastoupeny především pyrit, kalcit a téměř se nevyskytují sulfidy Zn a Pb (Jurgenson a Hajek, 1980).



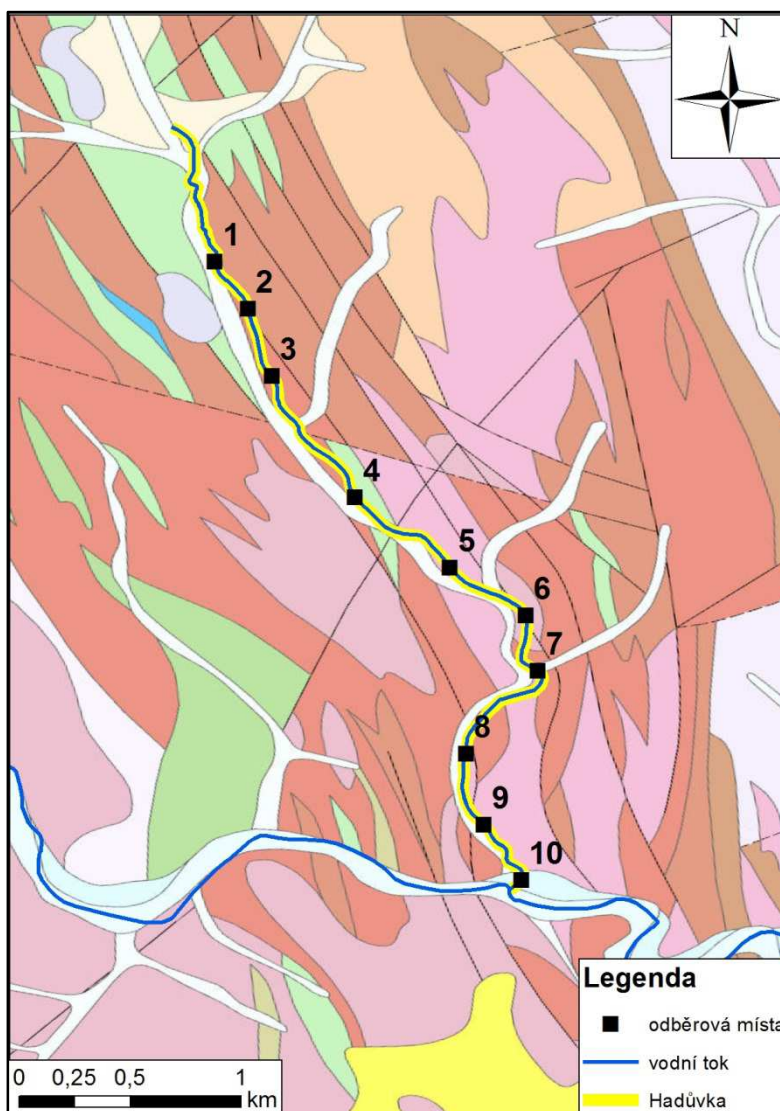
Obrázek 1 Geologická mapa dobývací oblasti Rožná-Rozchody (zájmové území Nedvědička) (ArcGIS 10.2, WMS Service, Geologická mapa 1:50 000)

	Hornina	Region	Soustava	Oblas
	kvarcit	kutnohorské krystalinikum, svratecké krystalinikum	Český masiv - krystalinikum a prevariské paleozoikum	kutnohorsko-svratecká oblast
	rula	metamorfní jednotky v moldanubiku	Český masiv - krystalinikum a prevariské paleozoikum	moldanubická oblast (moldanubikum)
	migmatit, rohovec	metamorfní jednotky v moldanubiku	Český masiv - krystalinikum a prevariské paleozoikum	moldanubická oblast (moldanubikum)
	sprašová hlína	Region nerozlišen	Český masiv - pokryvné útvary a postvariské magmatity	kvartér
	pararula	metamorfní jednotky v moldanubiku	Český masiv - krystalinikum a prevariské paleozoikum	moldanubická oblast (moldanubikum)
	rula, migmatit (arterit)	metamorfní jednotky v moldanubiku	Český masiv - krystalinikum a prevariské paleozoikum	moldanubická oblast (moldanubikum)
	aplopegmatit, žilný granit, turmalinický aplit	magmatity v moldanubiku	Český masiv - krystalinikum a prevariské paleozoikum	moldanubická oblast (moldanubikum)
	migmatit, ortorula	kutnohorské krystalinikum, svratecké krystalinikum	Český masiv - krystalinikum a prevariské paleozoikum	kutnohorsko-svratecká oblast
	svor	kutnohorské krystalinikum, svratecké krystalinikum	Český masiv - krystalinikum a prevariské paleozoikum	kutnohorsko-svratecká oblast
	granulit světlý	Region nerozlišen	Český masiv - krystalinikum a prevariské paleozoikum	moldanubická oblast (moldanubikum)
	navážka, halda, výsypka, odval	Region nerozlišen	Český masiv - pokryvné útvary a postvariské magmatity	kvartér
	granulit světlý	Region nerozlišen	Český masiv - krystalinikum a prevariské paleozoikum	moldanubická oblast (moldanubikum)
	amfibolit	poličské krystalinikum	Český masiv - krystalinikum a prevariské paleozoikum	středočeská oblast (bohémikum)
	serpentinit	svratecké krystalinikum	Český masiv - krystalinikum a prevariské paleozoikum	kutnohorsko-svratecká oblast
	peridotit serpentinizovaný, serpentinit	metamorfní jednotky v moldanubiku	Český masiv - krystalinikum a prevariské paleozoikum	moldanubická oblast (moldanubikum)
	amfibolit, amfibolit granitizovaný	metamorfní jednotky v moldanubiku	Český masiv - krystalinikum a prevariské paleozoikum	moldanubická oblast (moldanubikum)
	vápenec krystalický	svratecké krystalinikum	Český masiv - krystalinikum a prevariské paleozoikum	kutnohorsko-svratecká oblast
	hlína, písek, štěrk	Region nerozlišen	Český masiv - pokryvné útvary a postvariské magmatity	kvartér
	písek, štěrk	Region nerozlišen	Český masiv - pokryvné útvary a postvariské magmatity	kvartér
	sediment smíšený	Region nerozlišen	Český masiv - pokryvné útvary a postvariské magmatity	kvartér













Obrázek 2 Legenda ke geologické mapě dobývací oblasti Rožná-Rozchody (zájmové území Nedvědička) (ArcGIS 10.2, WMS Service, Geologická mapa 1:50 000)

4.1.3 Geologická charakteristika dobývací oblasti Olší-Drahonín (zájmové území Hadůvka)

Samotné uranové ložisko Olší je situováno JV od ložiska Rožná. Vyznačuje se příbuznou geologickou strukturou a umístěním v terénu jako ložisko Rožná. Obě ložiska jsou podobné i směrem a sklonem hornových pruhů, rudonosných struktur a jejich směrem. Ložisko Olší se vyznačuje na rozdíl od ložiska Rožná monotónnějším lithografickým profilem, u něho dochází ke střídání biotitických rul a amfibolitů. Rozdílné v obou ložiscích je i minerální složení, zejména na ložisku Olší je méně karbonátové žilnatiny, která je zde vázána zejména na smolinec (Pluskal, 1971).



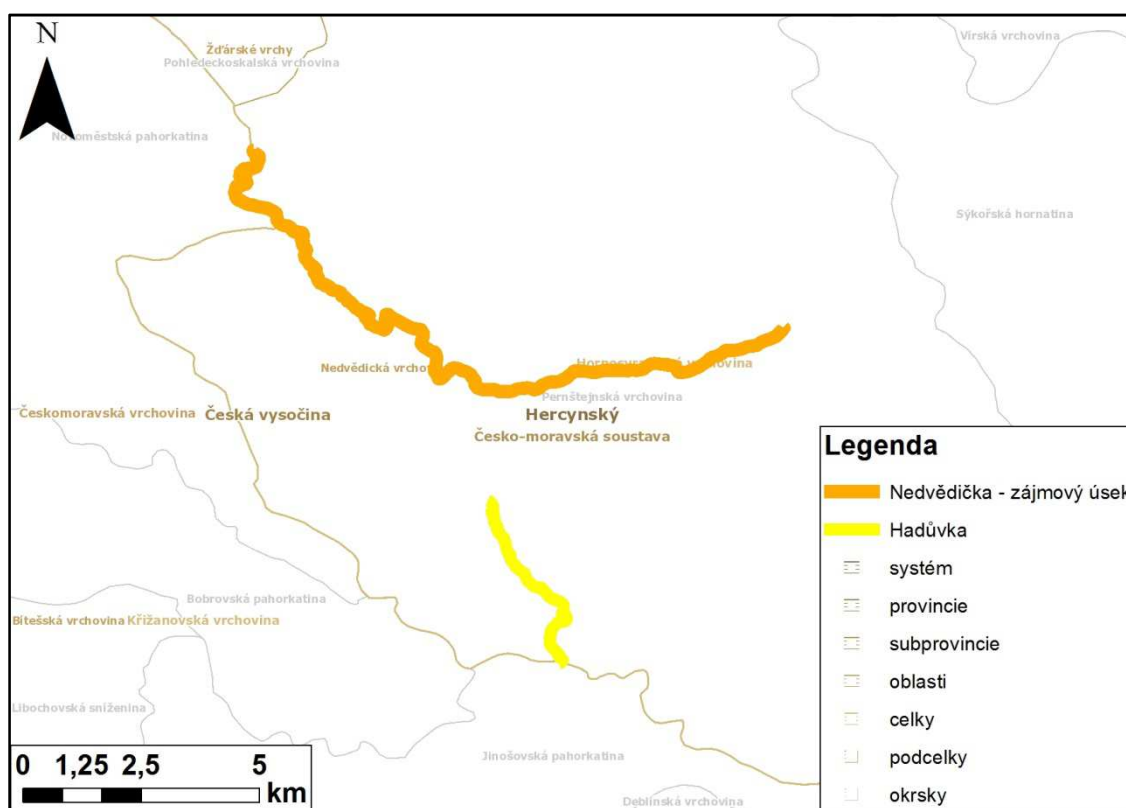
Obrázek 3 Geologická mapa dobývací oblasti Olší-Drahonín (zájmové území Hadůvka) (ArcGIS 10.2, WMS Service, Geologická mapa 1:50 000)

	Homina	Region	Soustava	Oblas
	kamenitý až hlinito-kamenitý sediment	Region nerozlišen	Český masiv - pokryvné útvary a postvariské magmatity	kvartér
	jíl vápnlitý, (písek)	Region nerozlišen	Karpaty	karpatská předhlubeň
	pararula	metamorfní jednotky v moldanubiku	Český masiv - krystalinikum a prevariské paleozoikum	moldanubická oblast (moldanubikum)
	aplopegmatit, žilný granit, turmalinický aplit	magmatity v moldanubiku	Český masiv - krystalinikum a prevariské paleozoikum	moldanubická oblast (moldanubikum)
	migmatit, ortorula	kutnohorské krystalinikum, svratecké krystalinikum	Český masiv - krystalinikum a prevariské paleozoikum	kutnohorsko-svratecká oblast
	svor	kutnohorské krystalinikum, svratecké krystalinikum	Český masiv - krystalinikum a prevariské paleozoikum	kutnohorsko-svratecká oblast
	navážka, halda, výsypka, odval	Region nerozlišen	Český masiv - pokryvné útvary a postvariské magmatity	kvartér
	granulit světlý	Region nerozlišen	Český masiv - krystalinikum a prevariské paleozoikum	moldanubická oblast (moldanubikum)
	amfibolit	poličské krystalinikum	Český masiv - krystalinikum a prevariské paleozoikum	středočeská oblast (bohemikum)
	hlína, písek, štěrk	Region nerozlišen	Český masiv - pokryvné útvary a postvariské magmatity	kvartér
	písek, štěrk	Region nerozlišen	Český masiv - pokryvné útvary a postvariské magmatity	kvartér
	sediment smíšený	Region nerozlišen	Český masiv - pokryvné útvary a postvariské magmatity	kvartér

Obrázek 4 *Legenda ke geologické mapě geologická mapa dobývací oblasti Olší-Drahonín (zájmové území Hadůvka) (ArcGIS 10.2, WMS Service, Geologická mapa 1:50 000)*

4.1.4 Geomorfologie dobývací oblasti Rožná–Rozchody (zájmová lokalita Nedvědička) a Olší–Drahonín (zájmová lokalita Hadůvka)

Zájmová oblast říčky Hadůvky a Nedvědičky vznikla dlouhodobým vývojem. Jedná se o (až do stádia penepplénu) zarovnanou denundační trosku. Oblast je řazena do geomorfologického celku Českomoravské vrchoviny a rozkládá se na rozhraní dvou geomorfologických podcelků Nedvědičké a Bítýšské vrchoviny. V miocénu došlo vlivem nasunutí západních bloků Karpat na východní svahy Českého masívu k tektonické aktivitě (Myslil et al., 1985).



Obrázek 5 Geobiocenologické členění dobývací oblasti Rožná–Rozchody (zájmová lokalita Nedvědička) a Olší–Drahonín (zájmová lokalita Hadůvka) (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service)

4.1.5 Hydrologická charakteristika dobývací oblasti Rožná–Rozchody (zájmová lokalita Nedvědička) a Olší–Drahonín (zájmová lokalita Hadůvka)

Pravostranné přítoky Svatky, Loučka a Nedvědička, jsou nejvýznamnějšími povrchovými vodními toky, které odvodňují zájmovou oblast. Patří do povodí Moravy a Svatky (4-15-01-037) (Michlíček et al. 1986).

Severní část území odvodňuje říčka Nedvědička, která tvoří jednu z odběrových lokalit. Povodí Nedvědičky zahrnuje její pravostranný přítok Rožínecký potok a levostranné přítoky Zlatkovský potok, Rozsošský potok a Žlebecký potok. Nedvědička dosahuje plochy povodí 85.4 km², průměrný průtok v ústí je 0.35 m³.s⁻¹, délka 28.6 km a pramení v nadmořské výšce 710 m n. m. u obce Zubří (okrese Žďár nad Sázavou) (Kestřánek, 1984).

Loučka i Nedvědička jsou řeky bystřeného charakteru, aluviální nivu vytvářejí jen ve velmi omezené míře. Jejich průtok je závislý téměř výhradně na atmosférických srážkách (Váša et al., 2010). Nedvědička i Loučka svým charakterem náleží do pstruhového pásma. Jsou situovány v údolích hlubokých od 13-320 m (Culek, 1996).

Říčka Hadůvka (část jejího povodí tvoří zájmové území) má délku 4.01 km (Hudcová, 2012) a plochu povodí 5.125 km² (Šenk, 2001). Náleží ze severu do povodí Nedvědičky a z jihu do povodí Loučky. Podobně jako u Nedvědičky a Loučky náleží Hadůvka do hydrologického rajonu R53 (oblast vltavskodunajské elevace, povodní Svatky a Moravy, 4-15-01-037). Hadůvka má bystřinný charakter, ve spodní části toku vystupuje skalní podloží. Aluviální rovina není příliš vyvinuta. Tok pramení v nadmořské výšce 541 m n. m. a ústí do Loučky v nadmořské výšce 342 m n. m. Koryto toku je relativně úzké (Hudcová, 2012), 0.5-1.5 m (vlastní pozorování).

4.1.6 Hydrogeologická charakteristika dobývací oblasti Rožná–Rozchody (zájmová lokalita Nedvědička) a Olší–Drahonín (zájmová lokalita Hadůvka)

Hydrogeologie zkoumané oblasti je formována především morfologií terénu, propustností hornin, tektonickými poruchami a atmosférickými srážkami. Území lze označit, vzhledem k výskytu biotitických a amfibolitických rul, jako málo propustné. Výjimku tvoří křehké horniny s vyšším obsahem křemene, které nepodléhají tvarování tlakem (aplit, pegmatit, kvarcit, intenzivně granitizované ruly). Ty se zde vyskytují sporadicky jako menší samostatné útvary. Nejvýznamnější morfologickým znakem

území, který má vliv na hydrogeologické charakteristiky studovaného území, je hřeben protínající povodí Loučky a Nedvědičky (Váša et al., 2010).

Ložiskovou oblast Rožná-Rozchody lze charakterizovat výskytem hluboké a mělké (přípovrchové) zvodně. Hluboký hydrogeologický oběh vody je spjat zejména s tektonickými poruchami. Mělký oběh vody je vázán na zóny navětrání hornin a kvartérní pokryv. Voda zde proudí ve smíšeném průlinovo-puklinovém prostředí prostřednictvím svrchního, rychlejšího oběhu. Spodní oběh přípovrchové zóny (mělkého oběhu) se vyskytuje sporadicky v závislosti na navětrání a zrnitosti hornin. Směrem do hloubky voda koluje výhradně prostředím puklinovým (Kříbek et al., 2005). V oblasti lze identifikovat několik významných tektonických poruch. Jedná se jednak o kataklazitovou zónu ve směru SSZ-JJV s délkou 10-15 km a mocností v rozmezí 25-30 m, vyplněnou buď málo propustným, nebo zcela nepropustným materiálem (karbonáty, tektonický jíl, grafit). A dále se jedná o diagonální dislokace 55°-70°, 280°-290° a 10°-30°, které mohou potencionálně vhodně sloužit jako významné cesty proudění podzemních vod (Kříbek et al., 1997). Mělká (přípovrchová) zóna je mocná 20-30 m (Hájek et al., 1997).

Dobývací oblast Olší-Drahonín je po stránce hydrogeologické zastoupena puklinovým kolektorem, který je tvořen zvodněnými jílovito-písčitymi hlínami eluviálního charakteru s proměnlivým podílem kamenů, valounů a zvětralinových úlomků hornin. Rozpukání hornin v údolních nivách dosahuje do hloubky cca. 20 m, v hadcových polohách až do hloubky 30 m (Zeman, 1999).

Důlní činností v oblasti dochází k výrazným změnám hydrogeologického režimu zájmových povodí. Odvodnění 8.76 km² dobývacího prostoru ložiska Rožná může být ovlivněno až 78.5 km² plochy povodí. Bez prokazatelných vlivů odvodnění ložiska je pouze 11.2 % plochy povodí. Došlo ke vzniku strmého depresního kuželu. Nejvýznamnější jsou deprese ve směru SSZ až JJV, méně zásadní jsou pak deprese ve směru SV a SZ podél druhořadých tektonických flotací a linií. Postup depresí je omezen řekami Loučkou a Nedvědičkou ve směru V a Z, z JV linií Kraví Hora – Moravské Pavlovice – údolí Nedvědičky, ze S obcemi Rovné a Domanín (Váša et al., 2010).

4.1.7 Klimatická charakteristika dobývací oblasti Rožná–Rozchody (zájmová lokalita Nedvědička) a Olší–Drahonín (zájmová lokalita Hadůvka)

Zájmová území náleží k Českomoravské vysočině, spadá do klimatické mírně teplé (MT3, MT5, MT6, MT7) a jen okrajově do chladné (Quitt, E. 1971). Průměrné jarní teploty se pohybují v rozmezí 6-7°C, letní 13-14°C, podzimní 6-7°C a zimní -3°C až -2°C. V průměru se vyskytuje 20-30 letních dnů, nejvyšší letní teploty přesahují 30°C a nejnižší zimní až -19°C. Během toku je zde průměrně 120-140 mrazových dní (Tolasz, 2007). Průměrná roční vlhkost vzduchu je 75-80 %. Rychlost větru se pohybuje kolem 4 m.s⁻¹, nejvyšší je v zimě a nejméně v létě. Průměrný roční úhrn srážek dosahuje 600-650 mm, v letním období naprší mezi 200-250 mm srážek. Na Dolní Rožínce prší 170 dní v roce s úhrnem srážek ≥ 0.1 mm. Sněhové srážky v oblasti Dolní Rožínky trvají mezi 70-80 dny za rok, průměrná sněhová pokrývka je 110-150 cm.

4.1.8 Flóra

Bioregion je po stránce botanické bohatý. Převládají zde druhy středoevropských listnatých lesů jako např. bažantka vytrvalá (*Mercurialis premis*), sasanka hajní (*Anemonoides nemorosa*) a samorostlík klasnatý (*Acetea spinea*). Jižní část bioregionu lze charakterizovat jako výběžek teplomilných druhů např. hvězdnice chlumní (*Aster amellus*). Prostřednictvím skalnatých ostrožen pronikají některé druhy až do středních částí bioregionu (vousatka prstnatá (*Bothriochloa ischaemum*)). Náročnější druhy jako např. sasanka lesní (*Anemone silvestris*) rostou i v nadmořských výškách kolem 600 m prostřednictvím vložek krystalických vápenců. V blízkosti obce Drahonín a Ujčov, na výchozech hadců se vyskytují druhy slezník hadcový (*Asplenium cuneifolium*) a slezník klamný (*Asplenium adulterium*) (Culek, 1996).

Zvláště chráněná plavuně pučivá (*Lycopodium annotinum*) je potvrzena z povodí Zlatkovského potoka. Dále např., prvosěnka vyšší (*Primula elatior*) byla zaznamenána v údolí levostranného přítoku Bukovského potoka. Chráněné rostlinné druhy lze nalézt také v antropogenně vytvořených krajinných prvcích, např. bělolist rolní (*Filago arvensis*), druh vedený v červeném seznamu rostlin ČR, byl nalezen na ladech odkaliště KII. Antropogenně vytvořené krajinné prvky rovněž poskytují volnou ekologickou niku, kterou kolonizují nepůvodní druhy, jako např. na hrázi odkaliště KI, kterou osídlil nepůvodní nofyt křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*) (Lacina, 2009).

4.1.9 Fauna

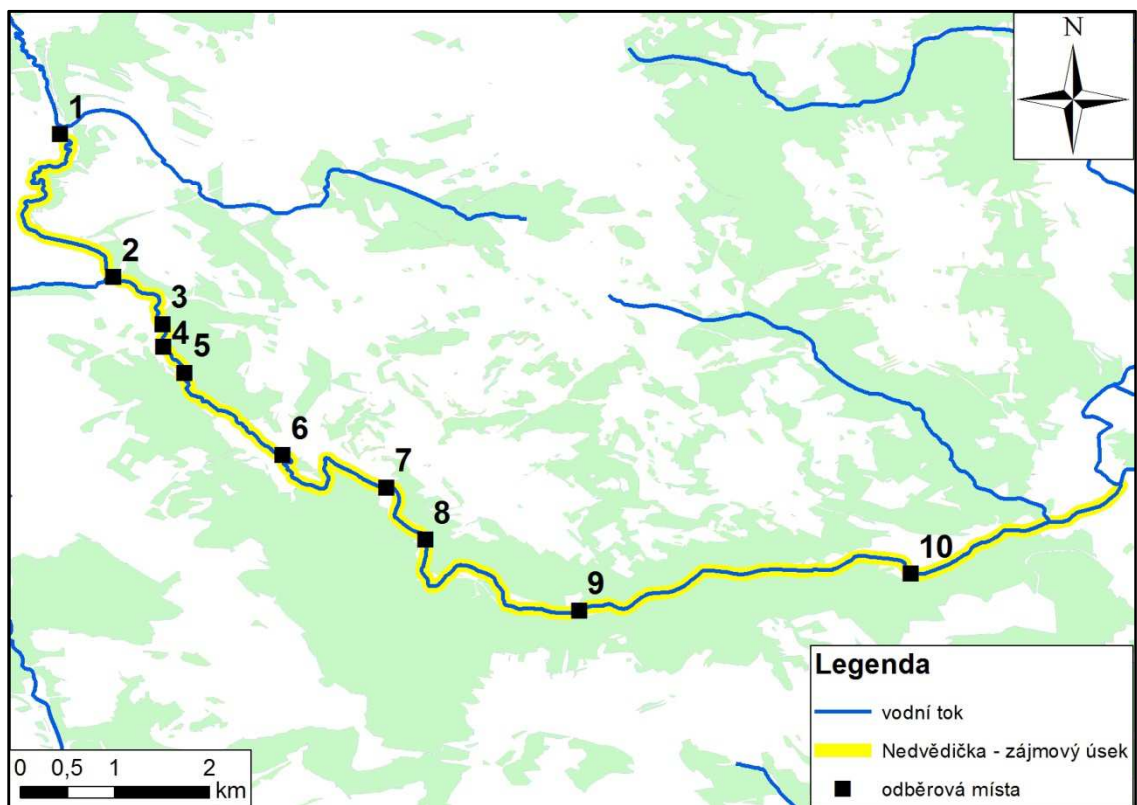
Bioregion poskytuje útočiště zejména druhům ze zkulturněného předhůří Českomoravské vrchoviny. Jako významnější druhy savců jsou zde vedeny vydra říční (*Lutra lutra*) a ježek východní (*Erinaceus concolor*), ptáků: lejsek malý (*Ficedula parva*), hmyzu: modrásek vikvicový (*Polyommatus coridon*), obojživelníků: mlok skvrnitý (*Salamandra salamandra*), měkkýšů: trojlaločka pyskatá (*Helicodonta obvoluta*) (Culek, 1996).

V okolí dolu Rožná se vyskytuje např. rak říční (*Astacus astacus*) a skokan zelený (*Rana klepton esculenta*) – opakovaně zaznamenán na říčce Nedvědičce na profilu Dvořiště. Ptačí druhy sledované v blízkosti dolu Rožná jsou volavka bílá (*Egretta alba*), čírka obecná (*Anas crecca*), pisík obecný (*Actitis hypoleucos*), ůuhýk obecný (*Lanius collurio*), potápka malá (*Tachybaptus ruficollis*) a čečetka zimní (*Carduelis flammea*). Bramboříčci černohlaví (*Saxicola torquata*) pravidelně hnízdí mezi železničním mostem a chemickou úpravnou na odkališti KI (Lacina, 2009).

4.2 Charakteristika lesních oblastí dobývací oblasti Rožná–Rozchody (zájmová lokalita Nedvědička) a Olší–Drahonín (zájmová lokalita Hadůvka)

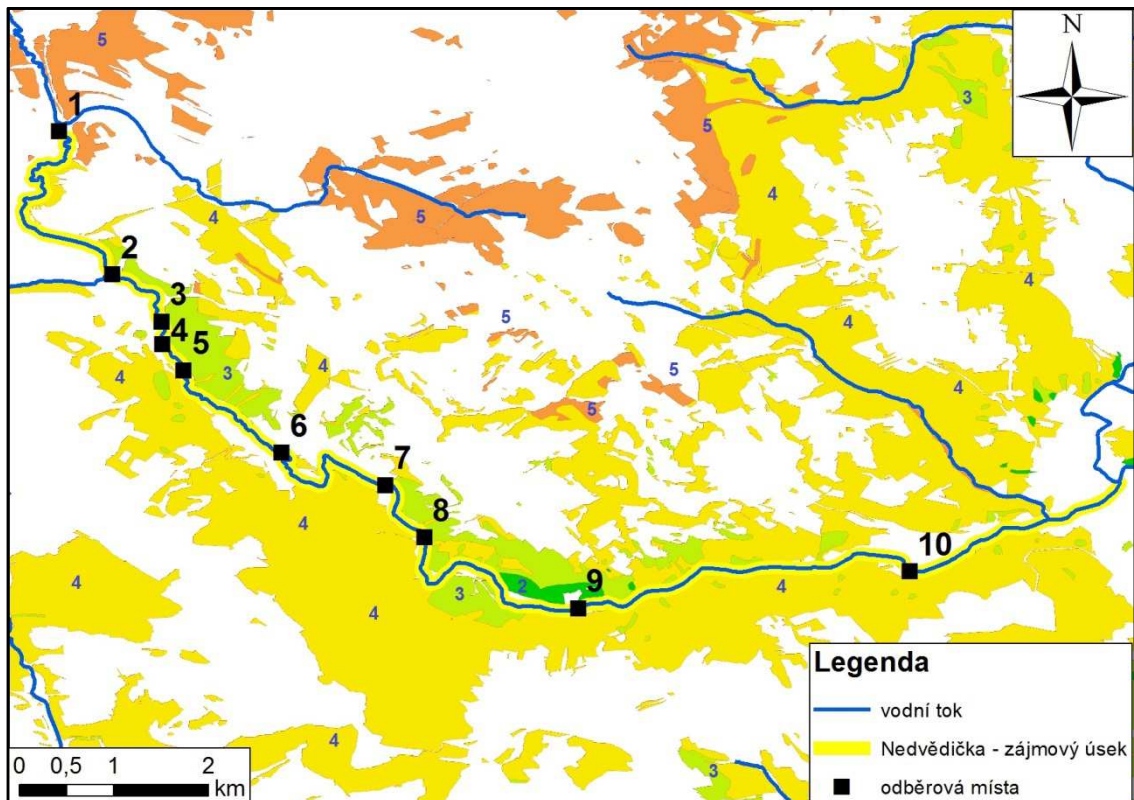
Zájmové území náleží do Sýkořského biogeografického regionu. Spadá sem Nedvědičská vrchovina a výchovní okraji Křižanovské vrchoviny, celková plocha bioregionu je 607 km². Pro tuto oblast je typické střídání 4. a 5. vegetačního stupně Českomoravské vrchoviny a v teplejších údolích s panonským vlivem 2. bukodubový vegetační stupeň. Květnaté bučiny a v údolích doubravové háje a acidofilní doubravy zde zastupují potencionální vegetaci. Vzhledem k údolnímu fenoménu je celé území typické rozmanitou biosférou (Culek, 1996).

4.2.1 Lesní oblast povodí Nedvědičky



Obrázek 6 Přehledová mapa lesní oblasti povodí Nedvědičky s vyznačenými odběrovými místy (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)

4.2.2 Lesní vegetační stupně v povodí Nedvědičky

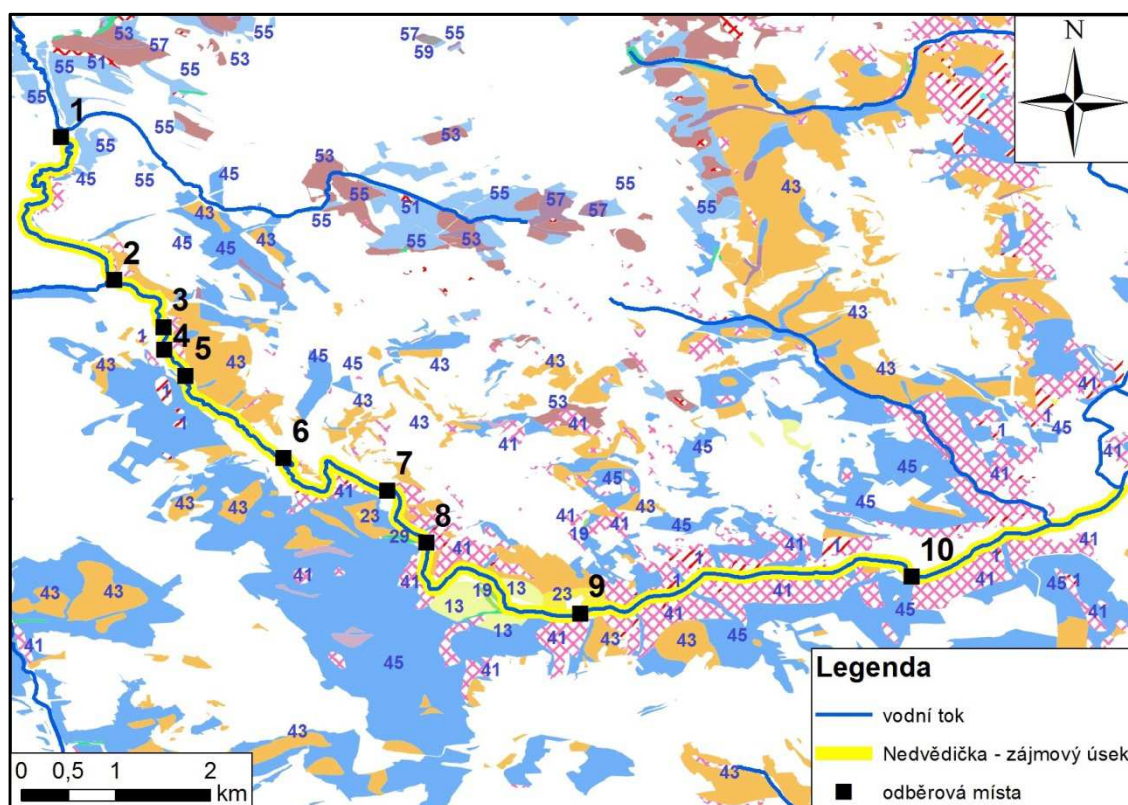


Obrázek 7 Lesní vegetační stupně v povodí Nedvědičky (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)

Tabulka 1 Seznam vegetačních stupňů v povodí Nedvědičky a jejím blízkém okolí

Vegetační stupeň
2. lesní vegetační stupeň – bukodubový (350 – 400 m n. m.)
3. lesní vegetační stupeň – dubobukový (400-550 m n. m.)
4. lesní vegetační stupeň – bukový (550-600 m n. m.)
5. lesní vegetační stupeň – jedlobukový (600-700 m n. m.)

4.2.3 Cílový hospodářský soubor povodí Nedvědičky

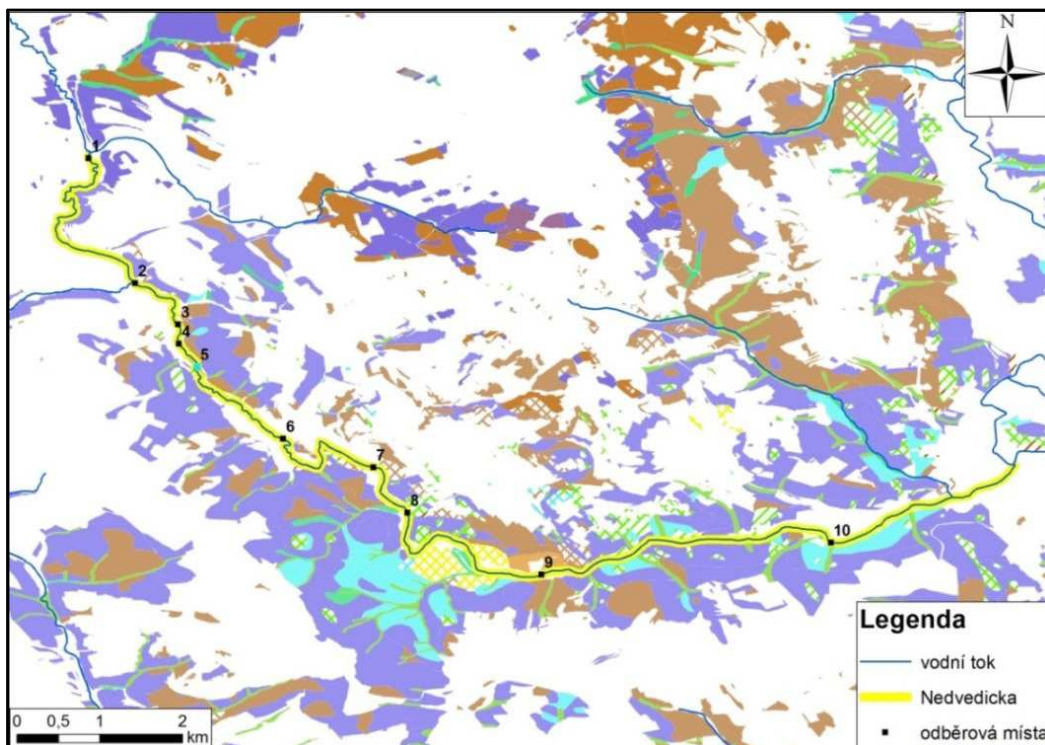


Obrázek 8 Přehledová mapa - cílový hospodářský soubor povodí Nedvědičky (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)

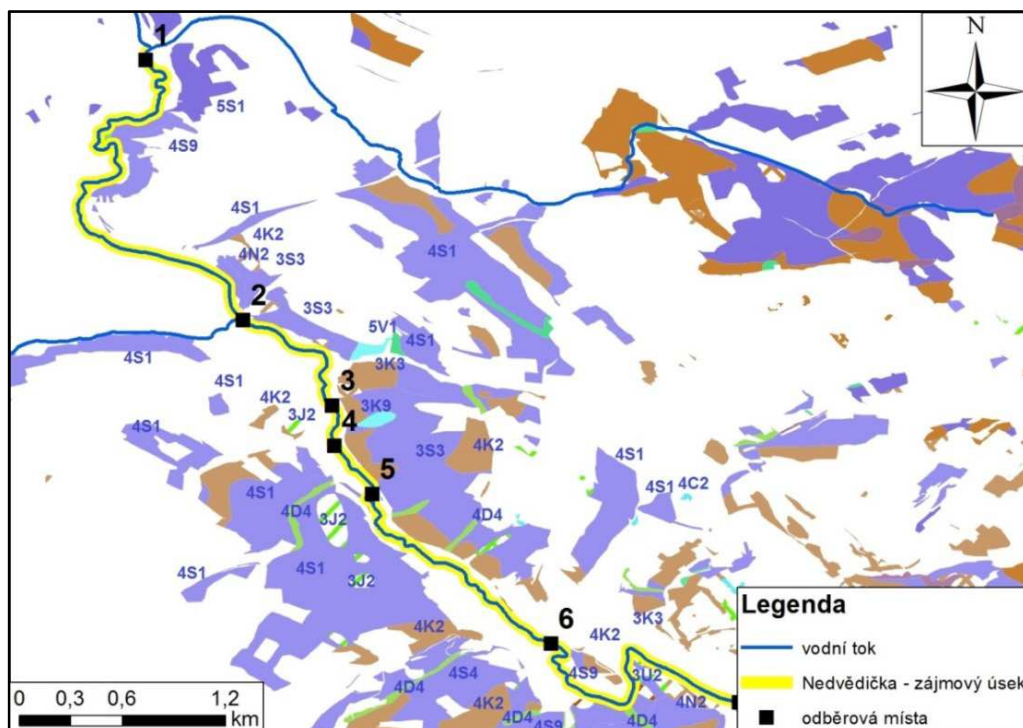
Tabulka 2 Seznam cílových hospodářských souborů v povodí Nedvědičky

Cílový hosp soubor - povodí Nedvědička	
1	Mimořádně nepříznivá stanoviště
13	Hospodářství přirozených borových stanovišť
19	Hospodářství lužních stanovišť
23	Hospodářství kyselých stanovišť nižších poloh
41	Hospodářství exponovaných stanovišť středních poloh
43	Hospodářství kyselých stanovišť středních poloh
45	Hospodářství živných stanovišť středních poloh
51	Hospodářství exponovaných stanovišť vyšších poloh
55	Hospodářství živných stanovišť vyšších poloh

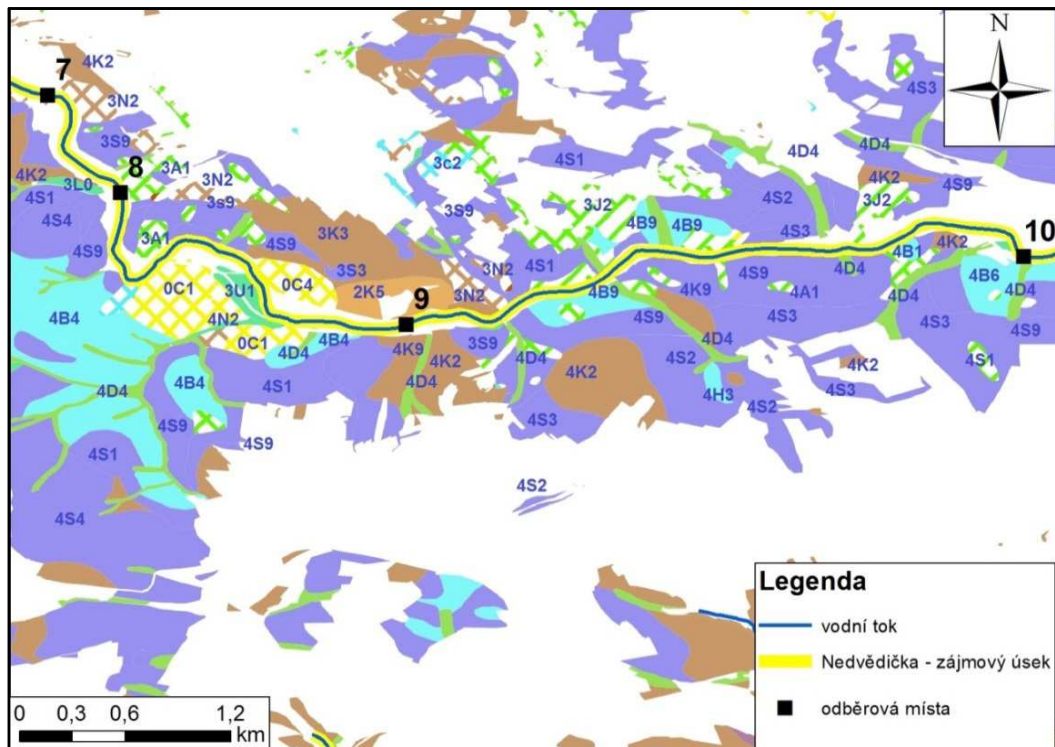
4.2.4 Lesní typy v blízkosti povodí Nedvědičky



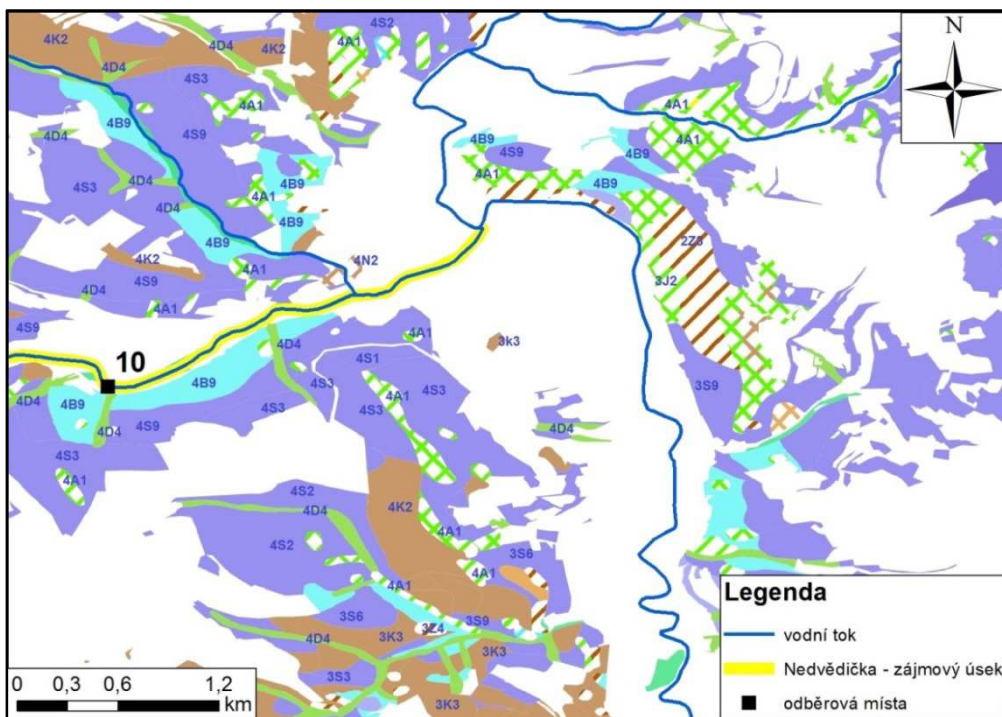
Obrázek 9 Přehledová mapa – lesní typ povodí Nedvědičky (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)



Obrázek 10 Výřez Obrázek 9 - lesní typ v povodí Nedvědičky a jejím blízkém okolí (1/3) (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)



Obrázek 11 Výřez Obrázku 9 - lesní typ v povodí Nedvědičky a jejím blízkém okolí (2/3)(ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)

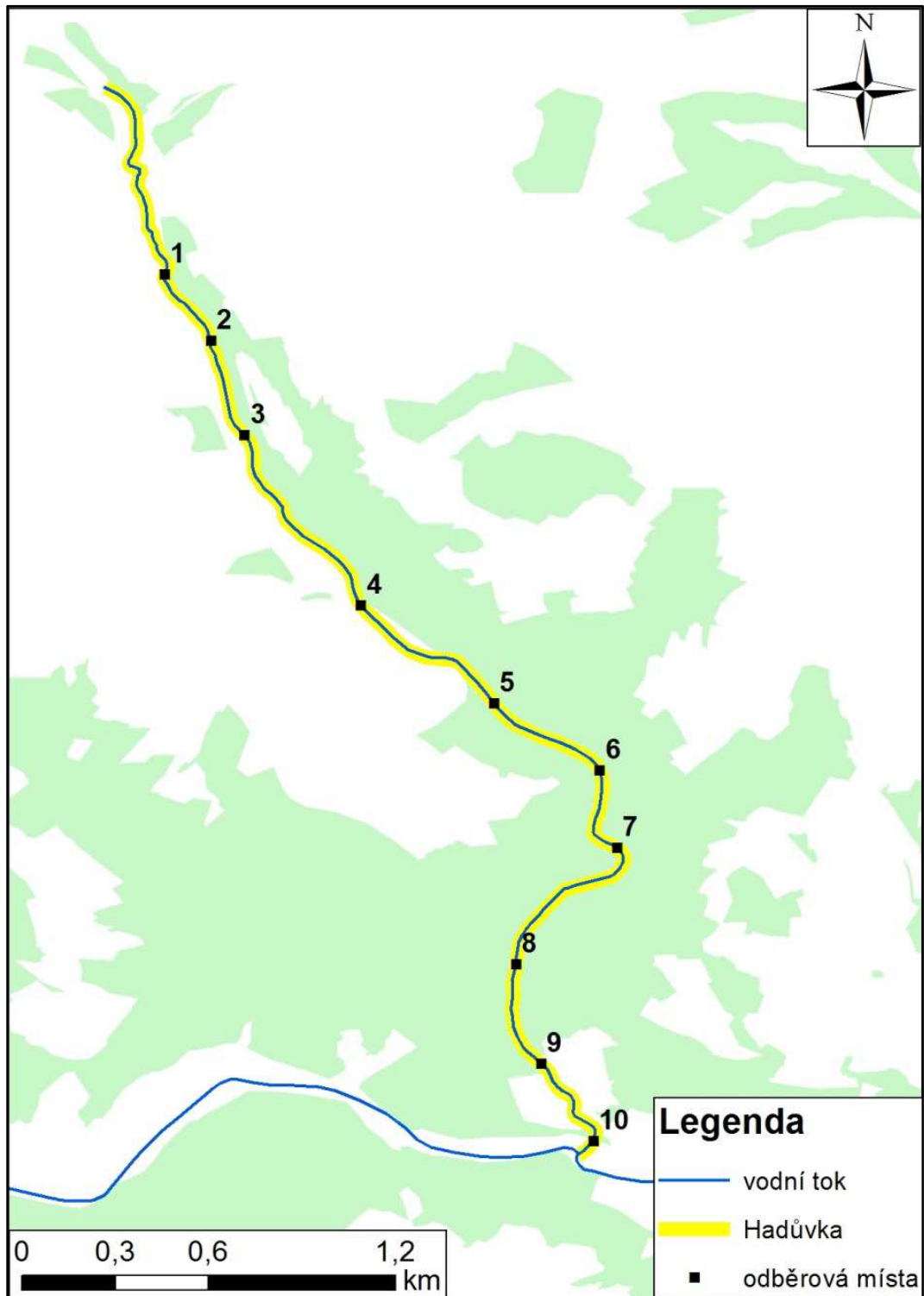


Obrázek 12 Výřez Obrázku 9 - lesní typ v povodí Nedvědičky a jejím blízkém okolí (3/3) (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)

Tabulka 3 Seznam lesních typů v blízkosti povodí Nedvědičky

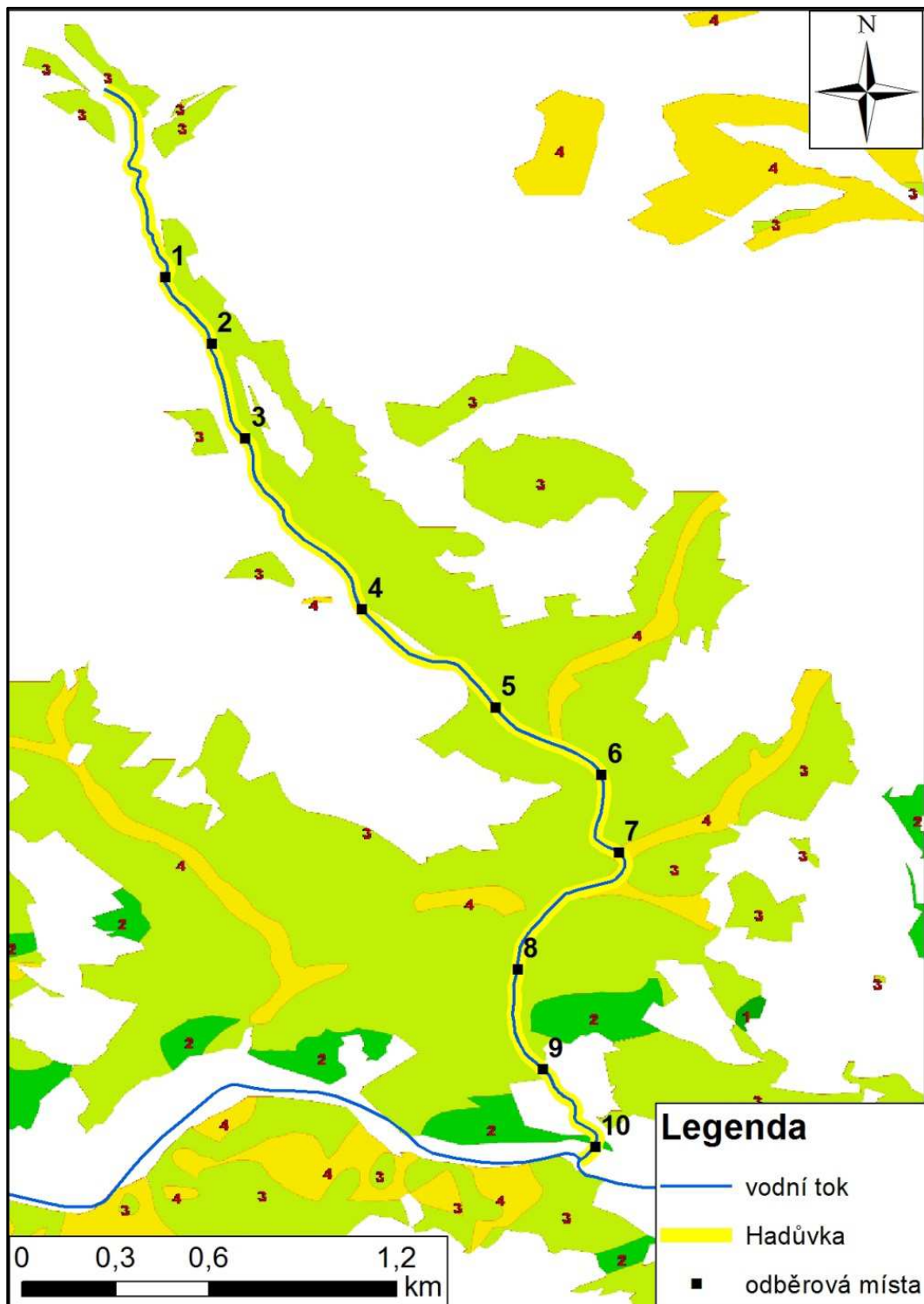
Soubor lesních typů	Lesní typ		
0C	0C1	Hadcový bor	Pinetum serpentanicum
0C	0C4	Hadcový bor	Pinetum serpentanicum
2K	2K5	Kyselá buková doubrava	Fageto - Quercetum acidophilum
2Z	2Z3	Zakrslá buková doubrava	Fageto - Quercetum humilis(-e)
3A	3A1	Lipodubová bučina	Tilii - Querceto - Fagetum acerosum lapidosum
3C	3C2	Vysychavá doubravová bučina	Querceto - Fagetum subxerothermicum
3J	3J2	Lipová javořina	Tilieto - Aceretum saxatilis(-e)
3K	3K3	Kyselá dubová bučina	Querceto - Fagetum acidophilum
3K	3K9	Kyselá dubová bučina	Querceto - Fagetum acidophilum
3L	3L0	Jasanová olšina	Fraxineto - Alnetum alluviale(-is)
3N	3N2	Kamenitá kyselá dubová bučina	Querceto - Fagetum lapidosum acidophilum
3S	3S3	Svěží dubová bučina	Querceto - Fagetum mesotrophicum
3S	3S9	Svěží dubová bučina	Querceto - Fagetum mesotrophicum
3S	3S6	Svěží dubová bučina	Querceto - Fagetum mesotrophicum
3U	3U1	Javorová jasenina	Acereto - Fraxinetum validosum
3Z	3Z4	Zakrslá dubová bučina	Querceto - Fagetum humilis(-e)
4A	4A1	Lipová bučina	Tilieto - Fagetum acerosum lapidosum
4B	4B4	Bohatá bučina	Fagetum eutrophicum
4B	4B6	Bohatá bučina	Fagetum eutrophicum
4B	4B9	Bohatá bučina	Fagetum eutrophicum
4C	4C2	Vysychavá bučina	Fagetum subxerothermicum
4D	4D4	Obohacená bučina	Fagetum (acerosum) deluvium
4H	4H3	Hlinitá bučina	Fagetum illimerosum trophicum
4K	4K2	Kyselá bučina	Fagetum acidophilum
4K	4K9	Kyselá bučina	Fagetum acidophilum
4N	4N2	Kamenitá kyselá bučina	Fagetum lapidosum acidophilum
4S	4S1	Svěží bučina	Fagetum mesotrophicum
4S	4S2	Svěží bučina	Fagetum mesotrophicum
4S	4S3	Svěží bučina	Fagetum mesotrophicum
4S	4S4	Svěží bučina	Fagetum mesotrophicum
4S	4S9	Svěží bučina	Fagetum mesotrophicum
5S	5S1	Svěží jedlová bučina	Abieto - Fagetum mesotrophicum
5S	5S2	Svěží jedlová bučina	Abieto - Fagetum mesotrophicum
5V	5V1	Vlhká jedlová bučina	Abieto - Fagetum humidum (fraxinosum)

4.2.5 Lesní oblast povodí Hadůvky



Obrázek 13 *Lesní oblast povodí Hadůvky (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)*

4.2.6 Lesní vegetační stupně v povodí Hadůvky



Obrázek 14 Lesní vegetační stupně v povodí Hadůvky (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)

Tabulka 4 Seznam vegetačních stupňů v povodí Hadůvky a jejím blízkém okolí

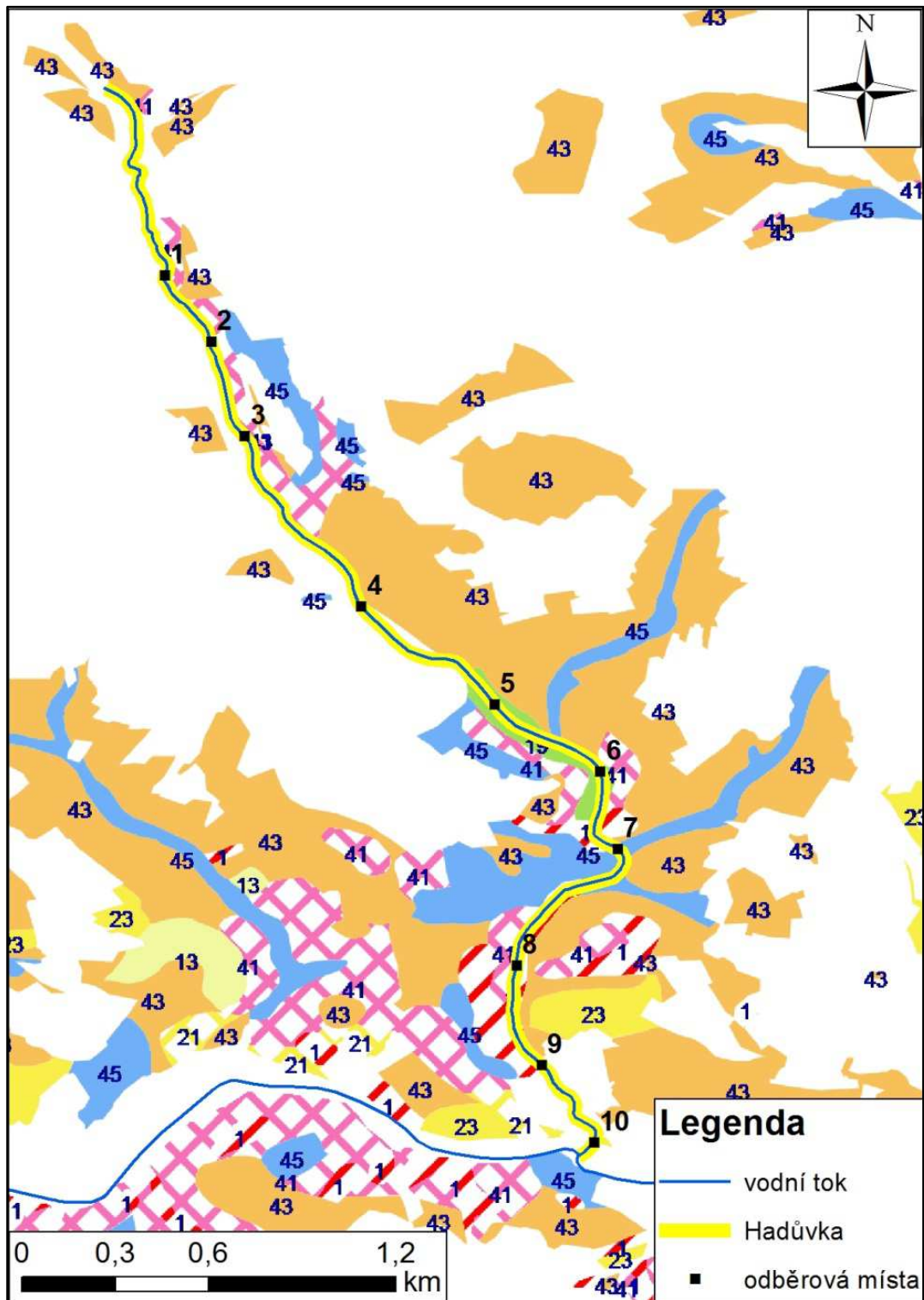
Lesní vegetační stupně používané typologickým klasifikačním systémem ÚHUL
2. lesní vegetační stupeň – bukodubový (350 – 400 m n. m.)
3. lesní vegetační stupeň – dubobukový (400 – 550 m n. m.)
4. lesní vegetační stupeň – bukový (550 – 600 m n. m.)

Tabulka 5 Zastoupení lesních vegetačních stupňů podle polohy na toku

Lesní vegetační stupeň							
Hadůvka		Pravý břeh			Levý břeh		
Stanoviště	Úsek toku	Přímo navazuje na tok		Související	Přímo navazuje na tok		Související
		> 50 %	< 50 %		> 50 %	< 50 %	
1	Vrchní tok	3	-	-	-	-	-
2							
3							
4	Střední tok	3	4	-	3	-	-
5							
6							
7							
8	Spodní tok	3	2	2	3	2	4
9							
10							

V případě pravého i levého břehu dominuje v atributu tabulky víc jak 50 % (>50 %) lesní vegetační stupeň (LVS) 3. V pravé části toku v atributu < 50 % nalézáme pouze LVS 4, na spodním toku LVS 4. Související LVS lze nalézt pouze na spodním toku, LVS 2. U levého břehu na spodním toku se setkáváme s LVS 2 u atributu < 50 % a s LVS 4 v případě souvisejícího LVS.

4.2.7 Cílový hospodářský soubor povodí Hadůvky



Obrázek 15 Přehledová mapa - cílový hospodářský soubor povodí Hadůvky (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)

Tabulka 6 Seznam cílových hospodářských souborů v povodí Hadůvky

Hospodářský soubor	
01	Mimořádně nepříznivá stanoviště
13	Hospodářství přirozených borových stanovišť
21	Hospodářství exponovaných stanovišť nižších poloh
23	Hospodářství kyselých stanovišť nižších poloh
41	Hospodářství exponovaných stanovišť středních poloh
43	Hospodářství kyselých stanovišť středních poloh
45	Hospodářství živných stanovišť středních poloh

Tabulka 7 Zastoupení cílových hospodářských souborů podle polohy na toku

Cílový hospodářský soubor							
Hadůvka		Pravý břeh			Levý břeh		
Stanoviště	Úsek toku	Přímo navazuje na tok		Související	Přímo navazuje na tok		Související
		> 50 %	< 50 %		> 50 %	< 50 %	
1	Vrchní tok	41	43	45	-	-	-
2							
3							
4	Střední tok	43	41, 19, 45, 01	-	19	01	41, 43, 45
5							
6							
7	Spodní tok	43	01, 45	23, 41, 01	45	41, 01	45, 43, 41
8							
9							
10							

Cílové hospodářské soubory (CHS) pravého břehu, přímo navazující na tok, jsou na vrchním toku více jak 50 % zastoupeny CHS 41, na středním a spodním toku CHS 43. Méně jak 50 % CHS pravého břehu reprezentují na vrchním toku CHS 43 na středním toku CHS 41, 19, 45, 01 a na spodním toku CHS 01 a 45. Související CHS pravého břehu jsou na vrchním toku CHS 45, na spodním toku CHS 23, 41 a 01. Levý břeh je reprezentován CHS se zastoupením více jak 50 % na středním toku CHS 19, na spodním toku CHS 45. Méně jak 50 % plochy na středním toku levého břehu zaujímá CHS 01, související CHS jsou zde 41, 43 a 45. Spodní tok v podskupině méně jak 50 % reprezentuje CHS 01 a 41, související CHS jsou 45, 43 a 41.

Tabulka 8 Seznam lesních typů a souborů lesních typů v blízkosti povodí Hadůvky

Soubor lesních typů	Lesní typ		
0C	0C3	Hadcový bor	Pinetum serpentanicum
0Z	0Z1	Reliktní bor	Pinetum relictum
2C	2C2	Vysychavá buková doubrava	Fageto - Quercetum subxerothermicum
2K	2K3	Kyselá buková doubrava	Fageto - Quercetum acidophilum
2K	2K4	Kyselá buková doubrava	Fageto - Quercetum acidophilum
2S	2S9	Svěží buková doubrava	Fageto - Quercetum mesotrophicum
2Z	2Z3	Zakrslá buková doubrava	Fageto - Quercetum humilis(-e)
3A	3A1	Lipodubová bučina	Tilii - Querceto - Fagetum acerosum lapidosum
3B	3B1	Bohatá dubová bučina	Querceto - Fagetum eutrophicum
3B	3B2	Bohatá dubová bučina	Querceto - Fagetum eutrophicum
3B	3B6	Bohatá dubová bučina	Querceto - Fagetum eutrophicum
3B	3B9	Bohatá dubová bučina	Querceto - Fagetum eutrophicum
3C	3C2	Vysychavá dubová bučina	Querceto - Fagetum subxerothermicum
3D	3D7	Obohacená dubová bučina	Querceto - Fagetum (acerosum) deluvium
3J	3J2	Lipová javořina	Tilieto - Aceretum saxatilis(-e)
3J	3J9	Lipová javořina	Tilieto - Aceretum saxatilis(-e)
3K	3K3	Kyselá dubová bučina	Querceto - Fagetum acidophilum
3K	3K4	Kyselá dubová bučina	Querceto - Fagetum acidophilum
3N	3N2	Kamenitá kyselá dubová bučina	Querceto - Fagetum lapidosum acidophilum
3S	3S1	Svěží dubová bučina	Querceto - Fagetum mesotrophicum
3S	3S3	Svěží dubová bučina	Querceto - Fagetum mesotrophicum
3S	3S6	Svěží dubová bučina	Querceto - Fagetum mesotrophicum
3Z	3Z4	Zakrslá dubová bučina	Querceto - Fagetum humilis(-e)
4B	4B9	Bohatá bučina	Fagetum eutrophicum
4D	4D4	Obohacená bučina	Fagetum (acerosum) deluvium
4K	4K6	Kyselá bučina	Fagetum acidophilum
4N	4N2	Kamenitá kyselá bučina	Fagetum lapidosum acidophilum
4S	4S2	Svěží bučina	Fagetum mesotrophicum

Tabulka 9 Zastoupení souboru lesních typů podle polohy na toku

Soubor lesních typů							
Hadůvka		Pravý břeh			Levý břeh		
Stanoviště	Úsek toku	Přímo navazuje na tok		Související	Přímo navazuje na tok		Související
		> 50 %	< 50 %		> 50 %	< 50 %	
1	vrchní tok	3S	3K, 3D	3B	-	-	-
2							
3							
4	střední tok	3S	3K, 3D, 3U, 3J	3K	3U	3J	3B, 3S
5							
6							
7							
8	spodní tok	3S	3K, 4D, 3J	2K, 3C, 3J	3B	3J	3Z, 3K, 3B, 3S, 3C
9							
10							

Zastoupení souboru lesních typů (SLT) podle polohy toku je členěno do kategorií vrchní tok (stanoviště 1, 2 a 3), střední tok (4, 5, 6 a 7) a spodní tok (8, 9 a 10). Kategorizace na tyto tři úseky toku bylo provedeno pro účely statistického zpracování dat. Skupina dat pod názvem „přímo navazující na tok“ určují soubory lesních typů, resp. lesní společenstva, které přímo bez přerušení např. lučními stanovišti navazují na břehové partie toku. Podskupina jak „>50 %“ určuje soubory lesních typů, které zaujímají více jak 50 % délky podél toku ve stanoveném segmentu toku. „<50 %“ sdružuje soubory lesních typů, které zaujímají zbytek plochy podél toku přímo na tok navazující. „Související“, jsou ty soubory lesních typů, které navazují na skupinu „přímo navazující na tok“, nikoliv na tok samotný. Jsou vzdálenější od toku než skupina „přímo navazující na tok“ a tudíž je i jejich potenciální vliv na tok menší než předchozí kategorie. Tok je rozčleněn na pravý a levý břeh ve stejných skupinách. Pravý břeh je ve smyslu této práce chápán jako břeh, který máme po pravé ruce, stoupneme-li si čelem proti proudu toku. SLT, které jsou odděleny lučními společenstvy, jsou vyřazeny vzhledem k jejich nízkému potenciálnímu vlivu na povodí.

Na Hadůvce lze pozorovat dominantní zastoupení souboru lesních typů 3S, který je zastoupen více jak 50 % na vrchním, středním i spodním toku na pravém břehu. Pestřejší zastoupení pozorujeme v kategorii menší jak 50 %. U vrchního toku je zastoupen SLT 3K a 3D. Na středním toku je navíc doprovází SLT 3U a 3J a na

spodním toku je zastoupení SLT 3K, 4D a 3J. Související SLT pravého břehu jsou 3B na vrchním toku, 3K na středním toku a 2, 4D a 3J na spodním toku.

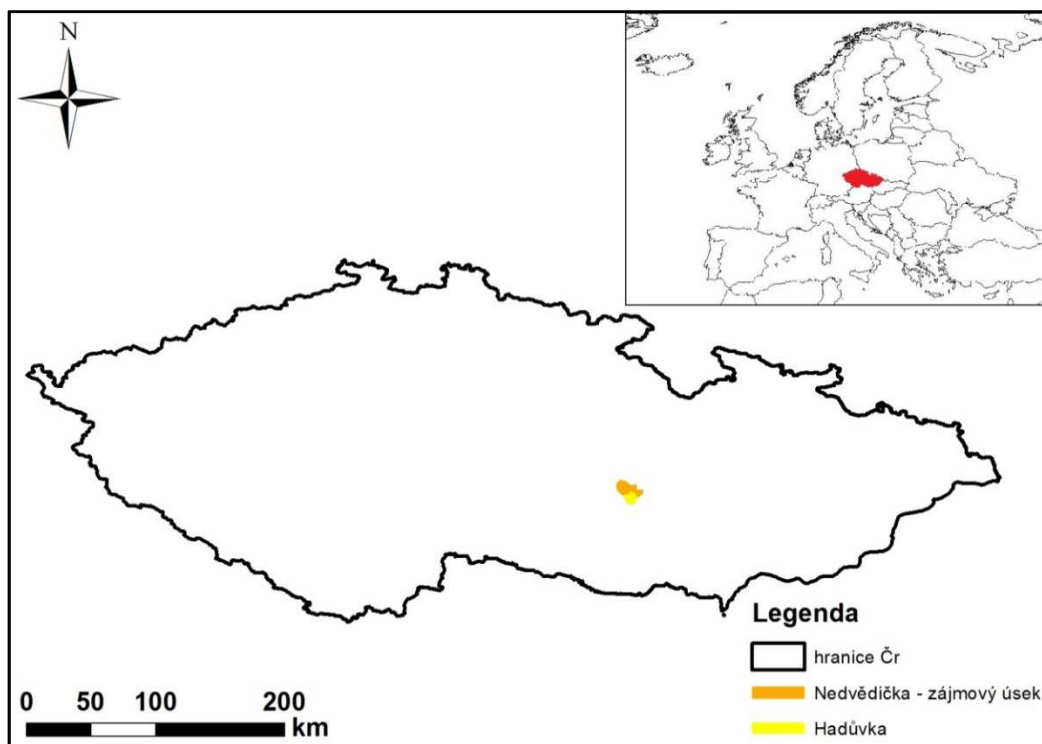
Vrchní tok levého břehu je specifický nulovou lesnatostí, tudíž zde nejsou žádné SLT. Střední tok je zalesněn jen částečně, z této plochy zaujímá více jak 50 % SLT přímo navazujících na tok SLT 3U a méně jak 50 % 3J. SLT 3B je zaujímá více jak 50 % plochy SLT přímo navazujícího na spodní tok, SLT 3J pak méně jak 50 %. Navazující SLT na středním toku jsou SLT 3B, 3S a na spodním toku 3Z, 3K, 3B, 3S a 3C.

5 METODIKA

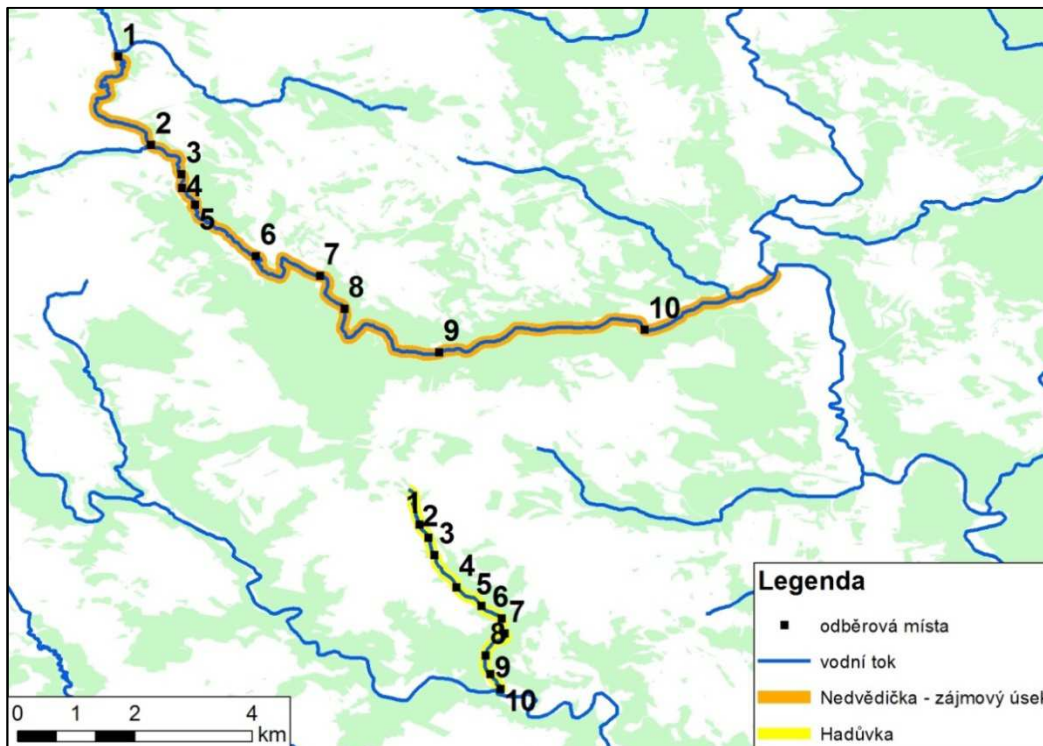
5.1 Výběr a charakteristika odběrových míst

Jako místa odběrů byly vybrány dva významné recipienty znečištění z uranového průmyslu na vysočině říčka Hadůvka a říčka Nedvědička. Říčka Hadůvka charakterizuje dobývací oblast Olší-Drahonín tj. ukončenou těžbu. Říčka Nedvědička v dobývací oblasti Rožná-Rozchody je recipientem znečištění z probíhající těžby uranu.

Odběrová místa byla vybrána tak, aby co nejlépe charakterizovala ekosystém nejbližšího okolí povodí zájmových vodních toků komplexně. 10 odběrových míst na každém toku bylo rozmístěno tak, aby v sobě kombinovaly možnost detekovat kontaminace v různých vzdálenostech od recipientu znečištění a daly se aplikovat a srovnat s dřívějšími odběry při zpracování vědeckých publikací (Hudcová et al., 2009) i monitoringem státní institucí v rámci pravidelného monitoringu (ČHMÚ). Dalším kritériem výběru odběrových míst na jednotlivých tocích byl parametr sedimentace. Preferována byla místa na toku, kde docházelo k intenzivní sedimentaci jemného materiálu, který je součástí odpadních vod (meandry). Taková místa jsou vhodná vzhledem k potenciálně vyššímu spektru detekovatelných prvků.



Obrázek 17 Přehledová mapa zájmových území (ArcGIS 10.2, CZE_adm0. shp)



Obrázek 18 Zájmové území Nedvědička a Hadůvka na pozadí přírodní lesní oblasti (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)

5.1.1 Lokalita Nedvědička

Stěžejním krajinným prvkem výzkumu v těžební oblasti Rožná-Rozchody je říčka Nedvědička a její blízké okolí. Počátek odběrů na Nedvědičce byl situován 100 m nad profilem Rožná (E 16.236164, N 49.490561), kde ústí výpustní profil z čistírny vod aktivní kanalizace, vyčištěné odkalištní vody z úpravny brýdového kondenzátu a splaškové odpadní vody z biologické čistírny odpadních vod. Jedná se tak o odběrové místo kontrolní, které není zasaženo vypouštěním kontaminovaných vod. Zkoumaný úsek končí v obci Pernštejn (1500 m od soutoku Nedvědičky a Svratky (E 16.316919, N 49.448792). Zkoumaný úsek měří 12 250 m.

Základní koncept se opírá o 10 odběrových míst (Tabulka 10) říčních sedimentů a rostlinného materiálu (Příloha 25, Ukázka odběrového stanoviště v intravilánu obce Rožná). Na každém místě bylo odebráno 5 vzorků z bylinného patra a stromů (2:3).



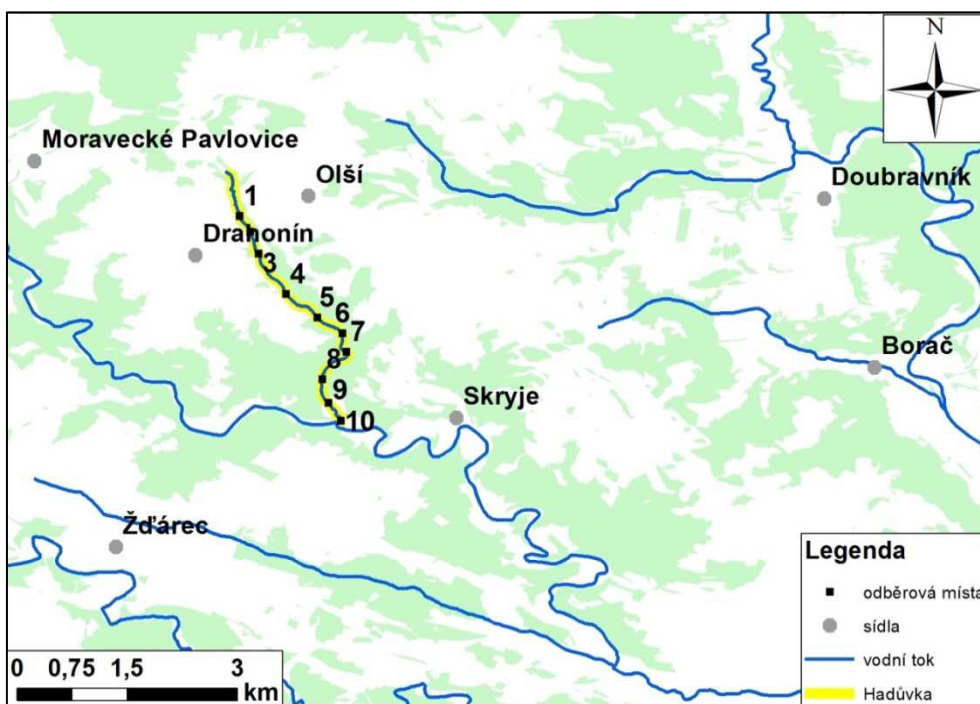
Obrázek 19 Zájmové území Nedvědička na pozadí přírodní lesní oblasti (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)

Tabulka 10 GPS souřadnice odběrových míst lokality Nedvědička

1	E	16.236164	N	49.490561
2	E	16.241236	N	49.476979
3	E	16.245894	N	49.472497
4	E	16.246	N	49.470392
5	E	16.247988	N	49.467889
6	E	16.257316	N	49.460067
7	E	16.267157	N	49.456985
8	E	16.270858	N	49.452028
9	E	16.285441	N	49.445303
10	E	16.316919	N	49.448792

5.1.2 Lokalita Hadůvka

Stejný model jako v případě říčky Nedvědičky je použit v případě říčky Hadůvky v těžební oblasti Olší-Drahonín. Celkově bylo podél toku Hadůvky 10 odběrových na úseku dlouhém 4 000 m. Počátek zkoumaného úseku je určen na profilu Hadůvka–Olší (E 16.236164, N 49.490561) a končí soutokem s Loučkou (N 16.316919, E 49.448792).



Obrázek 20 Zájmové území Hadůvka na pozadí přírodní lesní oblasti (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)

Tabulka 11 GPS souřadnice odběrových míst lokality Hadůvka

1	E	16.2824	N	49.418986
2	E	16.283735	N	49.417065
3	E	16.284706	N	49.414338
4	E	16.288077	N	49.409428
5	E	16.291922	N	49.40658
6	E	16.294982	N	49.404656
7	E	16.295483	N	49.402407
8	E	16.292567	N	49.399049
9	E	16.293289	N	49.396175
10	E	16.294801	N	49.393924

5.2 Odběr vzorků listů, vzorků břehové vegetace - bylinného patra a sedimentu

Odběr vzorků probíhal v různých časových úsecích. Odběry byly rozděleny do dvou časových úseků jaro a podzim. Úsek odběru jaro byl proveden 15. května a podzimní odběry se realizovaly 25. srpna. Odběry byly realizovány v letech 2014 a 2015. Sediment byl odebrán v podzimním termínu 2014.

5.2.1 Odběr vzorků listů

Stromy byly vybírány na jednotlivých stanovištích tak, aby představovaly reprezentativní vzorek porostu pro dané stanoviště. Složení vzorkovaných dřevin má charakterizovat zkoumaný ekosystém. Tento dokument pracuje s principy heterogenity ekosystému, kdy ucelenou představu o jeho fungování nezískáme separací vybraných jedinců jednoho druhu, nýbrž analýzou jedinců širšího spektra nejčastěji se opakujících druhů. Důležitým kritériem výběru bylo, aby jednotlivé dřeviny zapadaly do konceptu odběrových míst podle bodu 4.3 (zejména kritérium sedimentace a vzdálenosti od zdroje znečištění). I tento vzorec výběru stromů pro odběry vzorků umožňuje sledovat průběh kontaminace a zejména výskyt anomálních prvků (především těžké kovy).

Zdravotní stav stromů byl velmi upokojivý, stromy nevykazovaly známky mechanického poškození ani poškození hmyzími škůdci. Stromy byly vybírány tak, aby fyziologická i biomechanická vitalita stromů byla na stupni 1. Jedná se dospělé jedince. Stromy dosahovaly střední výšky do 20 m a výčetní tloušťky v rozmezí 20-30 cm, byly vybírány tak, aby byly na stejné úrovni v parametrech stáří, růstové fáze a zdravotního stavu.

Aby nedošlo k záměně stromů během odběrů, byli jedinci určeni k odběrům označení lepicí páskou. Lepicí páska byla pevně omotána kolem kmene stromu. Po skončení pokusu byla páska odebrána.

Samotný odběr listů byl realizován ze spodních partií stromu. Listy byly odebírány i s řapíky. Odebráno bylo cca. 400 g materiálu. Ten byl uchován v předem označených papírových pytlících tak, aby nedocházelo vlivem tepla k rozkladu vzorku. Vzorky byly po odebrání z posledního odběrového místa neprodleně transportovány k analýze XRF metodou. Vzhledem k velkému počtu vzorků byly ty, u kterých momentálně neprobíhala analýza uchovávány v lednici při teplotě 5°C. Neprodleně po analýze byly vzorky umístěny do sušárny (viz. kapitola 4.5).

Tabulka 12 Seznam druhů odběrových stromů na jednotlivých odběrových stanovištích lokality Nedvědička

Odběrové místo	Druh	
1	Olše lepkavá	<i>Alnus glutinosa</i>
	Jasan ztepilý	<i>Fraxinus excelsior</i>
	Vrba křehká	<i>Salix fragilis</i>
2	Olše lepkavá	<i>Alnus glutinosa</i>
	Olše lepkavá	<i>Alnus glutinosa</i>
	Svída krvavá	<i>Cornus sanguinea</i>
3	Svída krvavá	<i>Cornus sanguinea</i>
	Olše lepkavá	<i>Alnus glutinosa</i>
	Vrba křehká	<i>Salix fragilis</i>
4	Javor mléč	<i>Acer platanoides</i>
	Vrba křehká	<i>Salix fragilis</i>
	Olše lepkavá	<i>Alnus glutinosa</i>
5	Vrba křehká	<i>Salix fragilis</i>
	Javor jasanolistý	<i>Acer negundo L.</i>
	Olše lepkavá	<i>Alnus glutinosa</i>
6	Olše lepkavá	<i>Alnus glutinosa</i>
	Vrba křehká	<i>Salix fragilis</i>
	Javor mléč	<i>Acer platanoides</i>
7	Olše lepkavá	<i>Alnus glutinosa</i>
	Javor mléč	<i>Acer platanoides</i>
	Vrba křehká	<i>Salix fragilis</i>
8	Olše lepkavá	<i>Alnus glutinosa</i>
	Vrba křehká	<i>Salix fragilis</i>
	Jasan ztepilý	<i>Acer pseudoplatanus</i>
9	Jasan ztepilý	<i>Acer pseudoplatanus</i>
	Bez černý	<i>Sambucus nigra, L.</i>
	Olše lepkavá	<i>Alnus glutinosa</i>
10	Líska obecná	<i>Corylus avellana</i>
	Olše lepkavá	<i>Alnus glutinosa</i>
	Javor mléč	<i>Acer platanoides</i>

Tabulka 13 Seznam druhů odběrových stromů na jednotlivých odběrových stanovištích lokality Hadůvka

Odběrové místo	Druh	
1	Jírovec maďal	<i>Aesculus hippocastanum</i>
	Líska obecná	<i>Corylus avellana</i>
2	Buk lesní	<i>Fagus sylvatica</i>
	Javor mléč	<i>Acer platanoides</i>
3	Habr obecný	<i>Carpinus betulus</i>
	Hloh obecný	<i>Crataegus oxyacantha</i>
4	Bez černý	<i>Sambucus nigra, L.</i>
	Buk lesní	<i>Fagus sylvatica</i>
5	Olše lepkavá	<i>Alnus glutinosa</i>
	Olše lepkavá	<i>Alnus glutinosa</i>
6	Jeřáb ptačí	<i>Sorbus aucuparia</i>
	Dub letní	<i>Quercus robur</i>
7	Javor mléč	<i>Acer platanoides</i>
	Javor mléč	<i>Acer platanoides</i>
8	Jasan ztepilý	<i>Fraxinus excelsior</i>
	Líska obecná	<i>Corylus avellana</i>
9	Líska obecná	<i>Corylus avellana</i>
	Habr obecný	<i>Carpinus betulus</i>
10	Olše lepkavá	<i>Alnus glutinosa</i>
	Třešeň ptačí	<i>Prunus avium</i>

5.2.2 Odběr vzorků břehové vegetace – bylinného patra

Odběr břehové vegetace navazuje stanoviště na odběrová místa stromů. Vybírání byli zástupci bylin a travin, kteří se na odběrovém místě vyskytovali nejhojněji tj. dominantní druhy (vlastní pozorování).

Podobně jako u odběru listů byly tyto vzorky uskladněny v papírovém sáčku a společně se vzorky listů neprodleně odvezeny k analýze a následně vysušeny.

Tabulka 14 Seznam druhů bylinného patra na jednotlivých odběrových stanovištích lokality Nedvědička

Odběrové místo	NEDVĚDIČKA		HADŮVKA	
	Druh		Druh	
1	Chrastice rákosovitá	<i>Phalaris arundinacea</i>	Kapradina	<i>Polypodiophyta sp.</i>
	Blatouch bahenní	<i>Caltha palustris</i>	Blatouch bahenní	<i>Caltha palustris</i>
2	Chrastice rákosovitá	<i>Phalaris arundinacea</i>	Lipnice	<i>Poa sp.</i>
	Netýkavka žlaznatá	<i>Caltha palustris</i>	Kapradina	<i>Polypodiophyta sp.</i>
3	Kopřiva dvoudomá	<i>Urtica dioica</i>	Kapradina	<i>Polypodiophyta sp.</i>
	Netýkavka žlaznatá	<i>Caltha palustris</i>	Netýkavka žlaznatá	<i>Caltha palustris</i>
4	Chrastice rákosovitá	<i>Phalaris arundinacea</i>	Netýkavka žlaznatá	<i>Caltha palustris</i>
	Kopřiva dvoudomá	<i>Urtica dioica</i>	Chrastice rákosovitá	<i>Phalaris arundinacea</i>
5	Lipnice	<i>Poa sp.</i>	Netýkavka žlaznatá	<i>Caltha palustris</i>
	Chrastice rákosovitá	<i>Phalaris arundinacea</i>	Chrastice rákosovitá	<i>Phalaris arundinacea</i>
6	Chrastice rákosovitá	<i>Phalaris arundinacea</i>	Kopřiva dvoudomá	<i>Urtica dioica</i>
	Netýkavka žlaznatá	<i>Caltha palustris</i>	Kopřiva dvoudomá	<i>Urtica dioica</i>
7	Chrastice rákosovitá	<i>Phalaris arundinacea</i>	Netýkavka žlaznatá	<i>Caltha palustris</i>
	Netýkavka žlaznatá	<i>Caltha palustris</i>	Šťovík	<i>Rumex sp.</i>
8	Chrastice rákosovitá	<i>Phalaris arundinacea</i>	Chrastice rákosovitá	<i>Phalaris arundinacea</i>
	Netýkavka žlaznatá	<i>Caltha palustris</i>	Řebříček obecný	<i>Achillea millefolium</i>
9	Lipnice	<i>Poa sp.</i>	Šťovík	<i>Rumex sp.</i>
	Rozrazil potoční	<i>Veronica beccabunga</i>	Kapradina	<i>Polypodiophyta sp.</i>
10	Chrastice rákosovitá	<i>Phalaris arundinacea</i>	Rozrazil potoční	<i>Veronica beccabunga</i>
	Chrastice rákosovitá	<i>Phalaris arundinacea</i>	Lipnice	<i>Poa sp.</i>

5.2.3 Odběr sedimentu

Odběr sedimentu probíhal v příbřežní části toku nejdále ve vzdálenosti v linii 50 cm od rozmezí voda/souš (Příloha 24, Ukázka odběru sedimentu na lokalitě NED). Odběry sedimentu navazovaly na odběry listů a vzorků bylinného patra. Vždy se jedná o stanoviště s jednotným GPS koordinátám. Hloubka odběrů se pohybovala v rozmezí 30-50 cm a byla stanovována individuálně podle stanovištních podmínek. Obebírána byl jemný materiál jílovitého charakteru, který indikoval vhodné stanoviště vzhledem k příznivým podmínkám dlouhodobé sedimentace velmi jemného materiálu. Sediment byl odebrán do uzavíratelného PVC sáčku.

5.3 Laboratorní analýzy

Základem analýz je měření metodou XRF. Jako další byla použita metoda ICP-OES. Vzorky byly analyzovány v čerstvém stavu, sušené a zuhelnatělé. Vyhodnocování v rámci výsledků byly vzorky sušené a to vzhledem ke srovnatelnosti vzorků s jinými autory, kteří ve většině měří fytozorky na sušeném materiálu (viz. Kapitola 6, Diskuze).

Sušení vzorků pro analýzy probíhalo při teplotě 105°C nejméně 4 hodiny do konstantní hmotnosti. Vzorky byly před sušením zváženy. Sušení probíhalo na předem označených plechových miskách v laboratorní sušárně Ústavu geologie a pedologie. Vzorky byly po vysušení zváženy. Zvážené vzorky byly následně podrceny v achátové misce, čímž došlo k jejich homogenizaci. Tato směs byla analyzována v originální kyvetě dodávané firmou Bas Rudice.

Dále se přistoupilo k zuhelnatění vzorku. Přesně odvážené množství vzorku bylo přesypáno do keramických kelímků. Kelímky byly vloženy do rozehráté muflovací pece. Zuhelnatění vzorků probíhalo při teplotě 280-300°C po dobu 20 minut tak, aby nedošlo ke ztrátě lehkých prvků (např. síra). Zuhelnatělé vzorky v kelímcích byly po zchlazení zváženy, přesypány do uzavíratelného PVC sáčku a následně odeslány k analýze metodou ICP-OES.

5.3.1 Analýzy metodou XRF

X-ray fluorescence spektrometry (XRF) je nedestruktivní metoda kvantitativní a kvalitativní analýzy vzorků. Umožňuje určit kompletní prvkové složení vzorku. Jedná se o celosvětově uznávanou metodu analýzy vzorků, agentura US EPA ji uznává v dokumentu Method 6200. Metoda umožňuje relativně levně realizovat velké množství analýz (Bernick et al., 1995).

XRF analýza funguje na principu proudu části nebo záření o vysoké energii s atomy vzorků. Tím je z některé z vnitřních drah atomu vyražen excitovaný elektron, jehož místo je nahrazeno elektronem z vyšší hladiny. Tím je vyzářen energetický rozdíl formou fotonu. Jednotlivé prvky jsou charakteristické určitým energetickým rozdílem. Tato metoda využívá pro citaci gama nebo RTG záření, detekuje tak charakteristické emitované RTG záření. Výstup je formou spektra se zobrazením počtu pulsů za sekundu (cps) pro jednotlivé vlnové délky (nm) nebo energie keV. Vzhledem k množství této energie je možné přesně určit koncentraci příslušící danému chemickému prvku (Kalnicky a Singhvi, 2001).

XRF analýzy byly realizovány ručním přístrojem Delta 50 firmy Olympus Innov-X Systems Inc. (výroba USA, zastoupení pro ČR BAS Rudice). Přístroj je jednak vhodný pro analýzy v průmyslu např. ověření prvkového složení slitin kovů, ale také pro environmentální analýzy. Nastavení přístroje bylo provedeno na mód „Geochem“.

Přístroj Delta 50 je vybaven lampou o maximálním napětí 50kV a výkonu 4W, umožňuje tak měřit prvky s vyšší protonovým číslem (např. La, Ba, Pr, Ce, Nd). Mód „Geochem“ měří od protonového čísla 12. Přístroj má nízké detekční limity (spektrometry.cz, 2015).

Vzorky byly měřeny v laboratorním stojanu, do něhož se upevnil XRF analyzátor, který byl propojen s počítačem. Zadání pokynu k analýze probíhalo prostřednictvím softwaru na osobním počítači. Naměřená data byla v rámci série měření ukládána jako MS Excel soubor.

5.3.1.1 Použití XRF metody jinými autory

Metoda XRF je hojně používaná autory k environmentálním analýzám rozšíření kovů v prostředí i k analýzám vzorků na obsah lehkých prvků, např. síry. Měřené vzorky mohou být organického původu (listy stromů i bylin a jiné části rostlinných těl), půda i říční nebo aluviální sedimenty.

Zeng et al. (2013) metodou XRF měřil síru v sušených listech stromů na lokalitách postižených jejich atmosférickými depozicemi. Pouzar et al. (2006) měřil XRF síru v listech vrb v imisních lokalitách v Krkonoších. International Atomic Energy Agenci (1997), vypracovala metodiku pro měření organického materiálu metodou XRF. Luke (1968) metodou XRF měřil organický i anorganický materiál pro zjištění vzácnostních prvků. Blonski et al. (2007) sledovala metodou XRF Ca, Ti, Mn, Fe, Cu a Zn v listech pomeranče. Tezotto et al. (2013) používá metodu XRF k multiprvkové analýze listů kávy. Yagi et al. (2013) metodou XRF provádí širokospektrální prvkovou analýzu na léčivých rostlinách rostoucích v Súdánu (Afrika). Cuenca a Mérida (1991) zkoumaly rozšíření hliníku v listech lesních ekosystémů ve Venezuele.

Říční a aluviální sedimenty analyzoval metodou XRF Salimen et al. (2006). Crompton (1996) měřil XRF koncentrace kovů v říčních sedimentech. Distribuci chemických prvků v rámci půdních profilů sledovala metodou XRF Lin (2009). Bolivar et al. (1980) metodou XRF měří koncentraci uranu a dalších 41 prvků v říčních sedimentech. Vyhledáváním potenciálních rudních ložisek prvkovým mapováním říčních sedimentů metodou XRF se ve své publikaci zabýval Luck a Simandl (2013).

5.4 Statistické zpracování dat

Rozdíly koncentrace vybraných prvků mezi zkoumanými lokalitami (na jednotlivých úsecích toků) byly vyhodnoceny pomocí metody Generalized estimating equation (GEE), která je analogickou obdobou Generalized linear models (GLM) pro data odebíraná na časové škále s nenormálním rozložením (Zuur et al., 2009). Analýza jednotlivých prvků byla provedena pomocí Gamma rozdělení s inverzním linkem a korelačním koeficientem „ar1“. Daný korelační koeficient byl vybrán z důvodu, že vzorky byly odebírány opakovaně podél jednorozměrného transektu (Zuur et al. 2009). Ke každému analyzovanému prvku byla přičtena malá konstanta (0.0001 g/1ppm), která zajistila kladné hodnoty a zachovala tak původní variabilitu data, jelikož Gamma

rozdělení je specifikované pouze pro hodnoty vyšší než nula. Analýza dat byla prováděna v programu R (The R Core Team, 2015) s použitím balíčku „geepack“, s hladinou významnosti pro všechny analýzy $p < 0.05$.

5.5 Stanovení pH

5.5.1 Stanovení výměnného pH KCl

Ke stanovení byla použita skleněná a referenční elektroda a pH metr s korelací na teplotu a možností nastavení směrnice. Jako extrakční roztok byl použit $c(\text{KCl})$ 0.20 mol.l^{-1} . Do kádinek bylo naváženo 20.00 g připraveného vzorku a přidáno 50.00 ml KCl. Obsah byl promícháván po 24hod \pm 4hod. Do nádoby byly následně vloženy elektrody a odečteno pH (Zbíral a Honsa et al., 2010).

5.5.2 Stanovení pH H₂O

Ke stanovení byla použita skleněná a referenční elektroda a pH metr s korelací na teplotu a možností nastavení směrnice. Jako extrakční roztok byl použit $c(\text{KCl})$ 0.20 mol.l^{-1} . Do kádinek bylo naváženo 20.00 g připraveného vzorku a přidáno 50.00 ml H₂O. Obsah byl promícháván po 24hod \pm 4hod. Do nádoby jsou následně vloženy elektrody a odečteno pH (Zbíral a Honsa et al., 2010).

5.6 Metoda ICP-OES

Vzorek je před samotnou analýzou mineralizován 65% HNO₃. Připravený vzorek je peristaltickou pumpou nasán do zmlžovače, kde vznikne aerosol, který je nosným plynem Ar odváděn dále do plazmové hlavice. Vlivem vysoké teploty dochází v plazmové hlavici k desolvataci, atomizaci a ionizaci vzorku. Vzniklé ionty jsou transportovány do kolizně reakční cely, kde dochází k odstranění interferentů (chemická látka, která generuje chybu měření). Dále jsou ionty vedeny do kvadrupólového analyzátoru, který je na principu poměru náboje iontu a hmoty propustí. Ionty, které projdou, jsou detekovány násobičem iontů (Zbíral, 2011).

6 VÝSLEDKY

6.1 Časově prvková dynamika

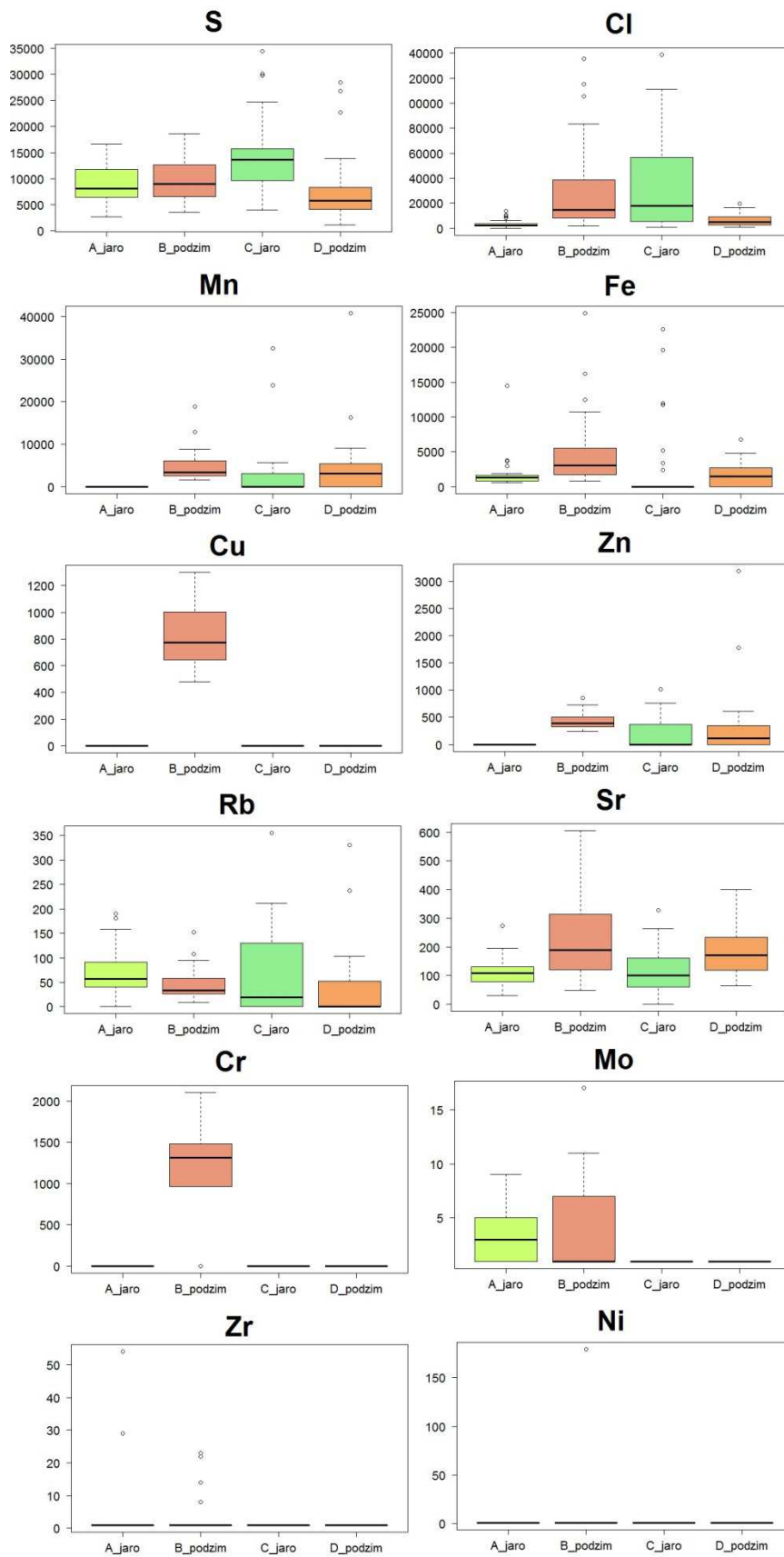
Tato kapitola popisuje rozložení jednotlivých hodnot prvku mezi časovými úseky jaro 2014, podzim 2014, jaro 2015 a podzim 2015. Toto rozložení je v případě Tabulka 15 uvedeno celkově za všechny období z veškeré analyzované biomasy. Tímto získáme prvotní informaci o dynamice čerpání živin a jejich dalšího uvolňování do prostředí a zejména o heterogenitě prvkové bilance během let.

Tabulka 15 *Statistická odlišnost hodnot jednotlivých chemických prvků v průběhu jarního a podzimního odběru v roce 2014 a 2015 ve všech vzorcích analyzované biomasy*

Testovaný úsek jaro 2014 - podzim 2014 - jaro 2015 - podzim 2015						
	NEDVĚDIČKA			HADŮVKA		
Prvek	Test	Významnost		Test	Významnost	
S	gee	Pr(> W)	<2e-16 ***	gee	Pr(> W)	<2e-16 ***
Cl	gee	Pr(> W)	<2e-16 ***	gee	Pr(> W)	<2e-16 ***
Mn	gee	Pr(> W)	<2e-16 ***	gee	Pr(> W)	<2e-16 ***
Fe	gee	Pr(> W)	<2e-16 ***	gee	Pr(> W)	<2e-16 ***
Cu	glm	Pr(>Chi)	<2e-16 ***	glm	Pr(>Chi)	<2e-16 ***
Zn	gee	Pr(> W)	<2e-16 ***	gee	Pr(> W)	<2e-16 ***
Rb	gee	Pr(> W)	<2e-16 ***	gee	Pr(> W)	<2e-16 ***
Sr	gee	Pr(> W)	<2e-16 ***	gee	Pr(> W)	<2e-16 ***
Cr	glm	Pr(>Chi)	<2e-16 ***	gee	Pr(> W)	<2e-16 ***
Mo	glm	Pr(>Chi)	<2e-16 ***	gee	Pr(> W)	<2e-16 ***
Zr	glm	Pr(>Chi)	0.0027 **	gee	Pr(> W)	<2e-16 ***
Ni	glm	Pr(> W)	0.00033 ***	glm	Pr(> W)	<2e-16 ***

Tabulka 15, základní statistická analýza dat, ukazuje významný statistický rozdíl mezi sezónami v průběhu let 2014 a 2015 na lokalitě Nedvědička a Hadůvka. Hodnoty jednotlivých prvků se významně liší v průběhu odběrů jaro 2014 - podzim 2014 - jaro 2015 - podzim 2015. Další analýzy se budou soustředit na porovnání jednotlivých prvků během určitého období mezi lokalitami Hadůvka a Nedvědička. Z tabulky můžeme dále odvodit výraznou rozkolísanost příjmu a výdeje prvků na zájmových lokalitách během jednotlivých období.

Graf 1 Sezónní dynamika listů ze stromů lokality NED



Tabulka 16 *Statisticky významné rozdíly za období jaro, podzim, 2014 a 2015 ve vzorcích listů ze stromů na lokalitě NED (Bonferroniho korekce 0.0125)*

Nedvědička listy stromů	S	Cl	Mn	Fe	Cu	Zn	Rb	Sr	Cr	Mo	Zr	Ni
B_podzim-A_jaro	0.926	0.000	0.009	0.048	0.000	0.000	0.519	0.000	0.000	0.869	0.982	0.493
C_jaro-A_jaro	0.001	0.000	0.232	0.904	1.000	0.374	0.999	0.998	1.000	0.000	0.328	1.000
D_podzim-A_jaro	0.873	0.964	0.015	0.997	1.000	0.003	0.337	0.013	1.000	0.000	0.328	1.000
C_jaro-B_podzim	0.007	0.989	0.553	0.216	0.000	0.023	0.590	0.000	0.000	0.000	0.550	0.493
D_podzim-B_podzim	0.518	0.002	0.998	0.028	0.000	0.772	0.990	0.464	0.000	0.000	0.550	0.493
D_podzim-C_jaro	0.000	0.001	0.658	0.814	1.000	0.221	0.399	0.020	1.000	1.000	1.000	1.000

POZN.: STATISTICKY VÝZNAMNÝ ROZDÍL OZNAČEN ZELENĚ; PÍSMENA A, B OZNAČUJÍ ROK 2014, C A D ROK 2015

Významný statistický rozdíl ve vzorcích síry nebyl zaznamenán pouze mezi podzimem a jarem 2014, ale také mezi podzimem 2015 a jarem 2014 a mezi podzimem 2014 a 2015. V případě síry lze konstatovat statisticky významný rozdíl hodnot mezi jarním a podzimním odběrem (3 ze 4 variant). Hodnoty významného rozdílu v sezónní dynamice (jarním a podzimním aspektem) byly zjištěny pouze v roce 2015. Z Graf 1 je patrný vysoký rozptyl hodnot na jaře 2015. V roce 2015 se narozdíl od roku 2014 vyskytují odlehlé body.

Hodnoty chloru se významně liší mezi jarem a podzimem 2014, jaro 2014 vykazuje nízký rozptyl, které jsou doplněny odlehlými body. Dále je rozdíl mezi jarem 2014 a 2015 (přičemž nižší průměrná koncentrace Cl byla nalzena na jaře 2014) a mezi podzimem 2014 a 2015. Na obsah chloru v listech sezónnost nemá tak významný vliv jako v případě síry, u chloru byl nalezen pouze v jednom případě. Rozdíl v sezónní dynamice v rámci jednoho roku byl nalezen tak, jako v případě síry v jednom případě, ale v roce 2015.

Koncentrace manganu vykazují statisticky významný rozdíl pouze mezi jarem a podzimem 2014. Je to dáno absencí manganu ve vzorcích na jaře 2014. Sezónní dynamika v rámci jednoho roku u manganu tak potvrzena nebyla.

Koncentrace železa nevykazují významný statistický rozdíl ani v jednom ze sledovaných časových úseků. Významný rozdíl mezi jarním a podzimním aspektem nalezen nebyl. Z Grafu 1 je patrné, že zejména jaro 2015 je charakterizováno vysokým rozptylem hodnot a pouze hodnotami vyhodnocenými jako odlehlé. Naopak nejstabilnější rozptyl hodnot byl nalezen na jaře 2014.

Hodnoty mědi vykazují sezónně významný rozdíl v kombinaci s podzimem 2014. Tento stav je dán faktem, že pouze v úseku podzim 2014 byla měď ve vzorcích

nalezena (Graf 1). Vzhledem k absenci hodnot ve většině časových úseků není žádoucí rozdíly mezi jarem a podzimem hodnotit.

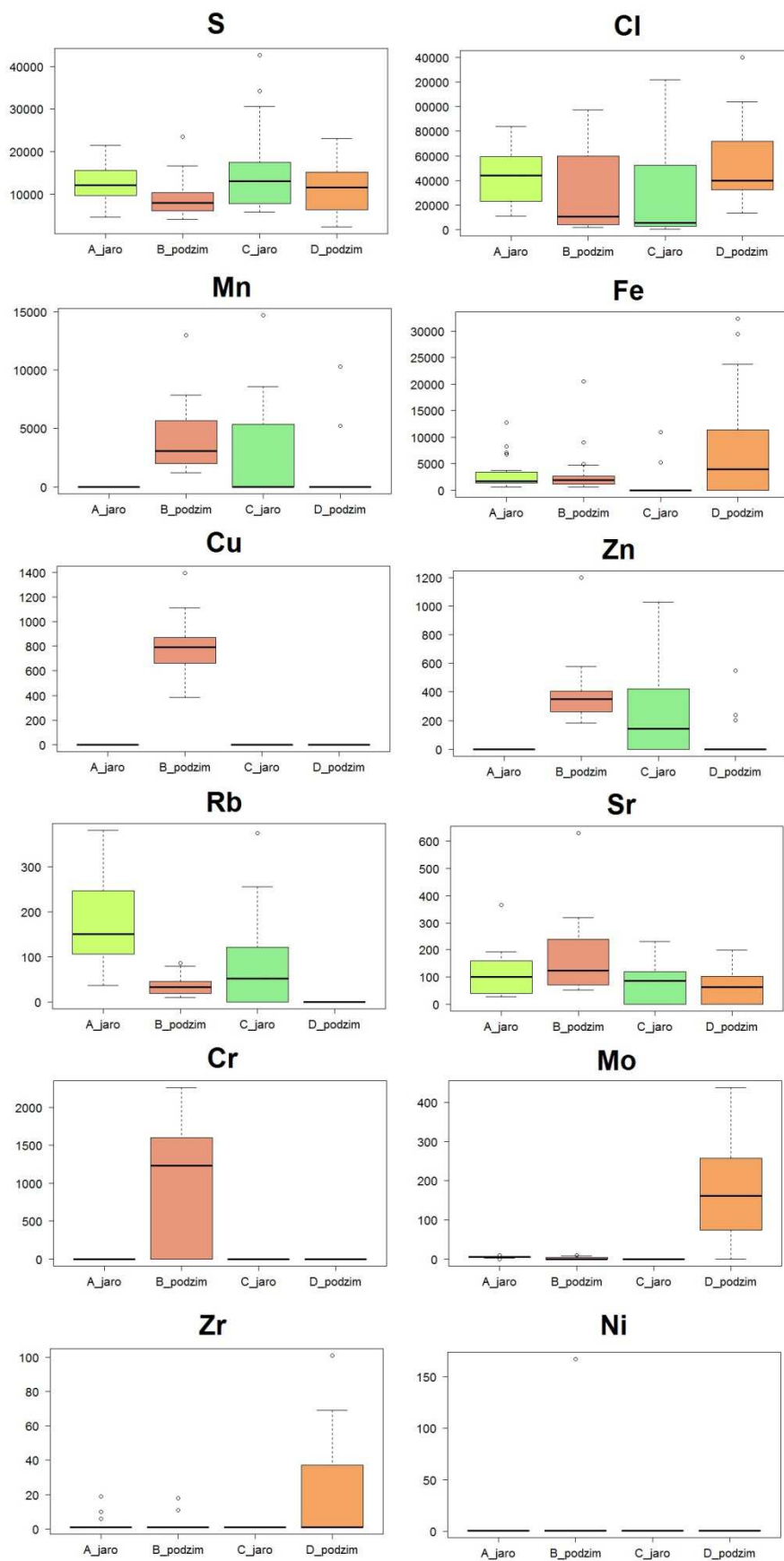
Zinek nevykazuje rozdílné hodnoty pouze ve vzorcích v kombinaci s jarem 2014 (vyjma kombinaci jaro 2014 a jaro 2015) vzhledem k nulovým hodnotám na jaře 2014. Lze konstatovat, že hodnoty zinku nevykazují rozdíl mezi jarním a podzimním aspektem. Období jaro a podzim 2015 jsou charakteristické odlehlými hodnotami a vyšším rozptylem hodnot.

Rubidium taktéž nevykazuje rozdíl mezi podzimními a jarními odběry. Významný rozdíl v hodnotách stroncia jara a podzimu v rámci jednoho roku byl nalezen pouze v roce 2014. Na podzim 2014 je pozorovatelný nejvyšší rozptyl hodnot. Opět je patrné, že odlehlé hodnoty, které lze vyhodnotit v rámci všech časových úseků jako extrémní, jsou nalezeny v roce 2015. Jaro 2015 dosahuje nejvyššího rozptylu hodnot.

Hodnoty molybdenu lze mezi jarem a podzimem hodnotit, zde nevykazují statisticky významný rozdíl. Hodnoty v roce 2015 jsou nulové, tudíž neporovnatelné v rámci tohoto roku. Lze konstatovat, že v případě molybdenu není potvrzen rozdíl mezi jarním a podzimním odběrem.

Zirkonium a nikl vykazují velmi nízký počet hodnoty. Jsou charakterizovány pouze odlehlými hodnotami. V případě lokality HAD u těchto prvků ve vzorcích listů není adekvátní činit závěry o sezónnosti.

Graf 2 Sezónní dynamika vzorků bylinného patra lokality NED



Tabulka 17 *Statisticky významné rozdíly za období jaro, podzim, 2014 a 2015 ve vzorcích bylinného patra na lokalitě NED (Bonferroniho korekce 0.0125)*

Nedvědička bylinné patro	S	Cl	Mn	Fe	Cu	Zn	Rb	Sr	Cr	Mo	Zr	Ni
B_podzim-A_jaro	0.276	0.526	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.157	0.000	0.999	1.000	0.495
C_jaro-A_jaro	0.606	0.311	0.007	0.603	1.000	0.001	0.000	0.689	1.000	0.996	0.986	1.000
D_podzim-A_jaro	0.907	0.786	0.815	0.055	1.000	0.864	0.000	0.458	1.000	0.000	0.012	1.000
C_jaro-B_podzim	0.016	0.982	0.400	0.552	0.000	0.195	0.282	0.010	0.000	1.000	0.991	0.495
D_podzim-B_podzim	0.667	0.107	0.001	0.067	0.000	0.000	0.378	0.003	0.000	0.000	0.010	0.495
D_podzim-C_jaro	0.233	0.044	0.075	0.001	1.000	0.008	0.006	0.982	1.000	0.000	0.004	1.000

POZN.: STATISTICKY VÝZNAMNÝ ROZDÍL OZNAČEN ZELENĚ; PÍSMENA A, B OZNAČUJÍ ROK 2014, C A D ROK 2015

Statisticky významný rozdíl mezi jarem a podzimem v letech 2014 a 2015 nebyl v případě síry a chlóru nalezen. Odlehlé hodnoty lze pozorovat v úseku jaro 2014, stejně tak jako největší rozptyl hodnot.

U chloru nebyl pozorován mezisezónní statistický rozdíl. Tak jako v případě síry byl největší rozptyl hodnot pozorován v úseku jaro 2015 (Graf 2).

V případě manganu nebyla jeho přítomnost zjištěna na jaře 2014 a na podzim 2015 se jednalo pouze o dvě odlehlé hodnoty. Proto statisticky významné rozdíly mezi jednotlivými úseky odběrů nejsou relevantní. Jaro 2014 a podzim 2015, s dostatkem vhodných dat, nevykazují statisticky významný rozdíl. Podzim 2014 je charakterizován pouze odlehlými body. Nejvyšší rozptyl hodnot byl zaznamenán na jaře 2015.

Železo vykazuje roční sezónní statisticky významný rozdíl v roce 2015. Jaro 2015 je charakterizováno zejména odlehlými body. Na podzimních odběrech je již patrný vyšší rozptyl hodnot i jejich vyšší četnost. Zbylé úseky jsou bez statisticky významného rozdílu.

Měď vykazuje statisticky významný rozdíl v případech kombinace časových úseků odběru s podzimem 2014. Podzim 2014 je jediným úsekem, kdy byla měď v rostlinném materiálu bylinného patra na Nedvědičce nalezena (Graf 2).

Zinek vykazuje ročně sezónní statisticky významný rozdíl v roce 2014 i 2015. V roce 2014 v úseku jaro nebyl zinek nalezen. Jaro 2015 vykazuje vysoký rozptyl hodnot, podzim téhož roku je charakterizován pouze třemi odlehlými hodnotami (Graf 2).

Rubidium podobně jako zinek vykazuje ročně statisticky významný rozdíl v letech 2014 i 2015. Na podzim v roce 2015 nebylo ve vzorcích Rb nalezeno. Jaro 2014 vykazuje nejvyšší rozptyl hodnot i nejvyšší průměr. Druhý nejvyšší průměr je možné nalézt opět u vzorků jara, v roce 2015.

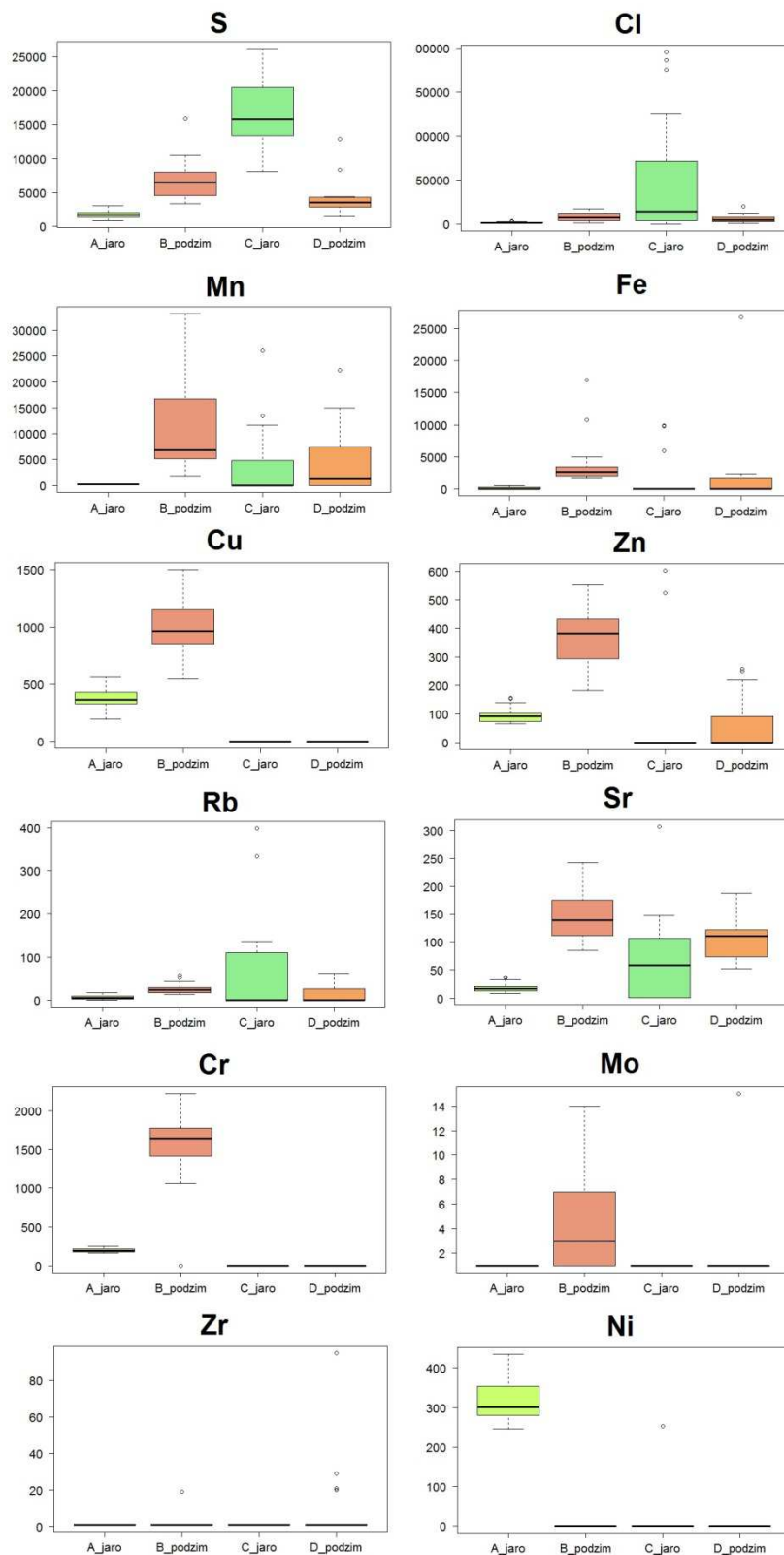
Stroncium ročně statisticky významný rozdíl nevykazuje. Jeho hodnoty se liší mezi podzimem 2014 a 2015 a jarem 2015 a podzimem 2014. Podzim 2014, zde vykazuje odlehlý bod s nejvyšší hodnotou, od čehož se odvíjí jeho statistická významnost oproti výše jmenovaným obdobím.

V případě chromu se významně liší pouze hodnoty v kombinaci s podzimem 2014 z důvodu absence chromu ve zbylých časových úsecích.

Molybden a zirkonium shodně vykazují významně rozdílné hodnoty v kombinaci s časovým úsekem podzim 2015. Zbylé časové úseky mají jen málo nebo žádné (jaro 2015) hodnoty. V případě molybdenu nelze vyhodnotit rozdíly mezi jarem a podzimem, lze konstatovat nárazovost indikace prvku v rostlině.

Nikl je detekován pouze na podzim 2014 nelze vyhodnotit jeho sezónnost.

Graf 3 Sezónní dynamika listů ze stromů lokality HAD



Tabulka 18 *Statisticky významné rozdíly za období jaro, podzim, 2014 a 2015 ve vzorcích listů ze stromů na lokalitě HAD (Bonferroniho korekce 0.0125)*

Hadůvka listy stromů	S	Cl	Mn	Fe	Cu	Zn	Rb	Sr	Cr	Mo	Zr	Ni
B_podzim-A_jaro	0.000	0.929	0.000	0.016	0.000	0.000	0.696	0.000	0.000	0.001	0.994	0.000
C_jaro-A_jaro	0.000	0.000	0.357	0.770	0.000	0.683	0.006	0.019	0.042	1.000	1.000	0.000
D_podzim-A_jaro	0.126	0.978	0.158	0.392	0.000	0.669	0.982	0.000	0.042	0.810	0.109	0.000
C_jaro-B_podzim	0.000	0.001	0.005	0.165	0.000	0.000	0.101	0.000	0.000	0.001	0.994	0.752
D_podzim-B_podzim	0.051	0.997	0.019	0.461	0.000	0.000	0.890	0.028	0.000	0.009	0.185	1.000
D_podzim-C_jaro	0.000	0.002	0.967	0.924	1.000	1.000	0.017	0.060	1.000	0.810	0.109	0.752

POZN.: STATISTICKY VÝZNAMNÝ ROZDÍL OZNAČEN ZELENĚ; PÍSMENA A, B OZNAČUJÍ ROK 2014, C A D ROK 2015

Síra vykazuje významný roční sezónní rozdíl hodnot v roce 2014 i 2015. Hodnoty nevykazující rozdíl jsou hodnoty podzimu 2014 a 2015 a meziroční jaro a podzim. Lze konstatovat, že je zde v případě síry významná roční sezónnost. V roce 2014 jsou vyšší hodnoty průměru síry detekovány na podzim, v roce 2015 jsou vyšší hodnoty zaznamenány na jaře.

Chlor vykazuje roční sezónnost pouze v roce 2015. Zbylé významné rozdíly jsou meziroční, liší se jaro a podzim a oba jarní úseky. Koncentrace chloru na jaře 2015 výrazně překračují hodnoty zbylých časových úseků.

Mangan se sezónně liší pouze v roce 2014, vzhledem k absenci hodnot na jaře. Zbylé rozdíly jsou meziroční. Nejvyšší hodnoty jsou nalezeny na podzim 2014, stejně tak jako nejvyšší rozptyl hodnot. Podzim 2015 převyšuje průměrem jaro 2014.

Hodnoty železa se statisticky významně neliší mezi žádným ze sledovaných úseků. Jaro 2015 se vyznačuje dvěma odlehlými body. Nejvyšší hodnoty nalézáme na podzim 2014.

Měď lze uznat jako statisticky významně rozdílnou, ročně, tj. vykazuje mezisezónní dynamiku mezi jarem a podzimem 2014. V roce 2015 nebyla měď nalezena, proto její sezónní dynamiku v tomto roce hodnotit nelze. Hodnoty mědi na podzim jsou vyšší než na jaře.

Zinek vykazuje mezisezónní dynamiku pouze v roce 2014. Zbylé statisticky významné rozdíly jsou zjištěny pouze meziročně. Na jaře 2015 sice vykazuje nejvyšší hodnoty, ale jedná se pouze o dva odlehlé body. Podzim 2015 lze podle Grafu č. 3 vyhodnotit jako stabilnější co do rozložení hodnot.

Rubidium neznačí mezisezónní dynamiku, tj. nebyl nalezen statisticky významný rozdíl mezi sezónami (jaro, léto) během jednoho roku. Jaro 2015 výrazně

rozptylem hodnot převyšuje zbylé časové úseky. Byly zde identifikovány dva odlehlé body tvořící extrém v rámci všech časových úseků.

Stroncium je statisticky významně rozdílné mezisezónně pouze v roce 2014. Zbylé významnosti jsou meziroční. Průměry stroncia jsou vyšší vždy v podzimních úsecích. Jaro 2015 vykazuje jeden odlehlý bod (o nejvyšší koncentraci ze všech vzorků), který může být příčinou absence statistického rozdílu mezi jarem a podzimem 2015.

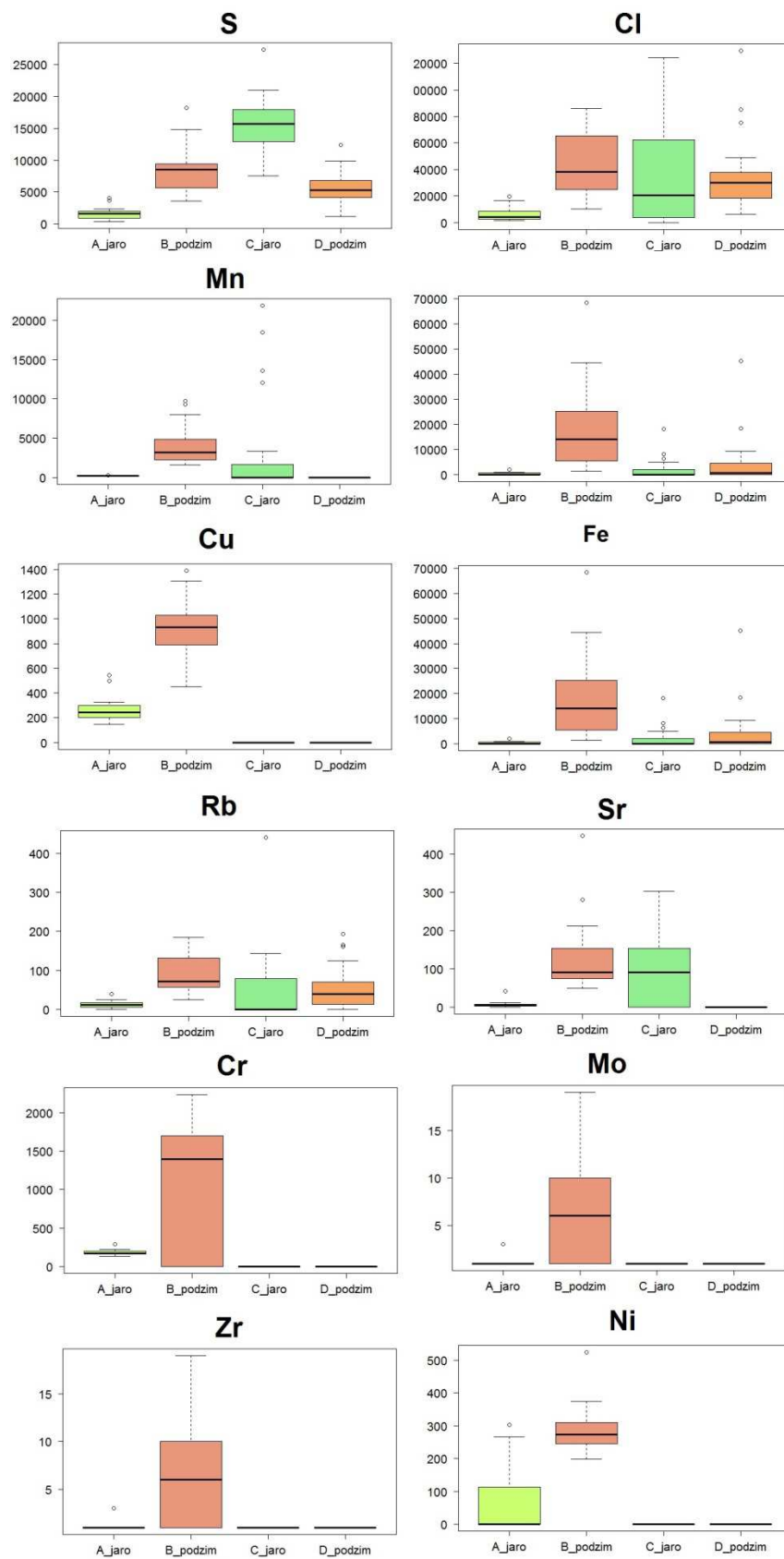
V případě chromu na lokalitě HAD v sušených vzorcích listů lze tento prvek sezónně vyhodnotit a to v roce 2014. Zde vykazuje významný rozdíl. Zbylé hodnoty jsou meziroční a v případě roku 2015 nebyl Cr nalezen, tudíž jej nelze objektivně hodnotit. Chrom v roce 2014 vykazuje vyšší hodnoty v podzimních vzorcích.

Molybden byl nalezen pouze v roce 2014 na podzim, od toho se odvíjí charakter kombinací významných rozdílů. Tento prvek zde nelze hodnotit. Na podzim 2015 se jedná pouze o jednu odlehlou hodnotu.

Zirkonium nevykazuje mezisezónní statisticky významnou rozdílnost. Je charakterizováno pouze odlehlými hodnotami v úseku podzim 2014 a 2015.

Nikl byl nalezen pouze na jaře 2014 a jako jeden odlehlý bod na jaře 2015, proto jsou kombinace významnosti vždy s účastí tohoto období. Vzhledem k absenci hodnot v dalších obdobích není Ni účelné mezisezónně vyhodnocovat.

Graf 4 Sezónní dynamika bylinného patra lokality HAD



Tabulka 19 Statisticky významné rozdíly za období jaro, podzim, 2014 a 2015 ve vzorcích bylinného patra na lokalitě HAD (Bonferroniho korekce 0.0125)

Hadůvka bylinné patro	S	Cl	Mn	Fe	Cu	Zn	Rb	Sr	Cr	Mo	Zr	Ni
B_podzim-A_jaro	0.000	0.000	0.007	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
C_jaro-A_jaro	0.000	0.005	0.031	0.947	0.000	0.604	0.228	0.001	0.480	0.999	0.998	0.019
D_podzim-A_jaro	0.001	0.003	0.999	0.521	0.000	0.999	0.147	0.991	0.480	0.999	0.991	0.019
C_jaro-B_podzim	0.000	0.731	0.959	0.000	0.000	0.000	0.183	0.234	0.000	0.000	0.000	0.000
D_podzim-B_podzim	0.050	0.831	0.005	0.000	0.000	0.000	0.278	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
D_podzim-C_jaro	0.000	0.998	0.020	0.844	1.000	0.697	0.996	0.000	1.000	1.000	0.967	1.000

POZN.: STATISTICKY VÝZNAMNÝ ROZDÍL OZNAČEN ZELENĚ; PÍSMENA A, B OZNAČUJÍ ROK 2014, C A D ROK 2015

Síra je statisticky významně rozdílná mezisezónně v letech 2014 i 2015. Ze všech kombinací aspektů (jaro, podzim) nevykazuje významný statistický rozdíl pouze meziroční srovnání podzimu. Síra v roce 2014 vykazuje vyšší hodnoty na podzim, naopak v roce 2015 vidíme vyšší hodnoty průměru na jaře (Graf 4).

Chlor je mezisezónně rozdílný pouze v roce 2014. Zbylé významně rozdílné hodnoty jsou meziroční. V hodnotách průměru je zřetelné, že vyšší hodnoty jsou v podzimním aspektu. V roce 2015 na podzim dále pozorujeme tři odlehlé hodnoty.

Mangan vykazuje mezisezónní rozdíl pouze v roce 2014. Tento rozdíl je dán zejména nízkým počtem hodnot na jaře. Další rozdíly jsou meziroční (podzim), dané absencí hodnot na podzim 2015.

Železo je mezisezónně statisticky významné v roce 2014. Významný rozdíl byl dále zaznamenán meziročně mezi podzimem a meziročně mezi jarem 2015 a podzimem 2014. U železa jsou opět vyšší hodnoty průměru na podzim. Nejzřetelnější je tento případ v roce 2014.

Měď nevykazuje statisticky významný rozdíl pouze mezisezónně v roce 2015. Objektivně lze hodnotit pouze rok 2014, který vykazuje statisticky významný rozdíl. Hodnoty Cu v roce 2015 nebyly zaznamenány, tudíž je jejich srovnání a kombinace s rokem 2014 ve srovnání neobjektivní. Opět v roce 2014 byly nalezeny vyšší hodnoty na podzim.

Zinek je statisticky významně mezisezónně rozdílný v roce 2014, zbylé významné rozdíly jsou meziročního charakteru. V roce 2014 je jasně zřetelný nárůst hodnot tj. vyšší koncentrace prvku na podzim. V roce 2015 je rovněž vyšší počet nalezených vzorků s obsahem Zn, jaro 2015 vykazuje pouze jednu odlehlou hodnotu.

Hodnoty rubidia se statisticky významně liší v roce 2014 mezisezónně. Další rozdíly nalezeny nebyly. Opět v parametrech průměru jsou nalezeny vyšší hodnoty v podzimních odběrech jak v roce 2014 tak v roce 2015.

Stroncium se mezisezónně významně liší v roce 2014 i 2015. Zbylé hodnoty odlišnosti hodnot jsou meziroční. V případě stroncia nalézáme vyšší koncentrace v roce 2014 na podzim, v roce 2015 není Sr detekováno.

Chrom se mezisezónně významně liší v roce 2014, v roce 2015 hodnoty Cr nalezeny nebyly. Kombinace s rokem 2015 nelze objektivě vyhodnotit. Podzim v roce 2014 výrazně převyšuje koncentracemi jaro.

Molybden a zirkonium vykazují stejný charakter statistické významnosti dat. Mezisezónně je významný rok 2014. V roce 2015 u Mo i Cr chybí hodnoty nebo jsou detekovány jen ve velmi omezené míře, tudíž kombinace s rokem 2015 působí významně.

Nikl lze v roce 2014 spolehlivě vyhodnotit jako statisticky mezisezónně významný. Tak jako v případě Mo a Cr je rok 2015 charakterizován buď absencí hodnot, nebo jednotlivými odlehlými hodnotami, tudíž obtížně vyhodnotitelné. V případě Zr nalézáme odlehlé hodnoty na jaře 2014 a na podzim 2015.

6.2 Prvkové rozdíly mezi listy ze stromů, bylinným patrem a sedimentem

Tato podkapitola se soustředí na zobrazení výsledků rozdílu mezi sušenými listy stromů, bylinným patrem a sedimentem. Syntéza statisticky významného rozdílu mezi biomasou a sedimentem ve vztahu k růstu nebo poklesu hodnot bude diskutována v kapitole 6 (diskuze).

Tabulka 20 *Statistický rozdíl mezi sušenými vzorky sedimentu, bylinného patra a listů v průběhu sezón jaro 2014 – podzim 2015 souhrnně na lokalitě Nedvědička*

	S	Cl	Mn	Fe	Cu	Zn	Rb	Sr	Mo	Ni	Cr	Zr
listy - bylinné patro	0.098	0.000	0.322	312.000	0.992	0.516	0.216	0.001	0.000	0.965	0.938	0.360
sediment - bylinné patro	0.000	0.000	0.311	0.000	0.022	0.999	0.000	0.331	0.001	0.819	0.084	0.000
sediment - listy	0.000	0.004	0.030	0.000	0.012	0.739	0.000	0.503	0.993	0.893	0.030	0.000

Pozn.: zeleně vyznačen statisticky významný rozdíl tj. hodnota menší než Bonferroniho korekce 0,0167

Významný statistický rozdíl je zaznamenán v případě síry v případě kombinace se sedimentem.

Hodnoty chloru jsou rozdílné mezi všemi analyzovanými složkami prostředí. V případě kombinace se sedimentem je rozdíl dán absencí Cl v sedimentech.

Mangan statisticky významně rozdílné hodnoty nevykazuje. Nalezen byl na ve všech zkoumaných případech.

Železo je významně rozdílné v kombinaci se sedimentem. V sedimentu vykazuje výrazně vyšší hodnoty než v listech.

Měď nebyla v sedimentu nalezena, proto jsou kombinace se sedimentem statisticky významné.

Zinek nevykazuje statistickou významnost.

Rubidium vykazuje statistickou významnost v kombinaci se sedimentem.

Stroncium se liší mezi bylinným patrem a sedimentem.

V případě molybdenu je kombinace bylinného patra se sedimentem významná vzhledem k nenalezení Mo v sedimentu.

Nikl nevykazuje statisticky významný rozdíl. Koncentrace Ni jsou zastoupeny pouze dvěma hodnotami v listech stromů a v bylinném patře.

Chrom v sedimentech nalezen nebyl a vzorky bylinného patra a listů jsou reprezentovány pouze odlehlými hodnotami. V sedimentu Cr nalezen nebyl.

Zirkonium vykazuje statisticky významný rozdíl v kombinaci se sedimentem. Vzorky listů a bylinného patra jsou reprezentovány pouze odlehlými hodnotami.

Tabulka 21 *Statistický rozdíl mezi sušenými vzorky sedimentu, bylinného patra a listů v průběhu sezón jaro 2014 – podzim 2015 souhrnně na lokalitě Hadůvka*

	S	Cl	Mn	Fe	Cu	Zn	Rb	Sr	Mo	Ni	Cr	Zr
listy - bylinné patro	0.198	0.146	0.234	0.093	0.991	0.996	0.276	0.019	0.393	0.976	0.528	0.000
sediment - bylinné patro	0.000	0.000	0.993	0.015	0.004	0.056	0.745	0.221	0.482	0.023	0.015	0.003
sediment - listy	0.000	0.004	0.629	0.296	0.003	0.049	0.412	0.998	0.120	0.033	0.085	0.878

Pozn.: zeleně vyznačen statisticky významný rozdíl tj. hodnota menší než Bonferroniho korekce 0,0167

Síra na lokalitě hadůvka vykazuje významný statistický rozdíl v kombinaci s hodnotami sedimentu.

Chlor ukazuje stejný případ jako v případě síry, statistický rozdíl je zaznamenán na vzorcích v kombinaci s rozbory sedimentu.

Mangan nevykazuje statisticky významný rozdíl.

Železo je rozdílné pouze mezi bylinným patrem a sedimentem.

Měď je rozdílná mezi sedimentem v kombinaci se sedimentem. Na rozdíl od síry a chlóru je tato situace dána absencí hodnot mědi v sedimentech.

Zinek nevykazuje statisticky významný rozdíl mezi sedimentem, bylinným patrem a listy ze stromů, stejně tak je tato situace pozorovatelná u rubidia, stroncia, molybdenu a niklu.

Chrom podobně jako železo vykazuje statisticky významný rozdíl mezi sedimentem a bylinným patrem. Ve vzorcích sedimentu nebyl chrom nalezen.

Zirkonium vykazuje rozdíl mezi vzorky listů ze stromů a bylinným patrem a ve vzorcích sedimentu a bylinného patra. Ve vzorcích sedimentu nebylo zirkonium nalezeno.

6.3 Prvkové rozložení mezi horním, středním a spodním tokem zájmových lokalit

Podrobné grafické znázornění rozložení hodnot chemických prvků v listech stromů a bylinném patře mezi horním, středním a spodním tokem je zobrazeno na 126 grafech (Příloha 1-16).

Tabulka 22 *Statistický rozdíl celkových obsahů prvků za sledované období (jaro 2014-podzim 2015) mezi horním, středním a spodním tokem Nedvědičky*

		S	Cl	Mn	Fe	Cu	Zn	Rb	Sr	Mo	Ni	Cr	Zr
sušené listy	střední tok - horní tok	0.5034	0.1490	0.9540	0.1750	0.9940	0.9980	0.7710	0.3040	0.8730	0.4410	0.2960	1.0000
	spodní tok - horní tok	0.9467	0.7500	0.8280	1.0000	0.8320	0.9630	0.7130	0.5620	0.4810	1.0000	0.5540	0.7640
	spodní tok - střední tok	0.7006	0.4810	0.6560	0.1780	0.7750	0.9770	0.3080	0.8920	0.2270	0.4400	0.8910	0.7640
suš. byl. p.*	střední tok - horní tok	0.6197	0.8840	0.8800	0.8340	0.8890	0.3840	0.9220	0.9810	0.9320	1.0000	0.7530	0.7580
	spodní tok - horní tok	0.4713	0.4900	0.6380	0.6800	0.8910	0.9030	0.9430	0.7640	0.7800	0.3760	0.9630	0.7370
	spodní tok - střední tok	0.9586	0.7700	0.8980	0.9560	1.0000	0.6760	0.9990	0.8620	0.9420	0.3760	0.9040	0.9980

Pozn.: * suš. byl. p. – sušené vzorky bylinného patra; zeleně vyznačen statisticky významný rozdíl tj. hodnota menší než Bonferroniho korekce 0,0167

Statisticky významný rozdíl mezi horním, středním a spodním tokem Nedvědičky nebyl nalezen ve vzorcích bylinného patra ani ve vzorcích listů ze stromů.

Tabulka 23 *Statistický rozdíl celkových obsahů prvků za sledované období (jaro 2014-podzim 2015) mezi horním, středním a spodním tokem Hadůvky*

		S	Cl	Mn	Fe	Cu	Zn	Rb	Sr	Mo	Ni	Cr	Zr
sušené listy	střední tok - horní tok	0.9950	0.8350	0.9250	0.9890	0.9300	0.9470	0.6960	0.7620	0.4000	0.9580	0.9960	0.5130
	spodní tok - horní tok	0.9360	0.9390	0.4340	0.8950	0.9600	0.5380	0.9960	0.7930	0.3610	0.9860	0.9070	0.9050
	spodní tok - střední tok	0.9650	0.6490	0.6570	0.9480	0.9970	0.3630	0.6600	1.0000	0.9920	0.9940	0.9390	0.8000
suš. byl. p.*	střední tok - horní tok	0.9430	0.8360	0.2520	0.0320	0.8460	0.9860	0.9970	0.6570	0.3880	1.0000	0.9300	0.7630
	spodní tok - horní tok	0.6440	0.7460	0.7660	0.0400	0.9690	0.5020	0.9990	1.0000	0.9800	0.9270	0.9450	0.9470
	spodní tok - střední tok	0.8290	0.9820	0.6800	1.0000	0.9550	0.4120	1.0000	0.6880	0.3150	0.9190	0.7810	0.9310

Pozn.: * suš. byl. p. – sušené vzorky bylinného patra; zeleně vyznačen statisticky významný rozdíl tj. hodnota menší než Bonferroniho korekce 0,0167

Statisticky významný rozdíl mezi horním, středním a spodním tokem Hadůvky nebyl nalezen ve vzorcích bylinného patra ani ve vzorcích listů ze stromů.

6.4 Prvková bilance nalezených prvků lokalit Nedvědička a Hadůvka

Tabulka 24 *Prvková bilance mezi lokalitami Nedvědička a Hadůvka ve vzorcích sušených listů ze stromů za jednotlivá časová období*

Jaro 2014		Podzim 2014		Jaro 2015		Podzim 2015	
NED Plus	HAD Plus	NED Plus	HAD Plus	NED Plus	HAD Plus	NED Plus	HAD Plus
U, Zr, Mo	Al, Cr, Cu, Ni, Zn	Al	-	Mg, Al	-	-	-
Shoda		Shoda		Shoda		Shoda	
S, Cl, Fe, Sr, Rb		S, Cl, Fe, Mn, Ni, Cu, Zn, Rb, Sr, Zr, Mo		S, Cl, Fe, Mn, Zn, Rb, Sr		S, Cl, Mn, Fe, Zn, Rb, Sr	

Tabulka ukazuje shodné prvky, tj. prvky, které byly nalezeny na obou lokalitách za dané období. Položky „Plus“ ukazují prvky, které se na dané lokalitě vyskytují nad rámec společně nalezených prvků.

Nejvíce prvků „plus“ v rámci časového úseku bylo nalezeno na jaře 2014 na lokalitě HAD, zde bylo identifikováno oproti NED pět prvků navíc. Nejvíce shodných prvků bylo nalezeno v časovém úseku podzim 2014. Zde bylo shodně nalezeno 11 prvků.

Tabulka 25 Prvková bilance mezi lokalitami Nedvědička a Hadůvka ve vzorcích sušených listů ze stromů za jednotlivá časová období

Jaro 2014		Podzim 2014		Jaro 2015		Podzim 2015	
NED Plus	HAD Plus	NED Plus	HAD Plus	NED Plus	HAD Plus	NED Plus	HAD Plus
Nb	Cr, Cu, Mn, Zn, Ni	Al	U	-	-	Mn, Sr	-
Shoda		Shoda		Shoda		Shoda	
S, Cl, Fe, Zr, Mo, Rb, Sr		S, Cl, Mn, Zn, Rb, Sr, Zr, Mo, Cr, Cu, Fe		S, Cl, Fe, Mn, Zn, Rb, Sr		S, Cl, Fe, Zn, Rb, Zr	

Ve vzorcích sušených vzorků bylinného patra bylo nalezeno nejvíce „plus“ prvků v časovém úseku jaro 2014, tak jako v případě vzorků listů ze stromů. Nejvíce prvků shodných bylo nalezeno, opět jako v případě vzorků listů, v časovém období podzim 2014. Bez „plus“ prvků je časový úseku jaro 2015. Zbylé časové úseky mají každý na lokalitách HAD i NED „plus“ prvky.

6.5 Srovnání prvků shodně nalezených v sušených vzorcích listů v povodí Nedvědičky a Hadůvky

6.5.1 Rok 2014

Tabulka 26 Shodné prvky. Minimum (mg.kg^{-1}), maximum (mg.kg^{-1}), průměr (mg.kg^{-1}), medián (mg.kg^{-1}), % míst nalezení prvku a odběrové místo s největší koncentrací prvku ve vzorcích listů ze stromů v povodí Hadůvky a Nedvědičky. Časový úsek odběru – jaro 2014. Sušené vzorky.

		NED	HAD		NED	HAD		NED	HAD
% vzorků		100	100		93	100		100	45
Min. ¹	S	2656.00	907.80	Cl	0.00	388.99	Fe	528.00	157.17
Max. ²		16600.00	3038.96		13764.00	3223.20		14440.00	460.02
Průměr		8908.77	1756.84		3267.33	1286.68		1816.23	251.19
Med. ³		8123.00	1704.81		2159.50	1067.24		1249.50	189.72
Pr(> Chi)		2.2e-16 ***			0.0002789 ***			3.22e-09 ***	
		NED	HAD		NED	HAD			
% vzorků	Rb	97	75	Sr	100	100			
Min.		0.00	3.04		29.00	8.10			
Max.		189.00	17.24		272.00	35.70			
Průměr		67.90	8.00		109.93	17.87			
Med.		56.00	6.08		107.00	15.74			
Pr(> Chi)		2.2e-16 ***			2.2e-16 ***				

POZN.: ¹MIN – MINIMUM, ²MAX - MAXIMUM, ³MEDIÁN

Ve vzorcích sušených listů za časový úsek jaro 2014 byly nalezeny v zájmovém území Nedvědička a Hadůvka shodné prvky S, Cl, Fe, Rb a Sr (Tabulka 26). U všech prvků jsou hodnoty mediánu a průměru vyšší v zájmovém území říčky Nedvědičky. V parametrech průměru síry jsou hodnoty u NED více jak 5.1x vyšší, chloru 2.5x vyšší, železa 7.2x vyšší, rubidia 8.5x vyšší a stroncia 6.2x vyšší než na HAD. Maximální i minimální hodnoty jsou vyšší rovněž na říčce Nedvědičce. Výrazný je nižší výskyt železa na lokalitě HAD, pouze 45 % oproti 100 % na NED. Výskyt rubidia je na HAD pouze na 75 % lokalit, na NED je to 97 %.

Tabulka 27 Shodné prvky. Minimum (mg.kg^{-1}), maximum (mg.kg^{-1}), průměr (mg.kg^{-1}), medián (mg.kg^{-1}), % míst nalezení prvku a odběrové místo s největší koncentrací prvku ve vzorcích listů ze stromů v povodí Hadůvky a Nedvědičky. Časový úsek odběru – podzim 2014.

		NED	HAD		NED	HAD		NED	HAD
% vzorků		100	100		100	100		100	100
Min.	S	3539.00	3412.00	Cl	1453.00	758.00	Fe	783.00	1711.00
Max.		18600.00	15864.00		135800.00	17045.00		24900.00	17007.00
Průměr		9818.03	6788.30		32202.03	7857.55		4696.60	3814.40
Med.		8935.00	6515.50		14694.50	6743.50		3021.50	2656.00
Pr(> Chi)		0.003077 **			4.252e-06 ***			0.50110	
			NED		HAD			NED	HAD
% vzorků		33	45		100	100		3	25
Min.	V	3600.00	4100.00	Mn	1578.00	1820.00	Ni	178.00	225.00
Max.		5400.00	6100.00		18759.00	33200.00		178.00	302.00
Průměr		4490.00	4955.56		4700.23	10253.30		178.00	256.60
Med.		4450	4900		3376.00	6827.50		178.00	249.00
Pr(> Chi)		0.2987			0.0006127 ***			0.10170	
			NED		HAD			NED	HAD
% vzorků		100	100		100	100		100	100
Min.	Cu	480.00	542.00	Zn	238.00	182.00	Rb	8.00	13.00
Max.		1299.00	1500.00		855.00	551.00		152.00	57.00
Průměr		811.97	993.70		416.43	362.90		45.23	26.00
Med.		772.00	963.50		391.50	381.50		32.00	23.50
Pr(> Chi)		0.01169 *			0.1217			0.003832 **	
			NED		HAD			NED	HAD
% vzorků		100	100		13	5			
Min.	Sr	48.00	84.00	Zr	7.00	18.00			
Max.		604.00	242.00		22.00	18.00			
Průměr		228.00	146.40		15.75	18.00			
Med.		189.00	138.00		17.00	18.00			
Pr(> Chi)		0.005175 **			0.4043				

Ve vzorcích sušených listů za časový úsek podzim 2014 byly nalezeny shodné prvky S, Cl, Fe, V, Mn, Ni, Cu, Zn, Rb, Sr a Zr. U prvků S, Cl, Fe, Zn, Rb a Sr jsou hodnoty průměru a mediánu vyšší u NED. Na rozdíl od časového úseku jaro 2014 nejsou viditelné tak markantní rozdíly mezi jednotlivými lokalitami. Hodnoty lokality NED u prvků S, Fe, Rb, Sr nejsou ani 2x vyšší než u HAD, pouze Cl je 8x vyšší. Prvky

V, Mn, Ni, Cu a Zr jsou vyšší na lokalitě HAD. Výskyt prvků na procentech odběrových míst ze zkoumaných lokalit je S, Cl, Mn, Cu, Zn, Rb a Sr na lokalitách NED i HAD 100 %. U NED je větší procentuální zastoupení pouze u prvku Zr. Prvky V, Ni a Mo byly nalezeny na více procentech odběrových míst na lokalitě HAD. Významný rozdíl lze pozorovat u prvku Ni, kdy na lokalitě NED se vyskytuje pouze ve 3 % (1 případ) a na lokalitě HAD ve 25 %.

6.5.2 Rok 2015

Tabulka 28 *Shodné prvky. Minimum (mg.kg⁻¹), maximum (mg.kg⁻¹), průměr (mg.kg⁻¹), medián (mg.kg⁻¹), % míst nalezení prvku a odběrové místo s největší koncentrací prvku ve vzorcích listů ze stromů v povodí Hadůvky a Nedvědičky. Časový úsek odběru – jaro 2015.*

		NED	HAD		NED	HAD		NED	HAD
% vzorků		100	100		100	90		20	15
Min.		3998.00	8100.00		877.00	1454.00		2400.00	5900.00
Max.	S	34400.00	26200.00	Cl	138700.00	195400.00	Fe	22600.00	9900.00
Průměr		14660.33	16760.00		34368.17	54034.39		10985.71	8533.33
Med.		13650.00	15800.00		18000.00	18150.00		11700.00	9800.00
Pr(> Chi)		0.28770			0.32480			0.33060	
		NED	HAD		NED	HAD		NED	HAD
% vzorků		27	30		27	10		50	40
Min.		3000.00	4000.00		369.00	524.00		37.00	77.00
Max.	Mn	32600.00	26000.00	Zn	1016.00	601.00	Rb	354.00	397.00
Průměr		10412.50	11500.00		559.75	562.50		132.07	172.13
Med.		4850.00	9950.00		454.50	562.50		129.00	123.50
Pr(> Chi)		0.74990			0.18050			0.92140	
		NED	HAD						
% vzorků		83	55						
Min.		56.00	51.00						
Max.	Sr	326.00	306.00						
Průměr		142.67	115.55						
Med.		133.50	101.00						
Pr(> Chi)		0.04131 *							

Ve vzorcích sušených listů za časový úsek jaro 2015 byly nalezeny shodné prvky S, Cl, Fe, Mn, Zn, Rb a Sr. Na lokalitě NED byly zjištěny vyšší koncentrace průměru a mediánu než u lokality HAD u prvků Fe a Sr, pouze mediánu u prvku Rb a průměru

u prvku Mn a Zn. Hodnoty průměru a mediánu u NED a HAD nepřekračují dvojnásobek nižší hodnoty. Maximální hodnoty u S, Fe, Mn, Zn a Sr byly vyšší u NED, zbylé prvky měly hodnotu maxima vyšší u HAD. 100 % prvků na lokalitách NED i HAD byly nalezeny pouze v případě síry. Cl byl nalezen ve 100 % odběrových míst na NED a 90 % na HAD. Vyšší výskyt prvků byl zaznamenán pouze v případě Sr, kdy se na lokalitě NED vyskytoval na 83 % odběrových míst a na lokalitě HAD na 55 % odběrových míst. Zbylé prvky nepřekračují svou četností výskytu na lokalitách 50 %.

Tabulka 29 *Shodné prvky. Minimum (mg.kg⁻¹), maximum (mg.kg⁻¹), průměr (mg.kg⁻¹), medián (mg.kg⁻¹), % míst nalezení prvku a odběrové místo s největší koncentrací prvku ve vzorcích listů ze stromů v povodí Hadůvky a Nedvědičky. Časový úsek odběru – podzim 2015.*

		NED	HAD		NED	HAD		NED	HAD
% vzorků		100	100		100	100		57	50
Min.	S	1171.00	1443.00	Cl	854.00	560.00	Mn	2400.00	2800.00
Max.		28500.00	12900.00		19600.00	20200.00		40800.00	22300.00
Průměr		7793.33	4066.80		6552.93	5609.75		7864.71	8720.00
Med.		5776.50	-		4814.00	-		4900.00	-
Pr(> Chi)		0.005212 **			0.50470			0.96290	
			NED		HAD			NED	HAD
% vzorků		60	45		50	25		47	30
Min.	Fe	1282.00	1144.00	Zn	220.00	182.00	Rb	32.00	23.00
Max.		6800.00	26800.00		3183.00	257.00		330.00	62.00
Průměr		2656.67	4524.78		655.47	222.00		85.93	42.67
Med.		2224.50	-		345.00	-		55.50	-
Pr(> Chi)		0.67020			0.003582 **			0.03476 *	
			NED		HAD				
% vzorků		100	100						
Min.	Sr	63.00	52.00						
Max.		399.00	187.00						
Průměr		190.23	102.70						
Med.		170.00	110.00						
Pr(> Chi)		1.712e-06 ***							

Ve vzorcích sušených listů za časový úsek jaro 2015 byly nalezeny shodné prvky S, Cl, Mn, Fe, Zn, Rb s Sr. Vyšší koncentrace na lokalitě NED oproti lokalitě HAD byly nalezeny u průměru a mediánu prvků S, Cl, Rb, Zn a Sr, pouze v hodnotě mediánu u Fe. Pouze u průměru Zn a Rb je rozdíl hodnot mezi NED a HAD více jak dvojnásobný. Maximální hodnoty jsou u NED naměřeny u prvků S, Mn, Zn, Rb a Sr. Prvky S, Cl a Sr a byly nalezeny na 100 % odběrových míst lokality NED i HAD. U zbytku nalezených prvků nepřesahuje jejich výskyt na lokalitách 57 % odběrových míst.

6.6 Srovnání prvků shodně nalezených v sušených vzorcích břehové vegetace – bylinného patra v povodí Nedvědičky a Hadůvky

6.6.1 Rok 2014

Tabulka 30 *Shodné prvky. Minimum (mg.kg^{-1}), maximum (mg.kg^{-1}), průměr (mg.kg^{-1}), medián (mg.kg^{-1}), % míst nalezení prvku a odběrové místo s největší koncentrací prvku ve vzorcích břehové vegetace – bylinného patra Hadůvky a Nedvědičky. Časový úsek odběru – jaro 2014. Sušené vzorky.*

		NED	HAD		NED	HAD		NED	HAD		NED	HAD
% vzorků		100	100		100	100		100	45		15	10
Min.		4557.00	424.03		11164.00	1532.04		634.00	152.70		0.00	3.06
Max.	S	21521.00	4012.68	Cl	84100.00	19808.12	Fe	12787.00	2053.33	Zr	18.00	10.10
Průměr		12739.20	1671.32		43164.80	6159.95		3089.10	640.64		1.60	6.41
Med.		12105.00	1618.91		44100.00	4252.69		1699.50	554.58		0.00	6.08
Pr (> Chi)		2.2e-16 ***			2.2e-16 ***			1.22e-06 ***			0.5539	
		NED	HAD		NED	HAD		NED	HAD		NED	HAD
% vzorků		90	5		100	85		100	85			
Min.		0.00	2.03		36.00	4.04		27.00	2.04			
Max.	Mo	9.00	2.03	Rb	379.00	39.39	Sr	366.00	41.41			
Průměr		4.65	2.03		178.10	14.55		110.65	7.45			
Med.		5.00	2.03		149.00	15.18		100.00	4.08			
Pr (> Chi)		2.2e-16 ***			2.2e-16 ***			1.935e-14 ***				

Ve vzorcích sušeného materiálu bylinného patra břehové vegetace jsou vyšší koncentrace mediánu a průměru za časový úsek jaro 2015 nalezeny na lokalitě Nedvědička u prvků S, Cl, Fe, Mo, Rb a Sr. Pouze medián a průměr byl vyšší na lokalitě Hadůvka prvek Zr. Minimum a maximum hodnot je vyšší na lokalitě Nedvědička v prvcích S, Cl, Fe, Rb a Sr. Pouze maximum je na Nedvědičce vyšší

u Mo a Zr. Hadůvka vykazuje vyšší hodnoty pouze v průměru Zr. 100 % prvků bylo nalezeno na obou lokalitách v případě prvků S a Cl. Nedvědička dále vykazuje 100% výskyt prvků v rámci odběrových míst u prvků Fe, Rb, Sr a 90% u Mo. Zbylé hodnoty výskytu prvků nepřesahují na obou lokalitách 45 %, pouze prvek Sr je dosahuje na lokalitě HAD 85 % výskytu.

Tabulka 31 *Shodné prvky. Minimum (mg.kg⁻¹), maximum (mg.kg⁻¹), průměr (mg.kg⁻¹), medián (mg.kg⁻¹), % míst nalezení prvku a odběrové místo s největší koncentrací prvku ve vzorcích břehové vegetace – bylinného patra Hadůvky a Nedvědičky. Časový úsek odběru – podzim 2014. Sušené vzorky.*

		NED	HAD		NED	HAD		NED	HAD
% site		100	100		100	100		100	100
Min.	S	4005.00	3600.00	Cl	97300.00	86000.00	Mn	1225.00	1606.00
Max.		23500.00	18173.00		29789.95	44230.25		12988.00	9756.00
Průměr		9018.10	8476.45		10588.00	38000.00		4326.70	4053.90
Med.		7939.50	8549.00		0.00	0.00		3044.00	3199.00
Pr(> Chi)		0.67620			0.15370			0.74970	
			NED		HAD			NED	HAD
% site	Zr	10	65	Fe	100	100	Cr	65	70
Min.		10.00	8.00		569.00	1360.00		936.00	1270.00
Max.		17.00	125.00		20500.00	68300.00		2261.00	2237.00
průměr		13.50	43.15		3238.25	18099.30		1484.85	1608.29
Med.		13.50	30.00		1903.50	13993.50		1520.00	1653.50
Pr(> Chi)		3.656e-06 ***			1.364e-05 ***			0.52000	
		NED	HAD		NED	HAD		NED	HAD
% site	Zn	100	100	Rb	100	100	Sr	100	100
Min.		180.00	177.00		10.00	24.00		51.00	48.00
Max.		1197.00	759.00		85.00	184.00		628.00	446.00
Průměr		384.50	420.85		36.20	93.10		173.05	129.55
Med.		349.50	419.50		32.00	71.50		123.00	90.50
Pr(> Chi)		0.52870			1.221e-07 ***			0.23400	
		NED	HAD		NED	HAD			
% site	V	20	35	Cu	100	100			
Min.		4100.00	4000.00		382.00	449.00			
Max.		7200.00	9800.00		1393.00	1387.00			
Průměr		5575.00	5757.14		788.70	923.15			
Med.		5500.00	4900.00		792.50	931.00			
Pr(> Chi)		0.3089			0.05875				

Ve vzorcích sušeného materiálu bylinného patra břehové vegetace byly nalezeny prvky S, Cl, Mn, Zn, Rb, Sr, Zr, Mo, Cr, V, Cu a Fe. Vyšší koncentrace mediánu a průměru za časový úsek podzim 2014 nalezeny na lokalitě NED u S, M (pouze průměr), Fe, Sr, V (pouze medián). Cu, Rb, Zn, Cr, Zr, a Cl mají vyšší medián a průměr na lokalitě HAD. U 100 % odběrových míst v rámci lokalit NED a HAD se vyskytovaly prvky S, Cl, Mn, Zn, Rb, Sr, Cu a Fe. Cr vykazoval rovněž vyšší výskyt 65 % u NED a 70 % u HAD, dále na HAD Mo a Zr vykazovaly po 60 % a 65 % výskytu. Na NED Mo, Zr a V nepřesáhly 20 % výskytu na lokalitách.

6.6.2 Rok 2015

Tabulka 32 *Shodné prvky. Minimum ($mg.kg^{-1}$), maximum ($mg.kg^{-1}$), průměr ($mg.kg^{-1}$), medián ($mg.kg^{-1}$), % míst nalezení prvku a odběrové místo s největší koncentrací prvku ve vzorcích břehové vegetace – bylinného patra Hadůvky a Nedvědičky. Časový úsek odběru – jaro 2015. Sušené vzorky.*

		NED	HAD		NED	HAD		NED	HAD
% vzorků		100	100		100	95		10	25
Min.	S	5838.00	7500.00	Cl	552.00	1900.00	Fe	5200.00	4100.00
Max.		42600.00	27300.00		121800.00	124400.00		10900.00	18000.00
Průměr		15277.25	15550.00		26104.40	37391.79		8050.00	8240.00
Med.		13050.00	15650.00		5400.00	30100.00		8050.00	6300.00
Pr(> Chi)		0.05329			0.41900			0.29490	
		NED	HAD		NED	HAD		NED	HAD
% vzorků		45	30		50	5		60	35
Min.	Mn	3800.00	3300.00	Zn	287.00	408.00	Rb	48.00	48.00
Max.		14700.00	21900.00		1026.00	408.00		373.00	439.00
Průměr		6533.33	13880.00		514.70	408.00		127.67	147.00
Med.		5400.00	13600.00		422.50	408.00		92.00	105.00
Pr(> Chi)		0.75990			0.02319 *			0.45730	
		NED	HAD						
% vzorků		70	60						
Min.	Sr	36.00	81.00						
Max.		230.00	303.00						
Průměr		111.64	149.25						
Med.		101.50	117.00						
Pr(> Chi)		0.65070							

Ve vzorcích sušeného materiálu bylinného patra břehové vegetace byly na lokalitách HAD a NED nalezeny prvky S, Cl, Fe, Mn, Zn, Rb a Sr. Vyšší koncentrace mediánu a průměru za časový úsek jaro 2015 nalezeny na lokalitě Nedvědička pouze u prvku Zn. Vyšší koncentrace mediánu a průměru prvků Cl, S, Mn, Rb, Fe a Sr byly vyšší na lokalitě HAD než na NED. Maximum u prvků S a Zn bylo vyšší u NED než u HAD. Na lokalitě HAD byly hodnoty maxima vyšší než u NED u prvků Cl, Fe, Mn, Rb a Sr. Na 100 % stanovišť byl nalezen pouze prvek S. Krom prvku Fe byly na NED nalezeny prvky na více procentech odběrových míst.

Tabulka 33 *Shodné prvky. Minimum ($mg.kg^{-1}$), maximum ($mg.kg^{-1}$), průměr ($mg.kg^{-1}$), medián ($mg.kg^{-1}$), % míst nalezení prvku a odběrové místo s největší koncentrací prvku ve vzorcích břehové vegetace – bylinného patra Hadůvky a Nedvědičky. Časový úsek odběru – podzim 2015. Sušené vzorky.*

		NED	HAD		NED	HAD		NED	HAD
% vzorků		100	100		100	100		70	50
Min.	S	2366.00	1235.00	Cl	13451.00	6072.00	Fe	1453.00	1178.00
Max.		23100.00	12400.00		140000.00	129500.00		32300.00	45200.00
Průměr		11357.15	5777.10		52327.55	37060.40		11216.00	9425.00
Med.		11600.00	5307.50		39850.00	29950.00		8000.00	4453.50
Pr(> Chi)		7.492e-06 ***			0.12590			0.37630	
			NED		HAD			NED	HAD
% vzorků	Rb	65	75	Zr	30	10	Zn	15	25
Min.		48.00	26.00		31.00	24.00		200.00	168.00
Max.		198.00	193.00		100.00	28.00		549.00	286.00
Průměr		103.31	74.87		54.17	26.00		328.67	211.60
Med.		100.00	47.00		42.50	26.00		237.00	195.00
Pr(> Chi)		2.2e-16 ***			0.01612 *			0.92390	

Ve vzorcích sušeného materiálu bylinného patra břehové vegetace byly na lokalitách HAD a NED nalezeny prvky S, Cl, Fe, Zn, Rb a Zr. Medián a průměr prvků S, Cl, Fe, Rb, Zr, a Zn byl vyšší na lokalitě NED než HAD. Podobně i maximum u prvků S, Cl, Rb, Zr a Zn bylo vyšší na lokalitě NED. Pouze maximum u prvku Fe bylo vyšší na lokalitě HAD. 100 % prvků S a Cl bylo nalezeno na lokalitách NED a HAD. Výraznější zastoupení prvku v rámci lokalit NED a HAD lze pozorovat u prvku Rb, který se na NED vyskytuje na 65 % procentech sledovaných ploch a na HAD na 75 % sledovaných ploch.

6.7 Prvky neshodně nalezené v povodí Nedvědičky a Hadůvky

6.7.1 Sušené vzorky listí

Tabulka 34 Prvky ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) neshodně nalezené v sušených vzorcích listů v povodí Nedvědičky a Hadůvky v letech 2014 a 2015

Rok	Veličiny	NED Plus			HAD Plus					
2014	Jaro	U	Zr	Mo	Al	Cr	Cu	Ni	Zn	
	% vzorků	3	7	40	20	100	100	100	100	
	Min.	0.00	0.00	0.00	0.00	156.86	194.93	244.90	64.83	
	Max.	8.00	53.00	8.00	37842.00	249.47	565.08	433.50	155.04	
	Průměr	0.27	2.70	2.53	30472.50	192.86	367.32	319.93	95.20	
	Med.	0.00	0.00	2.00	29196.90	186.48	363.10	300.73	90.57	
	Podzim	Al								
	% vzorků	7								
	Min.	0.00								
	Max.	27200.00								
	Průměr	24900.00								
	Med.	24900.00								
2015	Jaro	Mg	Al							
	% vzorků	3	3							
	Min.	0.00	0.00							
	Max.	372200	39000							
	Průměr	372200	39000							
	Med.	372200	39000							

Tabulka 34 ukazuje neshodně prvky nalezené za období jaro a podzim 2014 a 2015 ve vzorcích sušeného listí ze stromů na zájmových lokalitách. Na lokalitě Nedvědička se jedná o U, Zr a Mo za období jaro 2014, Al za období podzim 2014 a Mg a Al za období jaro 2015. Na lokalitě Hadůvka bylo nalezeno neshodně v úseku jaro 2014 Al, Cr, Cu, Ni a Zn. V průběhu roku 2014 byly nalezeny na U, Zr, Al a Mg lokalitě NED pouze v nízkém počtu nepřesahující 7 % vzorků. Mo byl nalezen ve 40 % vzorků. Na lokalitě HAD jsou v časovém úseku jaro 2014 nalezeny prvky Al ve 20 % vzorků, prvky Cr, Cu, Ni a Zn ve 100 % případů.

6.7.2 Sušené vzorky bylinného patra

Tabulka 35 Prvky (mg.kg^{-1}) neshodně nalezené v sušených vzorcích břehové vegetace - bylinného patra v povodí Nedvědičky a Hadůvky v letech 2014 a 2015

Rok	Veličiny	NED Plus		HAD Plus			
2014	Jaro	-	-	Mn	Ni	Cu	Zn
	% vzorků	-	-	100	100	100	100
	Min.	-	-	133.62	196.86	145.57	35.42
	Max.	-	-	283.64	522.71	540.94	113.456
	Průměr	-	-	179.30	285.94	265.28	57.25595
	Med.	-	-	169.99	271.69	241.84	55.606
	Podzim	Al	-	U	Ni		
	% vzorků	15	-	5	5		
	Min.	0.00	-	53.00	255.00		
	Max.	47900.00	-	53.00	255.00		
	Průměr	36566.67	-	53.00	255.00		
	Med.	32900.00	-	53.00	255.00		
2015	Podzim	Mn	Sr				
	% vzorků	10	95				
	Min.	5200.00	41.00				
	Max.	10300.00	436.00				
	Průměr	7750.00	193.21				
	Med.	7750.00	166.00				

Tabulka 35 ukazuje neshodně prvky nalezené za období jaro a podzim 2014 a 2015 ve vzorcích bylinného patra na zájmových lokalitách. V časovém úseku jaro 2014 na lokalitě HAD byl nalezen Mn, Ni, Cu a Zn na 100 % analyzovaných vzorků. Al byl zjištěn v 15 % vzorků na lokalitě NED v úseku podzim 2014. U (5 % vzorků) a Ni (5 % vzorků) byly nalezeny na lokalitě HAD v úseku podzim 2014. Mn (10 % vzorků) a Sr 95 (95 % vzorků) byly nalezeny v úseku podzim 2015 na lokalitě NED.

6.8 Srovnání chemismu vzorků sedimentu

Tabulka 36 Chemismus vzorků sedimentu lokality Nedvědičky a Hadůvky ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). GLM [$\text{Pr}(>\text{Chi})$] statistický rozdíl mezi lokalitami

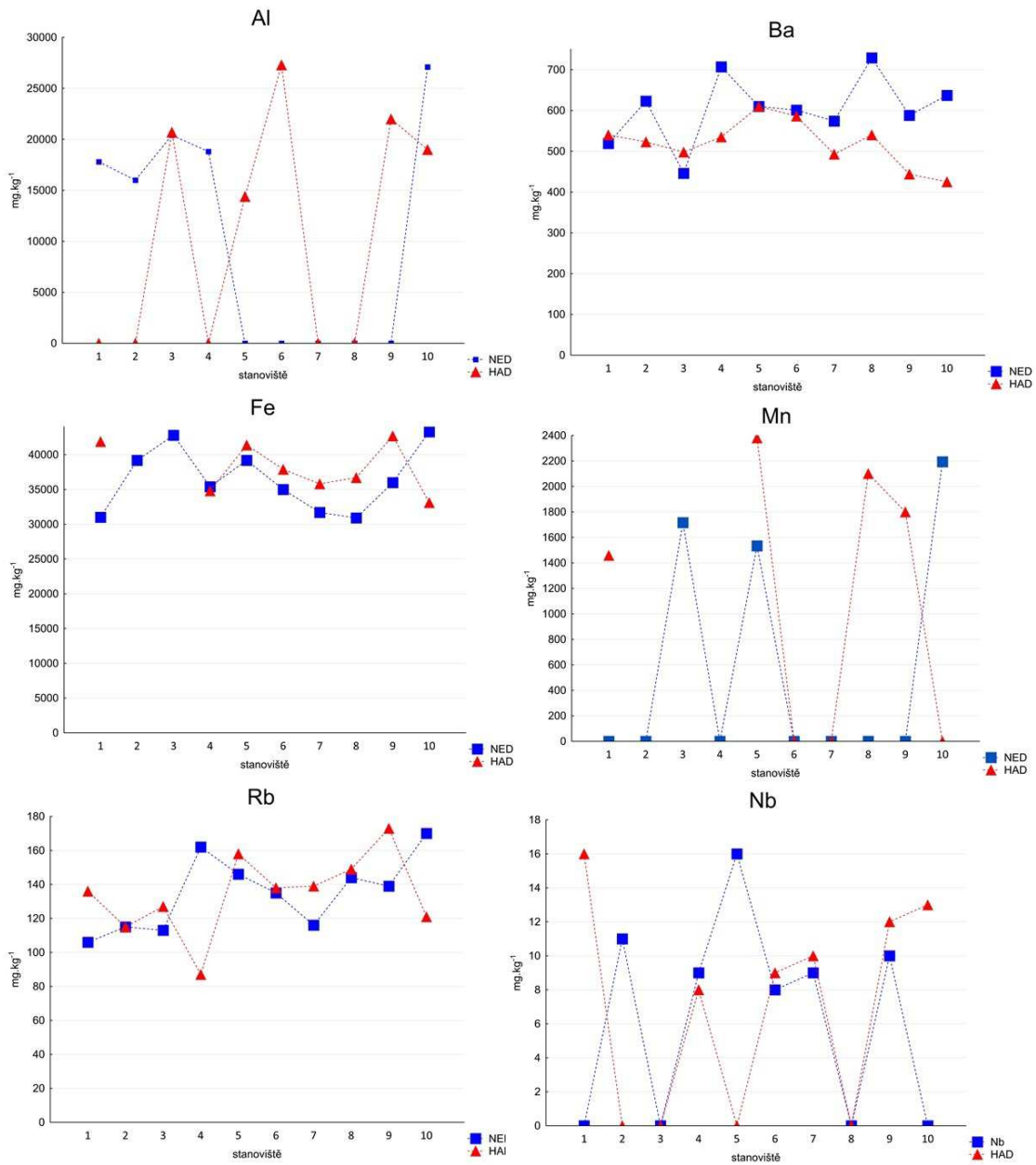
		NED	HAD		NED	HAD		NED	HAD
% vzorků		50.00	50.00		100.00	100.00		30.00	70.00
Min.	Al	16000.00	14400.00	S	582.00	824.00	Mn	1534.00	1459.00
Max.		27100.00	27300.00		4503.00	4782.00		2193.00	4100.00
Průměr		20020.00	20680.00		1698.70	2194.50		1814.33	2662.71
Med.		18800.00	20700.00		1294.50	1560.50		1716.00	2380.00
Pr(>Chi)		0.95			0.40			0.039 *	
		NED	HAD		NED	HAD		NED	HAD
% vzorků		80.00	100.00		100.00	100.00		60.00	60.00
Min.	Y	22.00	24.00	Zr	199.00	145.00	Nb	8.00	8.00
Max.		37.00	41.00		347.00	401.00		16.00	16.00
Průměr		29.38	30.80		264.80	291.90		10.50	11.33
Med.		29.50	30.00		250.00	307.00		9.50	11.00
Pr(>Chi)		0.16			0.34			0.85	
		NED	HAD		NED	HAD		NED	HAD
% vzorků		100.00	100.00		90.00	70.00		100.00	100.00
Min.	Fe	30900.00	33100.00	Zn	13.50	14.50	Rb	106.00	87.00
Max.		43300.00	52800.00		26.90	22.50		170.00	173.00
Průměr		36450.00	40810.00		19.44	18.24		134.60	134.30
Med.		35700.00	39650.00		17.00	17.60		137.00	137.00
Pr(>Chi)		0.083 .			0.24			0.98	
		NED	HAD		NED	HAD		NED	HAD
% vzorků		100.00	100.00		10.00	20.00		100.00	100.00
Min.	Ba	446.00	425.00	U	57.00	56.00	Sr	106.00	108.00
Max.		729.00	610.00		57.00	81.00		163.00	166.00
Průměr		603.40	519.40		57.00	68.50		137.70	136.30
Med.		605.50	529.00		57.00	68.50		139.00	136.50
Pr(>Chi)		0.0069 **			-			0.85	

Celkem byly nalezeny prvky Al, S, Mn, Y, Zr, Nb, Fe, Zn, Rb, Ba, U a Sr. Významný statistický rozdíl byl nalezen u Mn a Ba. Vyšší hodnoty průměru byly nalezeny v těchto případech u Mn na lokalitě HAD a u Ba na lokalitě NED. U prvků, kde nebyl nalezen významný statistický rozdíl mezi lokalitami byl průměr, medián a maximum vyšší na lokalitě HAD u Al, S, Y, Zr, Nb (Maximum stejné jako u NED), Fe a U. Zn vykazuje vyšší maximum a průměr na lokalitě NED, na lokalitě HAD je vyšší medián.

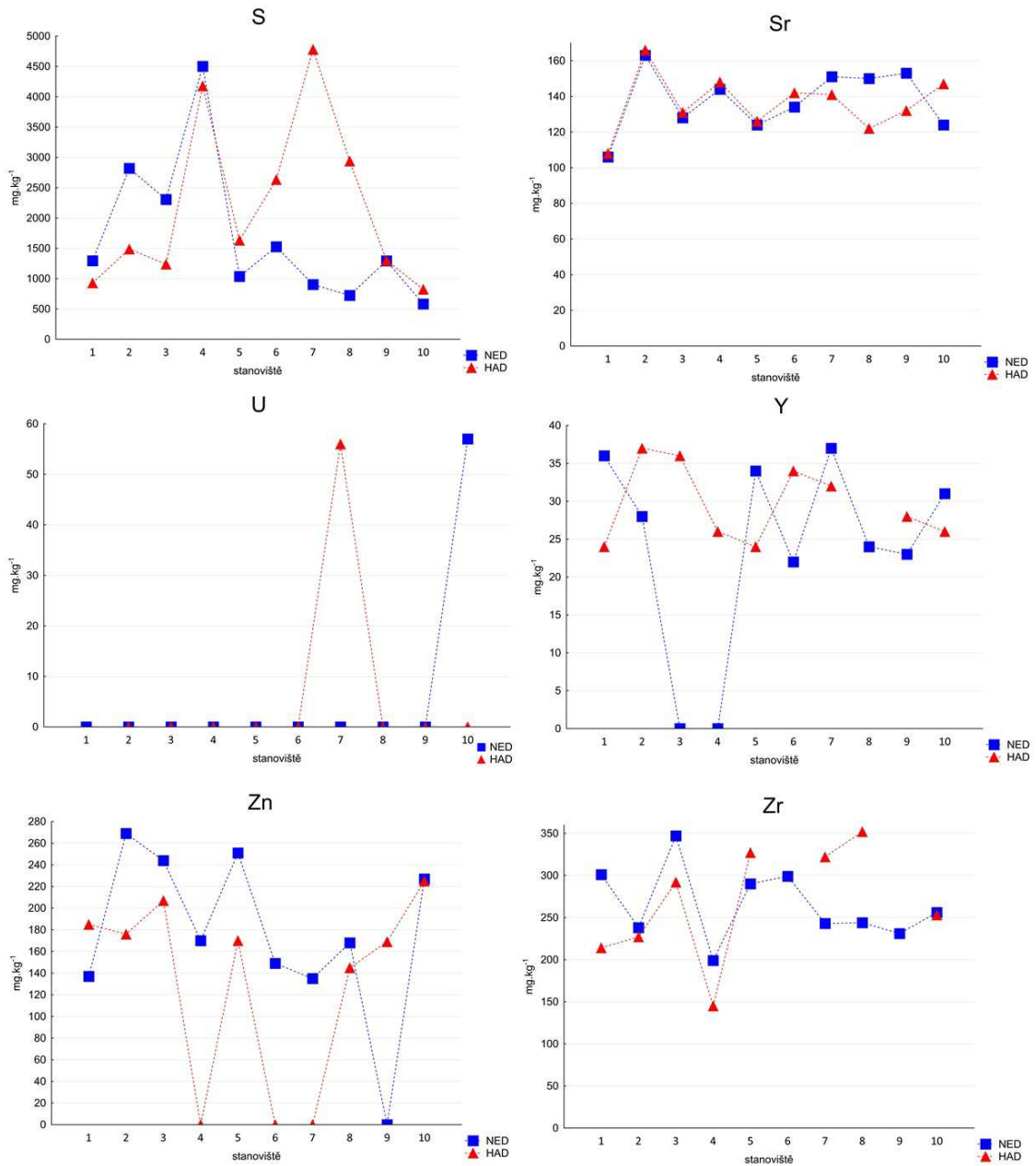
Rubidium vykazuje shodné hodnoty mediánu jak na HAD tak i NED, v průměru jsou hodnoty vyšší u NED a v maximu u HAD. Medián a průměr u Sr byl nalezen vyšší na lokalitě NED, maximum bylo nejvyšší na lokalitě HAD. Lokalita NED vykazuje nižší hodnoty minima než na lokalitě HAD u S, Y, Fe, Zn a Srov. Al, Mn, Zr, Nb, Rb, Ba a U mají vyšší nejnižší hodnoty na lokalitě HAD než na lokalitě NED.

6.9 Vývoj chemismu sedimentů mezi jednotlivými odběrovými místy zájmových lokalit

Graf 5 Soubor grafů prvků nalezených ve vzorcích sedimentu na zájmových lokalitách (Al, Ba, Fe, Mn, Rb, Nb) (Statistica 10)



Graf 6 Pokračování Grafu 5 - soubor grafů prvků nalezených ve vzorcích sedimentu na zájmových lokalitách (S, Sr, U, Y, Zn, Zr) (Statistica 10)



Graf 5 a Graf 6 (souhrny grafů lokality NED a HAD) ukazují obsah jednotlivých prvků na 10 odběrových stanovištích. Žádný z nalezených prvků nevykazuje jasný trend růstu nebo poklesu hodnot na lokalitách. Jednotlivé hodnoty jsou silně rozkolísané, v případě Al, Fe, Mn, Nb, U, Y a Zn i s nulovými hodnotami (tj. se stanovišti, kde nebyl prvek nalezen).

Stanoviště č. 1, lokality HAD i NED, jsou stanoviště referenční před zaústěním čištěných vod provozu uranového dolu (viz. Kapitola 3.10). Nejnižší koncentrace prvku na stanovišti č. 1 na lokalitě NED lze nalézt u Ba (druhá nejnižší koncentrace), Fe, Rb,

Sr, Zn (druhá nejnižší koncentrace). Absence prvku na lokalitě NED na referenčním stanovišti byla zaznamenána u Al, Mn, Nb a U. Na lokalitě HAD byla nejnižší koncentrace prvku na referenčním odběrovém stanovišti zjištěna u Mn, S (druhá nejnižší koncentrace), Sr, Y a Zr (druhá nejnižší koncentrace). Absence prvku na prvním odběrovém stanovišti locality HAD byla zjištěna u Al a U.

6.10 pH sedimentu Hadůvky a Nedvědičky

Tabulka 37 *pH sedimentu Hadůvky a Nedvědičky*

Stanoviště	Lokalita	KCl	H ₂ O	Lokalita	KCl	H ₂ O
1	NED	4.81	5.47	HAD	5.44	6.10
2		5.33	5.95		6.89	7.13
3		5.57	5.96		6.85	7.16
4		5.29	5.84		7.16	7.31
5		5.27	5.79		6.82	7.04
6		4.13	4.95		6.86	7.11
7		5.23	5.93		6.86	7.06
8		5.64	6.13		6.58	6.78
9		5.14	5.69		6.89	7.22
10		5.91	6.52		7.09	7.41
Pr(>Chi)	KCl = 1e-11 ***; H ₂ O = 1.3e-11 ***					

Sedimenty Nedvědičky vykazují výrazně vyšší pH než sedimenty Hadůvky. Průměrně (průměr všech hodnot) je pH na lokalitě NED nižší o 1.5 KCl a 1.21, oproti HAD. Mezi lokalitami NED a HAD existuje významný statistický rozdíl v hodnotách pH KCl i pH H₂O.

6.11 ICP-OES spektrometrie vybraných vzorků listů ze stromů lokality NED a HAD - uran

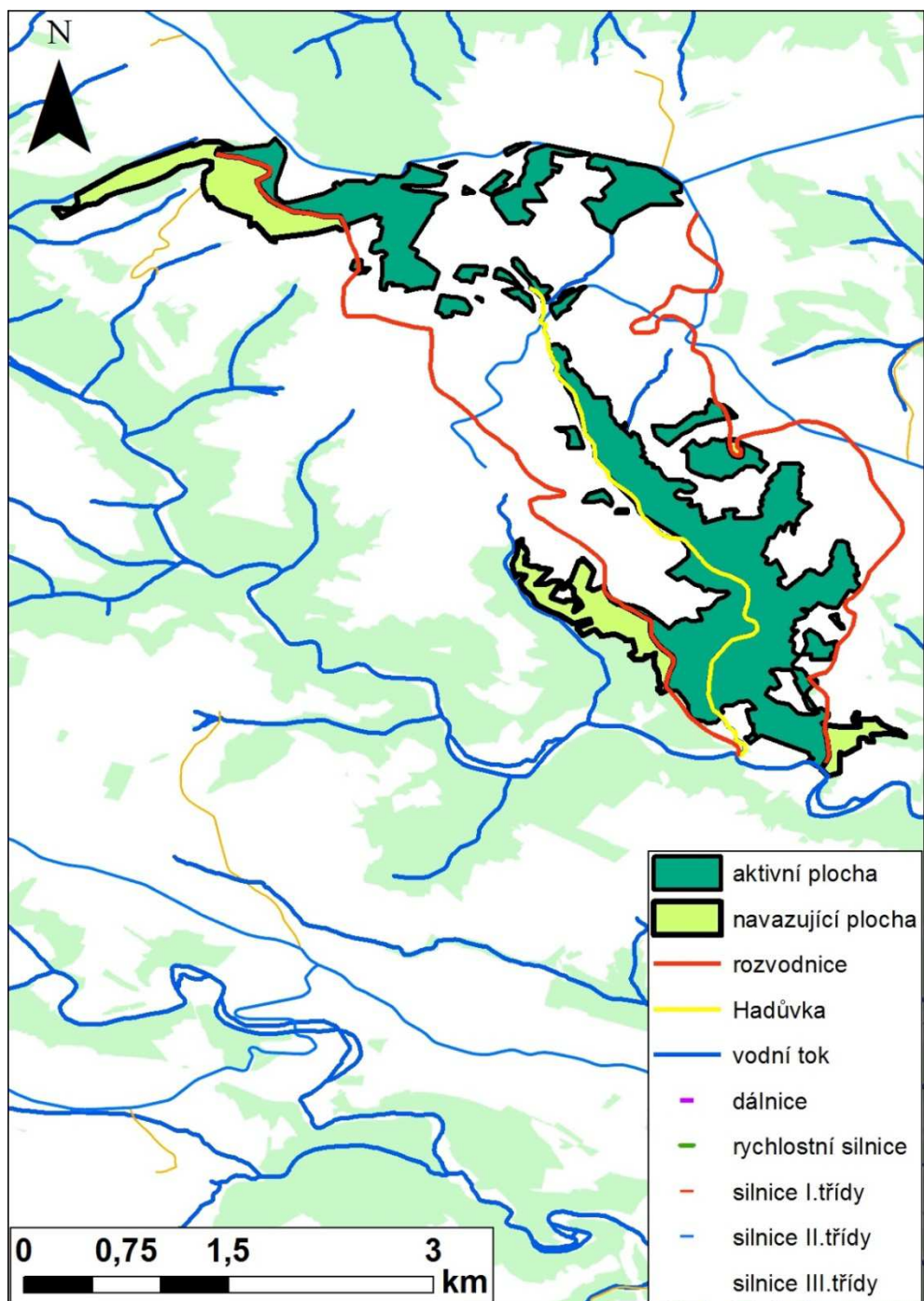
Tabulka 38 Výsledky ICP-OES analýzy vybraných vzorků listů ze stromů lokality NED a HAD - uran

NED				HAD			
Číslo vzorku	Karb. ^a mg.kg ⁻¹	Suché mg.kg ⁻¹	Hm.roz. Suš/karb ^b %	Číslo vzorku	Karb. ^a mg.kg ⁻¹	Suché mg.kg ⁻¹	Hm.roz. Suš/karb ^b %
1	0.30	0.15	50.50	3	51.83	34.86	32.74
3	3.60	1.33	62.94	5	10.46	5.36	48.73
6	<0.1	-	51.39	6	10.06	4.78	52.46
7	<0.1	-	31.64	7	1.81	1.03	43.00
11	2.71	1.17	56.85	8	19.67	12.58	36.02
12	3.51	1.68	52.16	13	3.88	1.49	61.56
16	<0.1	-	58.18	14	1.99	0.85	57.28
17	<0.1	-	62.95	18	1.15	0.44	62.02
21	<0.1	-	65.06	19	9.80	4.20	57.14
22	<0.1	-	58.25	20	16.37	8.75	46.55
26	5.73	2.68	53.21	21	9.12	4.20	53.93
27	<0.1	-	69.41	22	10.87	4.84	55.50
31	<0.1	-	47.32	25	3.15	1.18	62.39
32	<0.1	-	61.49	30	0.42	0.20	51.97
36	<0.1	-	46.13	31	0.24	0.12	50.24
37	2.71	1.46	46.17	32	1.66	0.84	49.45
41	7.36	3.09	58.03	33	0.38	0.22	41.94
42	<0.1	-	52.87	35	1.16	0.61	47.24
46	1.50	0.74	50.47	38	2.81	1.95	30.61
47	4.82	1.78	63.08	39	2.82	1.52	46.00
Minimum	0.30	0.15	31.64	Minimum	0.24	0.12	30.61
Maximum	7.36	3.09	69.41	Maximum	51.83	34.86	62.39
Průměr	3.58	1.56	54.90	Průměr	7.98	4.50	49.34
Medián	3.51	1.46	55.03	Medián	2.99	1.51	49.85
Pr(>Chi)	***						

Pozn.: ^a Karbonizovaný vzorek, ^b Rozdíl hmotnosti mezi karbonizovaným a sušeným vzorkem

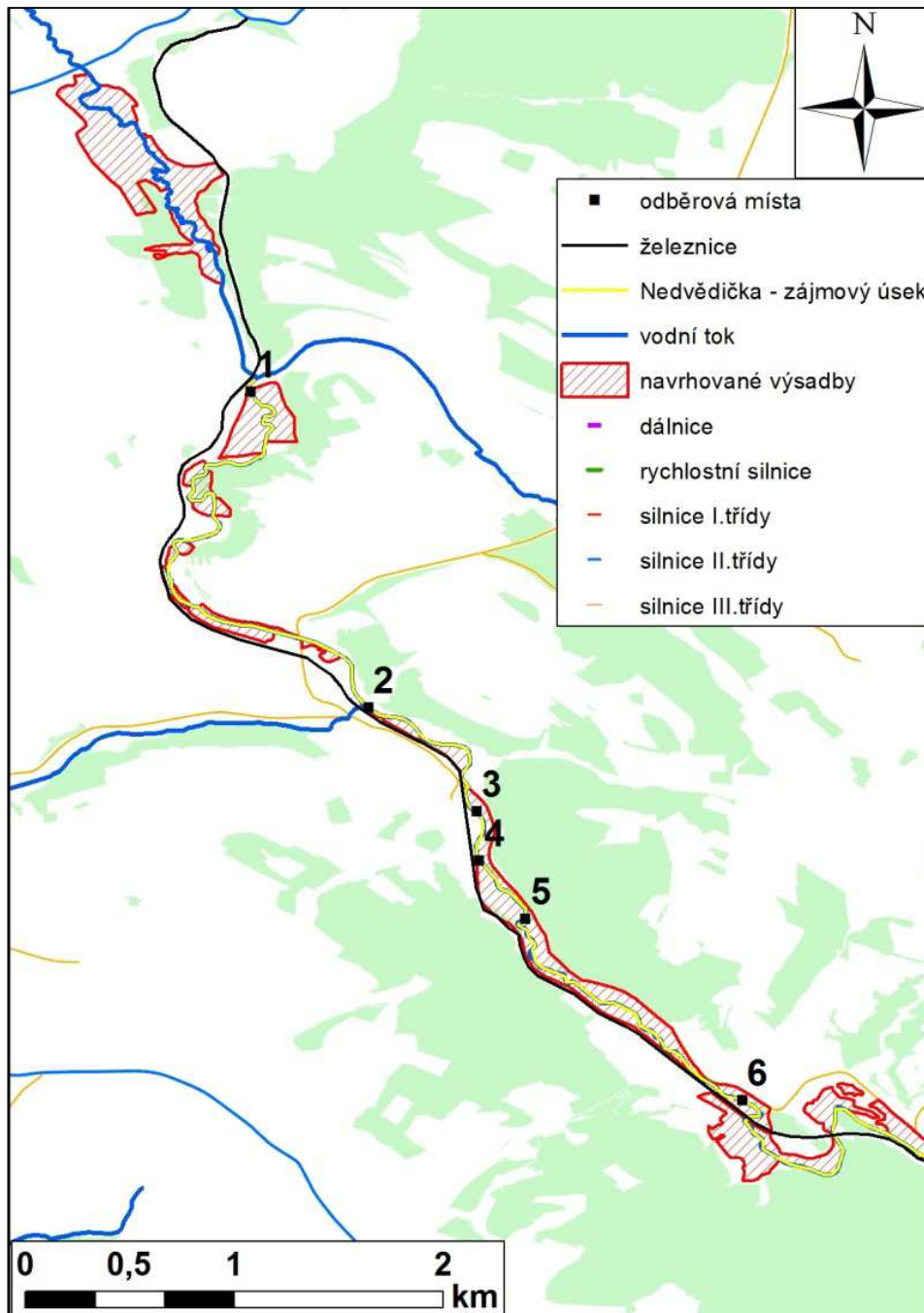
Analýzou ICP-OES byly vyšší koncentrace uranu zjištěny na lokalitě HAD v parametru maxima a průměru u karbonizovaných vzorků. Průměr hodnot na lokalitě HAD je téměř 2x vyšší než na lokalitě NED. Maximální hodnoty z lokality HAD jsou 7x vyšší než na lokalitě NED. Na lokalitě NED nebyl uran na 11 vzorcích zjištěn, na lokalitě HAD byla přítomnost uranu detekována u všech analyzovaných vzorků. Mezi lokalitami existuje statisticky významný rozdíl. Podobně jako v případě karbonizovaných vzorků, vykazují

sušené vzorky (po přepočtu) z lokality HAD vyšší hodnoty než lokalita NED v parametrech průměru a maxima. V suchých listech bylo nalezeno maximální množství uranu v listech stromů na lokalitě HAD $34.86\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, na lokalitě NED pouze $3.09\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, jedná se o devíti násobný nárůst hodnot. Hmotnostní rozdíl mezi sušeným a karbonizovaným materiálem dosahuje v průměru 49.43 %. Hodnoty sušeného materiálu se pohybují v rozmezí $0.15\text{-}3.09\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ na lokalitě NED a $0.12\text{-}34.86\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ na lokalitě HAD. Mediány hodnot jsou blízké hodnotám průměru na obou lokalitách.



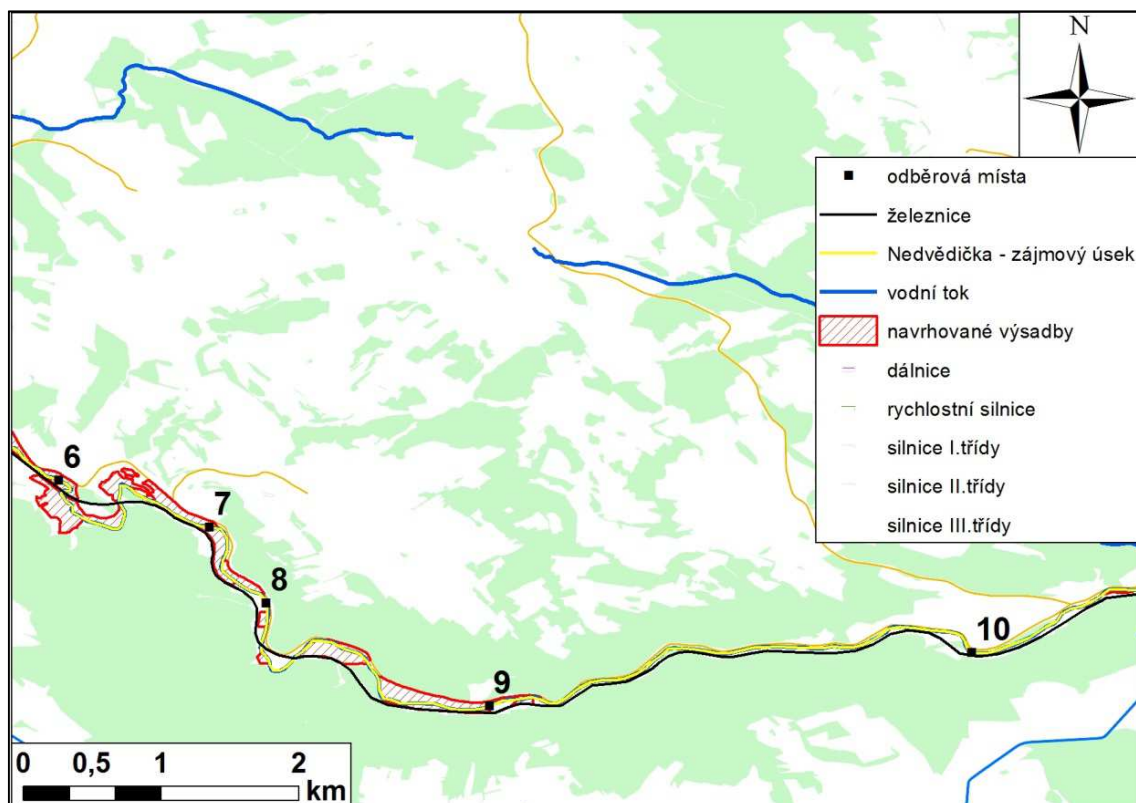
Obrázek 21 Aktivní plocha lesních porostů s vlivem na úpravu pH zájmové oblasti (ArcGis 10.2)

Aktivní plocha znázorňuje plochu přestaveb lesních porostů směrem ke struktuře porostů, která bude mít pozitivní vliv na úpravu pH na stanovišti. Aktivní plochy jsou ohraničeny bariérami (vrstevnice, pozemní komunikace), které určují infiltrační území pro povodí Hadůvky. Celková plocha přestaveb, zahrnující navazující plochy, je 610.693 ha. Je stanovena podle členění současných hospodářských souborů na stanovišti. Samotná aktivní plocha má rozlohu 481.759 ha.



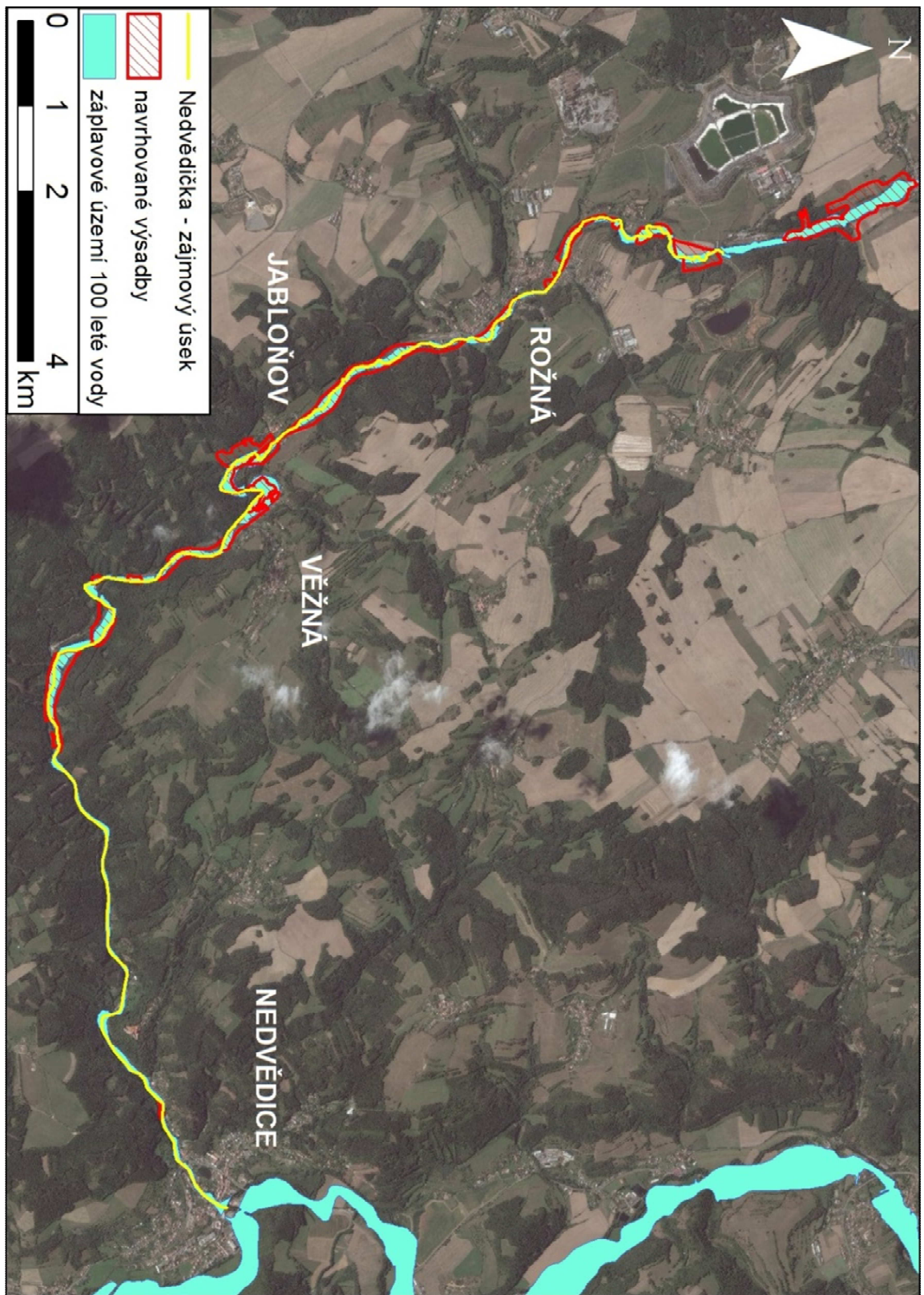
Obrázek 22 Plochy navrhovaných výsadeb na lokalitě Nedvědička na pozadí lesních pozemků (1 ze 2)

Obrázek 22 ukazuje navrhované plochy výsadeb lesa s převahou listnatých dřevin, zejména *Fagus silvatica*. Celková plocha navrhovaných výsadeb je 82.64 ha.

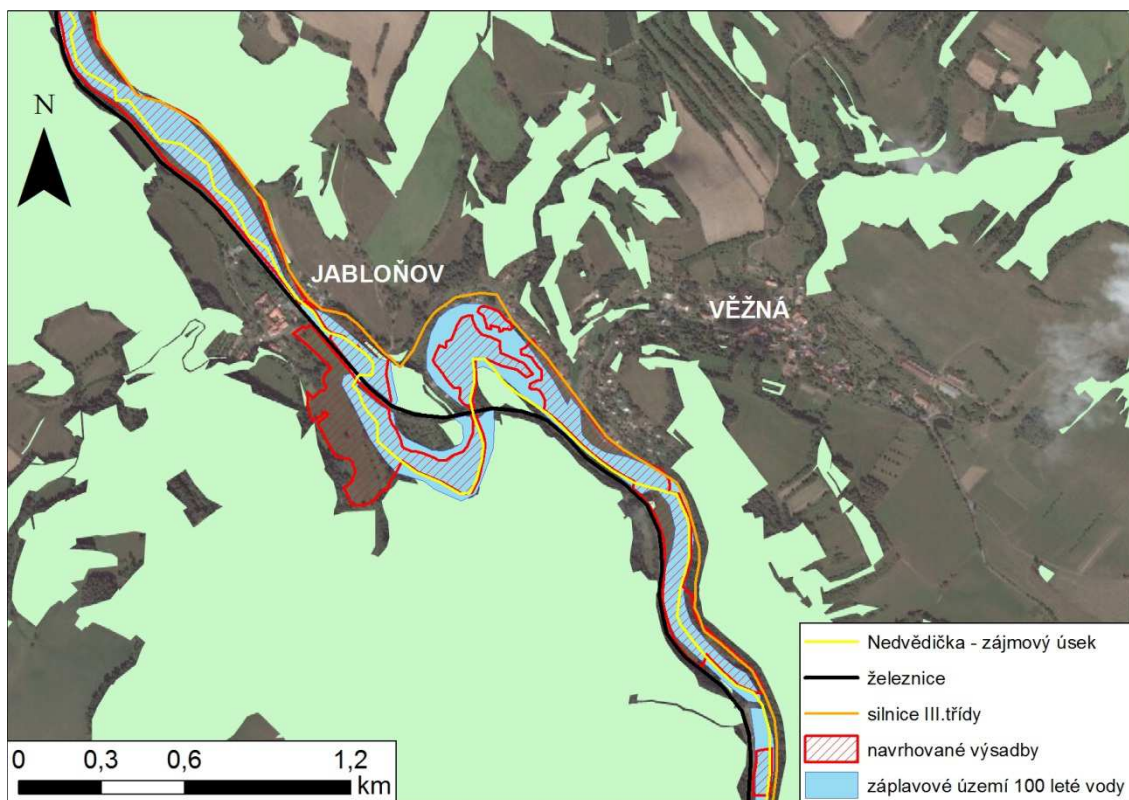


Obrázek 23 Plochy navrhovaných výsadeb na lokalitě Nedvědička na pozadí lesních pozemků (2 ze 2)

Obrázek 24 ukazuje navrhované plochy výsadeb lesa s převahou listnatých dřevin, zejména *Fagus silvatica*. Celková plocha navrhovaných výsadeb je 82.64 ha.



Obrázek 24 Zájmový úseku Nedvědičky v kontextu návrhových výsadeb a záplavového území 100 leté vody



Obrázek 25 *Detail zájmového úseku Nedvědičky v kontextu návrhových výsadeb a záplavového území 100 leté vody*

Obrázek 25 ukazuje rozlivy 100 leté vody Nedvědičky na úseku u Jabloňova a Věžné. Povodňové vody na celém úseku toku neopouštějí hranice, které jsou jim vymezeny silnicí III. třídy a železničním náspem. Nově navrhované výsadby jsou zakomponovány do záplavového území.

7 DISKUZE

7.1 Srovnání obsahu prvků v listech, ve vzorcích bylinného patra a sedimentu mezi lokalitami Nedvědička a Hadůvka

7.1.1 Síra – iniciační prvek šíření kontaminace

Obsah síry má naprosto zásadní vliv na okyselování prostředí. Jak uvádí Hudcová et al. (2012) vody Nedvědičky jsou výrazným způsobem ovlivněny těžbou uranu a vysoké dotace síry jsou jedním z jejích projevů. Jedná se zejména o vliv důlních vod čerpaných z dolu Rožná. Vstupní koncentrace síranů v důlních vodách čištěných na DS Rožná mezi léty 2005-2010 se pohybovaly v rozmezí 633.00-715.00 mg.l⁻¹. Podle Váši et al. (2014) byly v roce 2014 tyto hodnoty 610.00-630.00 mg.l⁻¹ (pH vody 7.6-8.3). Důlní vody přicházející na DS Bukov vykazovaly koncentraci síranů v rozmezí 200-265 mg.l⁻¹ za stejné období, v roce 2014 podle Váša et al. (2014) 130.00-190.00 mg.l⁻¹ (pH vody 8.0-8.2). Vstupní vody na ČDV Olší - Drahonín (v provozu od roku 1996) byly v roce 2014 550.00-790.00 mg.l⁻¹ (pH vody 7.20-7.60) (Váša et al., 2014). Vyčištěné vody z Olší - Drahonín měly ve stejném roce v rozmezí 540.00-740.00 mg.l⁻¹ (pH vody 7.4-7.8). Vyčištěné vody vytékající z DS Rožná mají obsah síranů, jak uvádí Hudcová et al. (2012) na lokalitě Rožná 650.00-713.00 mg.l⁻¹ a z DS Bukov 190-270 mg.l⁻¹ (recipient Loučka, hodnoty uvedeny pro srovnání s hodnotami Rožná a Olší - Drahonín) za období 2005-2010. Jak dále autorka uvádí, spočtená hodnota C₉₀=367 mg.l⁻¹ na lokalitě Nedvědička-Nedvědice a C₉₀=287.00 mg.l⁻¹ na lokalitě Nedvědička-Rožná odpovídá ČSN 75 7221 (rozmezí třídy 250.00–399.00 mg.l⁻¹) IV. třídě jakosti vod. Jedná se tak o vodu sírany silně znečištěnou. Dalším zdrojem síry ve vodách a sedimentech Nedvědičky je vtok vyčištěné odkalištní vody a vody z aktivní kanalizace, které jsou čištěné na ČVAK a ČKV. Koncentrace síranů v roce 2014 na ČVAK byla v rozmezí 10.00-1090.00 mg.l⁻¹ (průměr 680.00 mg.l⁻¹, celkem 7.80 t SO₄) a na ČKV byla maximální hodnota 10.00 mg.l⁻¹ (GEAM, 2014).

Vysoké dotace síry do toků Nedvědičky a Hadůvky jsou pravděpodobnou příčinou zvýšené koncentrace síry v biologickém materiálu na těchto lokalitách.

Lokalita Nedvědička vykazuje vysoké koncentrace síry v sušených vzorcích listů. Generalized estimating equation statistická analýza (GEE) hodnot suchých listů ukázala významný statistický rozdíl v časovém úseku jaro 2014 (GEE,

$P < 0.001$ ***), podzim 2014 (GEE, $P < 0.001$ ***), podzim 2015 (GEE, $P < 0.01$ **) mezi lokalitou Nedvědička a Hadůvka. V úseku jaro 2015 tato statistická významnost nalezena nebyla. V případě, kde byl zjištěn statistický rozdíl mezi lokalitami, je vyšší koncentrace síry na lokalitě Nedvědička.

Ve vzorcích listů lokalita Nedvědička (jaro 2014, podzim 2014, podzim 2015) obsah síry výrazně převyšuje obsah ve vzorcích lokality Hadůvka v parametrech maxima, průměru i mediánu. Např. obsah síry v úseku jaro 2014 je na lokalitě Nedvědička (průměr $8\ 908.77\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 5.1x vyšší než na lokalitě Hadůvka ($1\ 756.84\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Nejvyšší průměrná hodnota byla nalezena v úseku jaro 2015, a to $16\ 760.00\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a celkově nejvyšší hodnota $34\ 400.00\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ v úseku jaro 2015 u vzorku z lokality Nedvědička.

Koncentrace síry v suchém listovém materiálu na sledovaných lokalitách Nedvědička i Hadůvka jsou ve srovnání s měřeními jiných autorů vysoké. Např. průměrný obsah síry ve vysušených listech *Fagus silvatica* (typického vzorku) nalezený autory Hawkesford a De Kok (2007), je průměrně $52\ \mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$ (po přepočtu / $52\ \mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$ * relativní atomová hmotnost síry $32.065/1\ 667.38\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Minimum $37\ \mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$ ($1\ 186.41\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a maximálně $70\ \mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$ ($2\ 244.55\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Pouzar et al. (2006) uvádí koncentraci síry, měřenou metodou XRF, v národním parku Krkonoše na lokalitě Dolní Mísečky u sušeného vzorku *Sorbus aucuparia* hodnoty síry v rozmezí 0.123 % ($1\ 230\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) do 0.169 % ($1\ 690\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a u směsného vzorku *Salix caprea* na stejné lokalitě 0.181 % ($1\ 810.00\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) až 0.299 % ($2\ 990\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Na lokalitě Horní Mísečky Pouzar et al. (2006), naměřil u sušených vzorků *Sorbus aucuparia* 0.087 % ($870\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) až 0.138 % ($1\ 380\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), u vzorků *Salix caprea* stejné lokalitě 0.203 % ($2\ 030\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) až 0.350% ($3\ 500\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) síry. Na lokalitě Pančavská louka našli u *Sorbus aucuparia* hodnoty síry v rozmezí 0.106 ($1\ 060\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) až 0.159 % ($1\ 590\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a u vzorků *Salix lapponum* 0.192 % ($1\ 920\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Na lokalitě Zlaté Návří bylo Pouzarem et al. (2006) nalezeno ve vzorcích *Sorbus aucuparia* 0.133 % ($1\ 330\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) až 0.184 %, u vzorku *Salix silesiaca* jsou hodnoty od 0.264 % ($2\ 640\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) do 0.355 % ($3\ 550\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Hodnoty uváděné v práci Pouzar et al. (2006) jsou z lokality, která je imisně silně postižena. Přesto hodnoty síry nalezené na lokalitě Nedvědičky tyto hodnoty několikanásobně překračují. Maximální hodnota z Nedvědičky (jaro 2015) $34\ 400\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ překračuje maximální hodnotu nalezenou Pouzarem et al. (2006) (*Salix silesiaca*, Zlaté Návří, $3\ 550\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 9.6x. Hodnoty nalezené Pouzarem et al. (2006)

odpovídají více hodnotám nalezeným na lokalitě Nedvědička i Hadůvka v parametru minima v úsecích jaro 2014, podzim 2014 a podzim 2015. Podobně i hodnoty uváděné Hawkesford a De Kok (2007), více odpovídají hodnotám minima na Nedvědičky i Hadůvky v úsecích jaro 2014, podzim 2014 a podzim 2015.

Celková koncentrace síry na jednotlivých sledovaných lokalitách nevykazuje statistický rozdíl mezi vzorky bylinného patra a vzorky listů. Lze tedy konstatovat, že vzorky listů a bylinného patra vykazují podobné hodnoty na každé z lokalit.

Sušené vzorky bylinného patra se mezi lokalitami statisticky liší pouze v časových úsecích jaro 2014 (GEE, $P < 0.001$ ***) a podzim 2015 (GEE, $P < 0.001$ ***). Úseky podzim 2014 a jaro 2015 nevykazují statistický rozdíl mezi lokalitou Nedvědička a Hadůvka. V případě, kdy existuje mezi lokalitami statistický rozdíl, jsou vyšší koncentrace síry na lokalitě Nedvědička, v případě kdy statistický rozdíl není zjištěn, jsou hodnoty velmi podobné.

Koncentrace síry v rostlině při jejím optimálním vývoji a stavu se pohybuje v rozmezí 0.1 až 0.5 % (1 000 až 5 000 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (Marschner, 1995; Matula, 1999; Fecenko a Ložek, 2000 in Ryant, 2002). Jak dále uvádí Matula, 1999 a in Ryant (2002) ideální koncentrace síry v mladých listech pšenice je 0.2 % (2 000 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a nejlepších výnosů je podle Flohrové 2000 a Bloema et al. (2000) in Ryant (2002) dosaženo při koncentraci síry 0.40 % (4 000 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Koncentrace síry ve vzorcích bylinného patra nalezené na lokalitách Hadůvka a Nedvědička, tak jako u vzorků sušených listů, výrazně překračuje optimální hodnoty tak, jak je uvádí autoři výše. Maximální hodnota nalezená na lokalitě Nedvědička v úseku odběru jaro 2015 dosahuje 42 600 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, což optimální hodnoty, jak je uvádí Flohrové 2000 a Bloema et al. 2000 in Ryant (2002), přesahuje více jak 12x. Hodnoty nalezené na lokalitě Nedvědička a Hadůvka se přibližují optimálním hodnotám uváděným jinými autory v parametru minima.

Jak uvádí Delgada a Amachera (1997) in Ryant (2002) rostliny jsou vůči vysokým koncentracím síry v půdním roztoku tolerantní a snášejí bez poškození kořenů koncentraci 1 600.00 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Zdaleka tím není překročena maximální hodnota 715 mg/l síry (Hudcová et al., 2012) ve vypouštěných odpadních vodách z DS Rožná. Tudíž příjem síry (rostlina přijímá síru v podobě aniontu SO_4^{-2}) (Holobradá, 1985; Matula, 1999 in Ryant, 2002) z vodoteče ani ze sedimentů toku není omezen poškozením rostliny jejími vysokými koncentracemi.

Vysoké koncentrace síry v rostlinných vzorcích lze vysvětlit tím, že rostlina hromadí síru jako zásobní látku (Vaněk a Balík, 2000 in Ryant 2002).

Koncentrace síry v dnových sedimentech nalezených na lokalitě Nedvědička a Hadůvka nepřekračují maximální hodnotu 4 782.00 mg.kg⁻¹ a 2 946.00 mg.kg⁻¹ (čerstvý vzorek po přepočtu ze sušeného). Jak uvádí Fecenko a Ložek (2000) in Ryant (2002) celkový obsah síry v půdě se pohybuje nejčastěji v rozmezí 100.00-5000.00 ppm (mg.kg⁻¹). Zelený a Zelená (1996) in Ryant 2002 uvádí nejvyšší koncentrace (nad 0.50 %; 5 000.00 mg.kg⁻¹) v půdách s vysokým podílem organické hmoty. Co do obsahu síry v sedimentech nejsou její koncentrace vzhledem k obecným informacím o obsazích síry v půdách výrazně anomální. Odpovídají půdám se středním až vyšším podílem organické hmoty. Hodnoty síry mezi lokalitami Nedvědička a Hadůvka nevykazují statistický rozdíl [$Pr(>Chi) = 0.40$].

Obsah síry může na jednotlivých úsecích toku silně ovlivňovat rozložení kontaminace radionuklidy i jinými prvky. Statistický rozdíl mezi horním, středním a spodním tokem u síry, stejně tak ani u zbytku sledovaných prvků u vzorků listů ani u vzorků bylinného patra nebyl zjištěn na žádném z lokalit. Podle výsledků statistiky lze konstatovat, že rozložení kontaminace sírou je v rámci toku rovnoměrné v bylinném patře i v listech stromů na obou lokalitách. Podle Tabulka 22 a Tabulka 23 je rovněž patrné, že obsahy jednotlivých sledovaných prvků nevykazují u sušených vzorků listů ani bylinného patra statistickou odlišnost mezi horním, středním nebo spodním tokem na lokalitě Nedvědička ani Hadůvka.

7.1.2 Porovnání koncentrace prvků shodně nalezených na lokalitách Nedvědička a Hadůvka v sušených listech stromů

Základ shodných prvků tj. prvků, které byly nalezeny současně na lokalitě Nedvědička a Hadůvka tvoří S, Cl, Fe, Sr a Rb, které byly nalezeny v každém z analyzovaných vzorků. Další prvky, ve kterých byla nalezena shoda, nikoliv však u všech vzorků, jsou V, Mn, Ni, Cu, Zn, Zr a Mo. Síra byla diskutována v kapitole 7.1.1., proto zde budou diskutovány zbylé shodné prvky, vyjma prvků Ni, Mo, V a Zr. Ty se vyskytovaly na zájmových lokalitách pouze ojediněle a sporadicky, není tedy na jejich výskyt spolehlivě vyhodnotitelný vliv/působení lesa.

7.1.2.1 Chlor

Na polovině sledovaných úseků byl zjištěn významný statistický rozdíl v obsazích chloru mezi lokalitami Nedvědička a Hadůvka (jaro 2014, GEE $P < 0.01$ **; podzim 2014, GEE $P < 0.001$ ***) u vzorků listů. U těchto dvou lokalit byla zjištěna výrazná převaha koncentrace chlóru na lokalitě Nedvědička. V případech, kdy nebyl zjištěn statistický rozdíl mezi Nedvědičkou a Hadůvkou jsou hodnoty chlóru na obou lokalitách velmi podobné a liší se v kontextu celkově vysokých hodnot jen mírně (943.00 mg.kg⁻¹, Tabulka 34). U sušených vzorků bylinného patra byl zjištěn statistický rozdíl mezi lokalitami Nedvědička a Hadůvka pouze v úseku jaro 2014 (GEE $P < 0.001$ ***), na zbylých lokalitách jsou hodnoty chloru podobné (Tabulka 26-30).

Obsah chloru je stabilnější mezi lokalitami u vzorků bylinného patra. Liší se méně a vzhledem k absenci statistického rozdílu lze označit lokality v parametru obsahu chlóru jako podobné. V případě listů je zaznamenán statistický rozdíl ve dvou případech ze čtyř. Vzorky listů nejsou co do obsahu chloru stabilní tak jako vzorky bylinného patra. Přesto je obsah chloru mezi lokalitami vyrovnanější než obsah síry, která výrazně převládá na lokalitě Nedvědička.

Významný statistický rozdíl byl pozorován mezi vzorky chlóru na lokalitě Nedvědička mezi listy a bylinným patrem, sedimentem a bylinným patrem a sedimentem a listy. Za relevantní lze považovat pouze statistický rozdíl mezi listy a bylinnou vegetací. Rozdíl mezi sedimentem a bylinným patrem a sedimentem a listy je dán nulovým obsahem chloru v sedimentech, tudíž je tento výsledek očekávatelný.

Na lokalitě Hadůvka, kdy je obsah chlóru v sedimentech také nulový, existuje rovněž statisticky významný rozdíl mezi sedimentem a listy a sedimentem a vzorky bylinného patra. Statistický rozdíl mezi listy a bylinným patrem na lokalitě Hadůvka nebyl nalezen. Statistický rozdíl mezi vrchním, středním a spodním tokem nebyl nalezen ani na jedné z lokalit. Z toho lze usuzovat, že tak jako v případě síry v listech a bylinné materiálu jsou koncentrace chloru mezi lokalitami vyrovnanější.

Koncentrace chlóru je na lokalitě Nedvědička i Hadůvka vysoká. Jak uvádí Marschner (1995), minimální hodnota chlóru v rostlině, která umožní její vyrovnaný růst je 1 g.kg⁻¹. White a Broadley (2011), uvádí toxickou koncentraci chloru v substrátu pro rostliny citlivé na chlor (Cl⁻) 4.00-7.00 mg.g⁻¹ a 15.00-50.00 mg.g⁻¹ (15 000.00-50 000.00 mg.kg⁻¹) pro rostliny, které jsou vůči chloru tolerantní. Koncentraci chloru v rostlinném těle (sušině) pro halofyty 340-475 mM [340*35,453

(relativní atomová hmotnost chloru) = $12\ 054.02\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ až $475\cdot 35,453 = 1\ 6840.18\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Pro glykofyty (rostliny citlivé k zasolení) uvádí White a Broadley (2011) koncentraci chloru v těle těchto rostlin v rozmezí 7-70 mM ($248.17\text{-}2\ 481.71\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Ziska et al. (1990) uvádí koncentraci chloru (Cl⁻) v sušených vzorcích listů *Prunus saliciana* Lindl. (cv. Santa Rosa) (Slivoň vrbová), (při koncentrace soli (NaCl) v roztoku, kterým byla slivoň zavlažována 28 mM), až $700\ \text{mM}\cdot\text{kg}^{-1}$ ($700\cdot 35,453 = 2\ 4817.10\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Maximální změřené koncentrace Cl⁻ nalezených na lokalitě Hadůvka a Nedvědička několikanásobně překračují maximální hodnotu naměřenou Ziska et al. (1990). Nejvyšší hodnoty nalezené na lokalitě Nedvědička ve vzorcích sušených listů ($138\ 700.00\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) překračují tyto hodnoty 5.6x, na lokalitě Hadůvka ($19\ 5400.00\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) dokonce 7.9x. Hodnoty podle Ziska et al. (1990) odpovídají více hodnotám průměru na obou zkoumaných lokalitách, které se pohybují v rozmezí $1\ 286.68\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (jaro 2014 Hadůvka) až $54\ 034.17\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (jaro 2015 Hadůvka) (Tabulka 24-27). Maximální hodnoty sušených vzorků bylinného patra ($140\ 000.00\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Nedvědička, $129\ 500.00\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Hadůvka) překračují hodnoty Cl⁻ u halofytů v sušině podle White a Broadley (2011) ($12\ 054.00\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 11.60-10.70x.

7.1.2.2 Železo

Železo je prvkem, jehož vysoký obsah v rostlinném materiálu může indikovat negativní zvýšený vliv těžební činnosti na prostředí (Doushanov, 2014). Jak uvádí Barker a Pilbeam (2007), železo je prvkem, který je v rostlině aktivován nízkým pH. Dále uvádí, že vysoké pH způsobuje poruchy rostliny vlivem nedostatku železa.

Mezi lokalitami Nedvědička a Hadůvka byl nalezen významný statistický rozdíl v koncentracích Fe v listech pouze v úseku jaro 2014, (GEE $P < 0.001$ ***). U vzorků bylinného patra byl statistický rozdíl mezi lokalitami pozorován v úseku jaro 2014 (GEE $P < 0.001$ ***) a podzim 2014 (GEE $P < 0.001$ ***), v roce 2015 statistický rozdíl nebyl pozorován. Na obou lokalitách, kde byl pozorován statistický rozdíl, byly vyšší koncentrace v parametrech (maximum, medián a průměr) zjištěny na lokalitě Nedvědička.

Statistický rozdíl byl nalezen mezi sedimentem a listy a mezi sedimentem a bylinným materiálem na lokalitě Nedvědička. Nebyl zde nalezen statistický rozdíl mezi listy a bylinným materiálem. Na lokalitě Hadůvka byl nalezen statisticky

významný rozdíl pouze mezi sedimentem a vzorky bylinného patra. Vzorky listů a bylinného patra a vzorky sedimentu a listů mezi sebou nevykazovaly statisticky významný rozdíl (Tabulka 21).

Rozdíl v rozmištění železa mezi horním, středním a spodním tokem nebylo statisticky potvrzeno ani na jedné z lokalit.

Obsah železa v listech stromů se pohyboval na lokalitě Nedvědička v sušených vzorcích v rozmezí 528.00-16 232.00 mg.kg⁻¹, na Hadůvce v rozmezí 157.17-17 007.00 mg.kg⁻¹. V sušených vzorcích bylinného patra na Nedvědičce 634.00-32 300.00 mg.kg⁻¹, na Hadůvce 152.00-68 300.00 mg.kg⁻¹.

Barker a Pilbeam (2007), uvádějí u sušených vzorků listů *Malus domestica* (jabloň domácí) naměřenou koncentraci železa 123.00 mg.kg⁻¹, u *Prunus persica* (broskvoň obecná) 66.00-124.00 mg.kg⁻¹ (deficitní hodnotu 44.00-58.00 mg.kg⁻¹). V sušených vzorcích listů uvádějí Barker a Pilbeam (2007), optimální koncentrace *Brassica oleracea var. italica* (brukev zelená) 113.00 mg.kg⁻¹, u *Brassica napobrassica* (brukev řepka tuřín) 159.00 mg.kg⁻¹. Nejvyšší hodnoty byly autory uváděny v sušených vzorcích kořene *Cicer arietinum* L. (cizrny beraní) až 1830mg.kg⁻¹. Neaman a Aguirre (2007), uvádějí koncentraci celkového přístupného Fe z výluhu 1N HCl ze sušených listů *Persea americana* (hruškovec přelahodný) v rozmezí 18.90-79.00 mg.kg⁻¹. López-Millán et al. (2000), uvádí koncentraci Fe na sušených vzorcích *Beta vulgaris sub. Altissima* (cukrová řepa) jako „iron-sufficient“ tj. jako dostatečnou, 300 mM (300*55,845=16 753,50 mg.kg⁻¹). Chen et al. (2007) změřil (metodou AAS) maximální koncentraci Fe v listech *Zea mays* (kukuřice setá) 653.00 mg.kg⁻¹. Maňková et al. (2004) uvádí hodnoty Fe na lokalitách se znečištěním kovy 163.00-1 046.00 mg.kg⁻¹. Bargagli et al. (2002) na lokalitách exponovaných znečištění uvádí hodnoty Fe v rozmezí 112.50-1 143.00 mg.kg⁻¹, na lokalitách bez definovaného znečištění 127.00 mg.kg⁻¹.

Hodnoty naměřené na lokalitách Nedvědička a Hadůvka jsou vzhledem k hodnotám naměřenými jinými autory vysoké. Např. průměrná hodnota Fe v listech na lokalitě Nedvědička výrazně překračuje hodnoty popisované Barker a Pilbeam (2007). Chen et al. (2007), již na listech cukrové řepy uvádí hodnoty vyšší, které více korespondují s nejvyššími hodnotami průměru z analýz bylinného patra 18 099.30 mg.kg⁻¹ nalezených na lokalitě Hadůvka i vzhledem k odlišné metodice analýzy. Jako anomální se tedy jeví vzorky listů.

Významný statistický rozdíl na vzorcích sedimentu mezi lokalitami Nedvědička a Hadůvka nebyl v případě železa zaznamenán. Přesto se hodnota Pr ($>Chi$) 0.083 blíží hodnotě 0.05 nutné k uznání statistického významu analýzy. Vyšší hodnoty v parametrech minima, maxima, průměru i mediánu jsou výrazně vyšší na lokalitě Hadůvka. Na lokalitě Nedvědička se hodnoty sedimentu pohybují v rozmezí 446.00-729.00 mg.kg⁻¹, na lokalitě Hadůvka v rozmezí 33 100.00-52 800.00 mg.kg⁻¹. Lokalita Nedvědička vykazuje 67.6x vyšší koncentrace železa v sedimentech než lokalita Hadůvka. Samozřejmě se jedná o celkové železo v jemném sedimentu, přesto takto nabohacené sedimenty železem mají vysoký potenciál dotovat vysokou hodnotou přístupné formy prvku přilehlý ekosystém.

Salimen et al. (2006) uvádí obsah železa (Fe₂O₃) v sedimentech evropských vodních toků, změřeného metodou XRF, v oblasti působení ledovce (Polsko až Nizozemsko, Litva, Estonsko, severozápadní až jihozápadní Francie) průměrně 3.58 % (35 800 mg.kg⁻¹) s rozpětím 0.11-18.3 % (1 100-18 3000 mg.kg⁻¹). V oblastech, které jsou chudé na obsah železa v sedimentech, uvádí obsah železa v sedimentech nižší než 2.24 % (22 400 mg.kg⁻¹). V oblastech s výskytem mafických hornin (horniny s vyšším obsahem železa) na lokalitách s výskytem železných rud (např. severní a centrální Švédsko, severní Norsko) jsou koncentrace železa v sedimentech vyšší než 5.15 % (51 500 mg.kg⁻¹). Jak dále uvádí Salimen et al. (2006), Fe silně koreluje V, Co, Ti, Ga, Eu, Al, Mn, Cu, Ni, Zn a Nb. Lze tedy očekávat, zejména v sedimentech i půdách zájmových lokalit zvýšený obsah těchto prvků.

Ve srovnání s hodnotami, které uvádí Salimen et al. (2006), hodnoty nalezené na Nedvědičce odpovídají hodnotám lokalit s nízkým obsahem železa v sedimentech. Naopak hodnoty na lokalitě Hadůvka (Olší - Drahonín) odpovídají lokalitám s výskytem rudních hornin. Podle geologické mapy lokalita Hadůvka prochází horninovým prostředím tvořeným parulami, ortorulami, žilným granitem, svorem, písky, štěrky, hlínami a amfibolity. Jedná se o horniny a sedimenty převážně kyselé (amfibolit – bazický). Jak uvádí Mielke (1979) a Williamson (1999) in Salimen et al. (2006), kyselé granitické horniny obsahují pouze 2.2 % Fe, na rozdíl od bazických 8.6 % a ultrabazických 9.6 % hornin. Tudíž je nutné hledat příčinu vysokých koncentrací Fe jinde.

Zrudnění v oblasti bývalého dolu uranového Olší je nejpravděpodobnější vysvětlení vysokých koncentrací Fe v listech i sedimentech Hadůvky. Oblast Olší - Drahonín je tak jako oblast rudní pole Rožná-Rozchody silně poddolováno, ale

vzhledem k ukončené těžbě v dolech na lokalitě Olší došlo k zaplavení těchto důlních děl podzemní vodou. Došlo k obnovení hydrogeologického oběhu, ke zvýšení hladiny v tocích a k vývěrům důlní vody na povrch (Říčka, 2010). Na lokalitě Nedvědička k tomuto stavu ještě nedošlo vzhledem k pokračující těžbě a nutnosti udržovat důlní dílo nezaplavené. Lze očekávat tedy i na lokalitě Nedvědička výrazné zvýšení Fe po ukončení těžby a zaplavení dolu.

Horninové prostředí lokality Nedvědička odpovídá koncentracím Fe v sedimentech. Říčka Nedvědička protéká horninovým prostředím tvořeným rulami, pararulami, kvarcity, svory, migmatity, aplity, žilným granitem, amfibolitem a serpentinitem (Obrázek 1), ve spodních partiích (spodní tok) vychází syenit (pozorování autora), podle Salimen et al. (2006), obsah Fe 3.7 %. Jedná se o kombinaci kyselých a bazických hornin, kdy převažují horniny s nižším obsahem železa.

Přestože obsah železa v sedimentech na lokalitě Hadůvka výrazně překračuje obsah železa na lokalitě Nedvědička, na vzorcích organické hmoty tento extrémní rozdíl není příliš znatelný.

7.1.2.3 Stroncium

Hodnoty stroncia (Sr) v sušených vzorcích listů se mezi lokalitami Nedvědička a Hadůvka podstatně liší v období jaro 2014 (GEE $P < 0.001$ ***), podzim 2014 (GEE $P < 0.01$ **), jaro 2015 (GEE $P < 0.05$ *) a podzim 2015 (GEE $P < 0.001$ ***). Mezi vzorky bylinného patra ze zkoumaných lokalit byl nalezen statistických rozdíl pouze u vzorků z časového úseku období jaro 2014 (GEE $P < 0.001$ ***).

Na rozdíl od bylinného patra se hodnoty stroncia na jednotlivých lokalitách mezi sebou v listech stromů liší. Výrazně vyšší jsou hodnoty na lokalitě Nedvědička, tj. na lokalitě, kde je stále v provozu uranový důl.

Koncentrace stroncia na lokalitě Nedvědička se pohybují ve vzorcích sušených listů v rozmezí 29-604 mg.kg⁻¹, v sušených vzorcích bylinného patra 27-628 mg.kg⁻¹. Na lokalitě Hadůvka jsou to hodnoty v listech 8.10-306.00 mg.kg⁻¹ a v sušených vzorcích bylinného patra 2.04-446.00 mg.kg⁻¹.

Rodushkin et al. (2015), uvádí koncentrace Sr v listech břízy 15.10-53.90 µg.g⁻¹ (výluh, shodná hodnota v mg.kg⁻¹), Moyen a Roblin (2010), uvádí hodnoty Sr²⁺ (měřeno AAS) v sušených listech *Zea mays* v rozmezí 101.50-123.30 mg.kg⁻¹. Simon et al. (2011) uvádí hodnoty Sr ve vzorcích *Acer pseudoplatanus* v zástavbě 106.00 mg.kg⁻¹,

v předměstské oblasti 54.00 mg.kg^{-1} a ve venkovských oblastech 68.00 mg.kg^{-1} . Amorós et al. (2015) uvádí koncentraci stroncia v listech *Vitis vinifera*, měřenou metodou XRF, $23.30\text{--}1\ 084.50 \text{ mg.kg}^{-1}$ s obsahem prvku na půdách zatížených kovy v rozmezí $22.30\text{--}3\ 602.70 \text{ mg.kg}^{-1}$. Wutscher (1999) uvádí vysoké koncentrace $>7000 \mu\text{g.g}^{-1}$ (mg.kg^{-1}) na vzorcích vysušených listů *Citrus sinensis* (pomerančovník pravý) ve státech USA (Florida, Texas, Arizona), Nicaragua a Brazílie. Chang et al. (2015) uvádí koncentrace celkového stroncia v listech zeleného čaje (stanovené výluhem HCl, chromatograficky) v rozmezí $9.10\text{--}29.00 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Vzorky listů ani bylinného materiálu z lokalit Nedvědičky a Hadůvky nevykazují výrazně anomální hodnoty Sr. Na půdách zatížených vysokým obsahem Sr jak uvádí Wutscher (1999) a Amorós et al. (2015) jsou koncentrace prvku až dvojnásobné oproti maximálním hodnotám naměřených na zájmových lokalitách.

Hodnoty stroncia mezi listy a bylinným patrem, bylinným patrem a sedimentem a sedimentem a listy se na lokalitě Hadůvka statisticky neliší. Statistický rozdíl byl zaznamenán mezi vzorky sušených listů a bylinným patrem na lokalitě Nedvědička.

Hodnoty stroncia se mezi horním, středním a spodním tokem na lokalitě Nedvědička ani Hadůvka ve vzorcích sušených listů ani ve vzorcích bylinného patra neliší.

Koncentrace stroncia v říčních sedimentech se statisticky neliší. Hodnoty jsou velmi podobné v rozmezí od $106.00\text{--}163.00 \text{ mg.kg}^{-1}$ na lokalitě Nedvědička a $108.00\text{--}166.00 \text{ mg.kg}^{-1}$ na lokalitě Hadůvka.

Müller (2007) naměřil v sedimentech Nedvědičky hodnoty Sr (Příloha 19 a 20) v rozmezí $80.00\text{--}91.60 \text{ mg.kg}^{-1}$. Nejvyšší hodnoty nalezené Müllerem (91.60 mg.kg^{-1}) se blíží nejnižším hodnotám ($108.00 \text{ mg.kg}^{-1}$) naměřeným na Nedvědičce autorem této práce. Hodnoty stroncia v říčních sedimentech, stanovená metodou XRF, podle Salimen et al. (2006), jsou v průměru 126 mg.kg^{-1} , minimum je 31.00 a maximální hodnoty dosahují až $1\ 352.00 \text{ mg.kg}^{-1}$. Jako nízké koncentrace Sr v sedimentech se považují sedimenty s hodnotami $<86 \text{ mg.kg}^{-1}$. Tyto nízké hodnoty jsou typické pro střední Švédsko, Norsko, v oblastech s krystalickými horninami severního Portugalska, jihozápadní Španělsko, kvartérní, fluvialní, fluvio-glaciální sedimenty Německa a Polska. Naopak vysoké koncentrace jak uvádí Salimen et al. (2006), jsou ty $>250 \text{ mg.kg}^{-1}$. Takto vysoké koncentrace jsou známy z Finska, Skotska, severního Švédska a Norska.

Koncentrace Sr v sedimentech zájmových lokalit je podle hodnot jak je uvádí Salimen et al. (2006) i podle maximálních hodnot půd zatížených stronciem Simon et al. (2011), nízká a lze tyto sedimenty označit jako málo nabohacené.

Salimen et al. (2006) uvádí, že Sr je v silně metamorfovaných horninách (jako jsou např. granuly) imobilní. Nízké koncentrace Sr jsou rovněž v granitických horninách $<300 \text{ mg.kg}^{-1}$. Vyšší koncentrace $>450 \text{ mg.kg}^{-1}$ Sr jsou známy z mafických (bazických až ultrabazických hornin).

7.1.2.4 Rubidium

Významný statistický rozdíl byl nalezen u sušených vzorků listů mezi lokalitami Nedvědička a Hadůvka v časovém úseku jaro 2014 (GEE $P < 0.001$ ***), podzim 2014 (GEE $P < 0.001$ ***), a podzim 2015 (GEE $P < 0.05$ *). Statistický rozdíl mezi sušenými vzorky bylinného patra byl nalezen v časovém úseku 2014 (GEE $P < 0.001$ ***), podzim 2014 (GEE $P < 0.001$ ***) a podzim 2015 (GEE $P < 0.001$ ***). V případě nalezení statistického rozdílu je koncentrace prvku vyšší na lokalitě Nedvědička.

Statistický rozdíl mezi obsahem rubidia mezi listy a bylinným materiálem ani na jedné z lokalit nalezen nebyl. Rozdíl byl nalezen mezi vzorky sedimentu a bylinného patra a sedimentu a listy na lokalitě Nedvědička, na lokalitě Hadůvka v těchto případech statistický rozdíl nalezen nebyl.

Rozložení obsahu rubidia mezi horním, středním a spodním tokem nalezen nebyl ani na jedné ze zkoumaných lokalit.

Obsah rubidia v sušených listech stromů se na lokalitě Nedvědička pohyboval (nepočítaje hodnoty pod mezí detekce) v rozmezí od $37.00\text{--}604.00 \text{ mg.kg}^{-1}$. Vzorky bylinného materiálu se na této lokalitě pohybují v rozmezí $3.04\text{--}397.00 \text{ mg.kg}^{-1}$. Na lokalitě Hadůvka se hodnoty Rb v sušených listech vyskytovaly v rozmezí $12.00\text{--}379.00 \text{ mg.kg}^{-1}$ a vzorky bylinného patra na této lokalitě v rozmezí $4.04\text{--}439.00 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Shkolnik (1984), uvádí typický obsah rubidia v rostlině 130 mg.kg^{-1} v suchém materiálu. Kabata-Pendias (2011), uvádí koncentraci Rb v listech *Phaseolus vulgaris* (fazol obecný) $12 \text{ ppm (mg.kg}^{-1})$ a *Brassica oleracea* (brukev zelná) $14.00 \text{ ppm (mg.kg}^{-1})$, nejvyšší koncentrace uvádí v semenech *Glycine max* (sója luštinatá) $220.00 \text{ ppm (mg.kg}^{-1})$. Szteke a Kabata-Pendias (2015), uvádí průměrný obsah Rb ve většině

vyšších rostlin 20.00-70.00 mg.kg⁻¹. Steinbach (1962) uvádí koncentrace rubidia v nedřevnatých rostlinách v rozmezí 11.30-36.70 ppm (mg.kg⁻¹) v sušené hmotě. El-Sheikh a Ulrich (1970), měřili interakci Rb, Na a K v *Beta vulgaris* (řepa cukrová), při hodnotě 0.008 mg.kg⁻¹ byl na rostlině pozorován prvkový deficit, měření v listech ukázalo koncentrace v rozmezí 8.00-111.00 mg.kg⁻¹ (v dospělé rostlině). Yamagata et al. (1959) uvádí jako přijatelné hodnoty Rb v listech *Fagus japonica* 10.00 mg.kg⁻¹, 2.00-5.00 mg.kg⁻¹ u *Quercus crispula* (dub mongolský), u *Sorbus commixta* 4.00 mg.kg⁻¹, u *Acer Tschonoskii* (javor Tschonoskův) 6.00 mg.kg⁻¹, u *Acer Mono* 4.00 mg.kg⁻¹, u *Aesculus turbinata* (jírovec japonský) 3.00 mg.kg⁻¹ a u *Tilia japonica* 5.00 mg.kg⁻¹.

Hodnoty naměřené na lokalitě Nedvědička v parametrech maxima překračují více jak dvojnásobně hodnoty uváděné Kabata-Pendias (2011). Průměrné hodnoty na Nedvědičce ve vzorcích bylinného patra se pohybují v rozmezí 50.50-178.00 mg.kg⁻¹ na Hadůvce 17.35-147.00 mg.kg⁻¹. Jedná se o hodnoty v širším rozpětí od nízkých až po zvýšené. Pouze bodově vyčnívají vysoké koncentrace rubidia, které zvyšují celkový průměr pro dané období.

Hodnoty rubidia nalezené na lokalitách Nedvědička a Hadůvka jsou podobné, nevykazují mezi sebou statistický rozdíl. Hodnoty rubidia v sedimentech Nedvědičky se pohybují v rozmezí 106.00-170.00 mg.kg⁻¹, v sedimentech Hadůvky 87.00-178.00 mg.kg⁻¹.

Müller (2007) našel v říčních sedimentech Nedvědičky Rb (Příloha 19 a 20) v rozmezí 133.00-160.00 mg.kg⁻¹. Tyto hodnoty odpovídají rozmezí hodnot, které naměřil autor této dizertační práce. Salimen et al. (2006), uvádí medián hodnot Rb v říčních sedimentech 70.00 mg.kg⁻¹ (Minimumm 2.00 mg.kg⁻¹, Maximumm 339 mg.kg⁻¹), jako minimální hodnoty uvádí koncentrace <47.00 mg.kg⁻¹, jako vysoké >97 mg.kg⁻¹. Crompton (1996), uvádí koncentrace Rb v říčních sedimentech, měřenou metodou XRF, 58.00-105.00 mg.kg⁻¹. Lett (1999), uvádí koncentrace rubidia v říčních sedimentech na Aljašce (Liese Yone), v oblastech s výskytem ložisek zlata, průměrně 89 mg.kg⁻¹ (minimální hodnota 15 mg.kg⁻¹, maximální 204.00 mg.kg⁻¹). Měřeno metodou AAS na vyžíhaném vzorku.

Hodnoty naměřené na zájmových lokalitách odpovídají hodnotám s vysokým obsahem Rb na stanovišti podle Salimen et al. (2006), přesto nedosahují maximálních hodnot nalezených tímto autorem, stejně jako nedosahují maximálních hodnot naměřených Lett (1999) v rudních revírech Aljašky.

Výskyt rubidia v sedimentech může být dán jeho vysokým obsahem v ultradraselných živcích celého Třebíčského plutonu (Breiter, 2008).

7.1.2.5 Zinek

Statistický rozdíl mezi lokalitou Nedvědička a Hadůvka byl zaznamenán v sušených vzorcích listů stromů pouze v období podzim 2015 (GEE $P < 0.05$ *), na jaře 2014 Zn zaznamenán nebyl. U vzorků bylinného patra byl statistický rozdíl zaznamenán pouze na jaře 2015 (GEE $P < 0.01$ **). V případě významného statistického rozdílu jsou vyšší koncentrace Zn nalezeny na lokalitě Nedvědička.

Prvek byl celkově nenalezen pouze ve dvou časových úsecích celkově u listů i vzorků bylinného patra. Zn vykazuje rozkolísaný počet odběrových míst, kde byl nalezen v rámci jednotlivých lokalit (Tabulka 27-34), na rozdíl od S, Cl, Fe, Rb a St, které nebyly jen výjimečně v rámci lokalit nalezeny na 100 % odběrových míst.

Významný statistický rozdíl mezi sušenými vzorky bylinného patra a listy, sedimentem a listy a sedimentem a vzorky bylinného patra nalezen nebyl ani na jedné ze zkoumaných lokalit. Významný statistický rozdíl mezi koncentracemi Zn mezi horním, středním a spodním tokem nalezen nebyl.

Hodnoty Zn v sušených vzorcích listů se pohybovaly na lokalitě Nedvědička v rozmezí 180.00-3 183.30 mg.kg⁻¹ (průměr 85.93-559.75 mg.kg⁻¹), ve vzorcích bylinného patra je to 200.00-1 026.00 mg.kg⁻¹ (průměr 423.85-514.70 mg.kg⁻¹). Na lokalitě Hadůvka jsou koncentrace Zn ve vzorcích listů 182.00-610.00 mg.kg⁻¹ (průměr 222.00-562.00 mg.kg⁻¹), ve vzorcích bylinného patra je to 168.00-759.00 mg.kg⁻¹ (průměr 211.00-420.00 mg.kg⁻¹). Z toho je zřejmé, že koncentrace Zn na lokalitě Nedvědička jsou vyšší než na lokalitě Hadůvka.

Aktaş (2006), uvádí maximální koncentraci Zn v rostlinném těle 72.00 mg.kg⁻¹, která v kombinaci s 1.5 % obsahem NaCl a 10 mg.kg⁻¹ Zn v půdě způsobuje hynutí a špatný růst rostliny. Při koncentraci 1.5 % NaCl a 2mg.kg⁻¹ Zn v půdě jsou hodnoty Zn v sušených vzorcích rostliny 21.40 mg.kg⁻¹. Xu et al. (2013), uvádí koncentrace zinku (AAS, výluh HCl) ve stonku *Glycine max* (sója luštinatá) po dlouhodobé aplikaci (10let) prasečí mrvy na pole v dávce 500.00 kg.ha⁻¹ (průměrná koncentrace Zn v prasečí mrvě 418.00 mg.kg⁻¹) 53.47 mg.kg⁻¹. Stoyanova a Doncheva (2002), uvádí koncentrace Zn v listech *Pisum sativum* (hrách setý) po 23 denní kultivaci, při aplikaci 700.00 μM Zn v hnojivu, 2 297.50 mg.kg⁻¹, ve stonku 3 007.20 mg.kg⁻¹ a v kořenech

24 768.30 mg.kg⁻¹. Smith a Brenan (1986), uvádí hodnoty (AAS, výluh HCl) Zn v kořenech (aplikace hnojiva s obsahem Zn 2.50 µg/ml) až 645.60 mg.kg⁻¹ a v listech 682.20 mg.kg⁻¹. Tezotto et al. (2013), použil metodu XRF k analýze P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn, Ni a Zn v listech *Prunus persica* (broskvoň obecná), *Solanum lycopersicum* (rajče jedlé) a *Malus domestica* (jabloň domácí) na půdách nezatížených vysokými kovy. Hodnoty v Zn v pořadí předchozí věty byly naměřeny 17.90 mg.kg⁻¹, 30.90 mg.kg⁻¹ a 12.50 mg.kg⁻¹. Yagi et al. (2013) uvádí v rámci stanovení široké škály prvků nejvyšší koncentrace Zn měřené metodou XRF na sušeném materiálu 10 druhů súdánských léčivých rostlin na druhu *Grewia tenax* (grévie) 18.11 mg.kg⁻¹. Krpata et al., (2009) uvádí na vzorcích *Populus tremula* hodnoty 340.00mg.kg⁻¹ na lokalitách nepostížených vyššími depozicemi kovů, na zasažených lokalitách pak uvádí hodnoty od 486.00 do 974.00 mg.kg⁻¹. Maňková et al. (2004) na lokalitě bez depozic Zn uvádí hodnoty v listech *Fagus sylvatica* 53.50 mg.kg⁻¹, na zasažených lokalitách pak 30.30-40.50mg.kg⁻¹ Zn. Zekri a Obreza (2015) uvádí jako nevyhovující hodnoty v listech *Citrus vulg aris* 2.00-50.00mg.kg⁻¹. Heerema (2013) uvádí jako vyhovující hodnoty Zn v listech *Carya illinoensis* (ořechovec pekanový) < 2.00. Dogan et al. (2014) uvádí v průmyslových oblastech hodnoty Zn v rozmezí 7.362-56.03 mg.kg⁻¹. Bargagli et al. (2002) uvádí na lokalitách zasažených depozicemi Zn jeho koncentrace v listech *Quercus pubescens* 15.00-22.70 mg.kg⁻¹, hodnoty na lokalitách nezasažených uvádí autor blízké hodnotám kontaminovaných lokalit 20.40 mg.kg⁻¹.

Průměr hodnot naměřený na lokalitě Nedvědička a Hadůvka odpovídá podle Smith a Brenan (1986) půdám, které jsou více zatížené zinkem. Přesto maximální hodnoty naměřené na obou povodích (celá rostlina) v naprosté většině případů nedosahují hodnot naměřených Stoyanova a Doncheva (2002), který hnojił hrách vysokou dávkou Zn. Vysoké hodnoty Zn se objevují zejména na lokalitě Nedvědička a to pouze bodově.

Hodnoty Zn v sedimentu mezi lokalitami nevykazují statisticky významný rozdíl. Na lokalitě Nedvědička jsou hodnoty Zn v rozmezí 13.50-26.90 mg.kg⁻¹ (průměr 19.40 mg.kg⁻¹), na lokalitě Hadůvka 14.50-22.50 mg.kg⁻¹ (průměr 18.40 mg.kg⁻¹).

Müller (2007) našel v říčních sedimentech Nedvědičky Zn (Příloha 19 a 20) v rozmezí 33.00-39.00 mg.kg⁻¹. Hodnoty nalezené Müllerem převyšují hodnoty nalezené autorem této dizertační práce. Minimální hodnoty nalezené Müllerem (2007) jsou o 10.50 mg.kg⁻¹ vyšší, než hodnoty změřené v rámci zpracování této práce. Salimen et al. (2006), uvádí medián hodnot měřených metodou XRF v říčních

sedimentech 71.00 mg.kg^{-1} ($3.00\text{-}13\ 900.00 \text{ mg.kg}^{-1}$). Salimen et al. (2006), dále uvádí jako nízké koncentrace Zn v sedimentech hodnoty nižší 45 mg.kg^{-1} a vysoké hodnoty nad 109 mg.kg^{-1} . Země, které jsou jen s nízkým zastoupením mineralizací obsahujících vyšší koncentrace Zn, který je poté schopný přecházet do vodních toků a ukládat se zde v sedimentech, jsou podle Salimen et al. (2006) v rámci Evropy - Česká republika, Německo (Masfeld), Polsko, Slovensko, Wales a Německo-Belgické pohraničí. Kelepertzis et al. (2012) uvádí hodnoty Zn v sedimentech povodí řek s výskytem důlní těžby rud bohatých na Pb a Zn v Řecku (měřených metodou XRF) v rozmezí $73.00\text{-}2\ 090.00 \text{ mg.kg}^{-1}$ na lokalitě Piavitsa, $101.00\text{-}370.00 \text{ mg.kg}^{-1}$ na lokalitě Kerasia a $139.00\text{-}4\ 538.00 \text{ mg.kg}^{-1}$ na lokalitě Kokkinolakkas.

Hodnoty změřené v sedimentech Nedvědičky a Hadůvky odpovídají sedimentům z nízkých zatížení Zn podle Salimen et al. (2006). Podle Kelepertzis et al. (2012) vyznívají výsledky ze zájmových lokalit jako málo zinkem zatížené.

7.1.2.6 Zirkonium

Zirkonium na rozdíl od prvků S, Cl, Rb, Fe a částečně i Zn je v rámci lokalit nazeleno u sušených listů stromů, na Nedvědičce na 13 % vzorků, na Hadůvce 5 % vzorků a to pouze v časovém úseku podzim 2014 (kdy bylo nalezeno nejvíce shodných prvků). Zirkonium v sušených listech bylo dále nalezeno pouze na jaře 2014 v rámci neshodně nalezených prvků (Tabulka 34). Na podzim 2014 nebyl nalezen statisticky významný rozdíl hodnot.

Vzorky bylinného patra byly na obsah zirkonia bohatší. To bylo nalezeno na jaře 2014 na Nedvědičce v 15 % případů, na Hadůvce na 10 % případů bez statistického rozdílu v hodnotách Zr mezi lokalitami. Dále na Nedvědičce na podzim 2014 v 10 % vzorků, na Hadůvce v 60 % případů, zde byl dokázán i statistický významný rozdíl mezi lokalitami s vyšší koncentrací u ($GEE P < 0.001 ***$). V roce 2015 bylo zirkonium nalezeno na podzim na 30 % vzorků z lokality Nedvědička a 10 % vzorků z lokality Hadůvka, byla zde nalezena i statistická významnost rozdílu hodnot mezi lokalitami ($GEE P < 0.05 *$).

Hodnoty sušených listů na lokalitě Nedvědička se pohybovaly v rozmezí $13.00\text{-}53.00 \text{ mg.kg}^{-1}$ (průměr $2.70\text{-}17.00 \text{ mg.kg}^{-1}$). Na lokalitě Hadůvka se jedná o jeden vzorek s hodnotou 18.00 mg.kg^{-1} . Ve vzorcích bylinného patra na Nedvědičce byly

změřeny koncentrace 7.00-100.00 mg.kg⁻¹ (průměr 54.00-22.00 mg.kg⁻¹). Na Hadůvce se jedná o hodnoty 8.00-125.00 mg.kg⁻¹ (průměr 6.41-43.15 mg.kg⁻¹).

Vzhledem k nízkému počtu nalezených hodnot zirkonia na zkoumaných lokalitách nebylo možné statisticky vyhodnotit rozdíl mezi sušenými listy stromů a bylinným patrem, bylinným patrem a sedimentem a mezi sedimentem a sušenými listy stromů. Stejná situace je i v případě statistické analýzy rozložení hodnot prvku v rámci horního, středního a spodního toku.

Shahid et al. (2013) uvádí, že existuje jen velmi málo informací o transferu z půd a zirkoniu v rostlinách. Gundersen et al. (2000) in Shahid et al. (2013) uvádí koncentraci 0.425 and 5.29 µg.kg⁻¹ Zr v *P. sativum* (čerstvý, nesusušený vzorek). Kabata-Pendias (1993) in Shahid et al. (2013), uvádí koncentraci v sušených vzorcích rostlin (potravinové) 0.005-2.60 mg.kg⁻¹. Ferrand et al. (2006), uvádí v kořenech rostlin hodnoty Zr od 8.00 do 57.00 mg.kg⁻¹.

Průměrné hodnoty naměřené na lokalitách odpovídají rozpětí uváděných. Ferrand et al. (2006). Hodnoty uváděné Kabata-Pendias (1993) in Shahid et al. (2013) jsou výrazně nižší než ty nalezené v zájmových povodích. Bodově jsou maximální koncentrace Zr nalezené na Hadůvce ve vzorcích bylinného patra až 2x vyšší než ty, které uvádí Ferrand et al. (2006). Je pravděpodobné, že vysoké obsahy Zr jsou původem z těžby, přesto nelze toto zcela jistě tvrdit, jelikož pro to neexistuje opora v odborné literatuře.

Hodnoty Zr v sedimentech byly změřeny na 100 % vzorků na Hadůvce i Nedvědičce. Na lokalitě Nedvědička se koncentrace Zr pohybovaly v rozmezí 199.00-347.00 mg.kg⁻¹ (průměr 264.80 mg.kg⁻¹). Na lokalitě Hadůvka se jedná o koncentrace 145.00-401.00 mg.kg⁻¹ (průměr 291.90 mg.kg⁻¹).

Müller (2007) našel Zr (Příloha 19 a 20) v říčních sedimentech Nedvědičky v rozmezí 52.80-112.90 mg.kg⁻¹. Maximální hodnoty nalezené Müllerem (2007) jsou 1.8x nižší než hodnoty nalezené autorem na zájmových lokalitách. Hodnoty uváděné Salimen et al. (2006) (měřené metodou XRF), uvádí medián 392.00 mg.kg⁻¹ (1.00-4 865.00 mg.kg⁻¹). Říční sedimenty s nízkým obsahem Zr označuje Salimen et al. (2006), ty které jsou nižší než 259.00 mg.kg⁻¹, jako vysoké označuje hodnoty vyšší 616.00 mg.kg⁻¹. Autoři uvádějící hodnoty Zr v říčních sedimentech tak činí v souvislosti s vyhledáváním nebo exploatací ložisek Au. Waziri et al. (2014), uvádí hodnoty měřené metodou XRF v rozmezí 251.00-4 656.00 mg.kg⁻¹ (průměr 1 597.00 mg.kg⁻¹, medián 1 321.00 mg.kg⁻¹) v oblastech s intenzivní těžbou zlata. Landry et al. (2014), v rámci

vyhledávání ložisek zlata podle obsahu kovů v říčních sedimentech změřil (ICP-MS, výluh lučavkou královskou) na deseti potenciálních odběrových místech koncentrace Zr v rozmezí 11.00-85.00 mg.kg⁻¹. Mukherjee et al. (2007), v rámci vyhledávání potenciálních ložisek uranu v Himalájích našel (metoda XRF, sušené vzorky) v říčních sedimentech hodnoty Zr v rozmezí 190.00-513.00 mg.kg⁻¹. Guagliardi et al. (2012) uvádí, hodnotu Zr v sedimentech řeky Lase (metoda XRF, sušené vzorky) v jižní Itálii v rozpětí 64.00-237.00 mg.kg⁻¹ ve třech rozpětích frakcí velikosti zrn. Dále uvádí silnou vazbu obsahu Zr na obsah prvku v podložní hornině na místě svých odběrů. Ferrand et al. (2006), Hao et al. (2010), Muhs et al. (2010) a Bern et al. (2011) uvádí, že jen malé množství celkového zirkonia v půdě je pro rostliny využitelná.

Průměrné koncentrace Zr v sušených sedimentech Nedvědičky a Hadůvky odpovídají podle Salimen et al. (2006), hodnotám zirkoniem málo až středně zatížených toků. Ani maximální hodnoty Zr nalezené na Hadůvce a Nedvědičce nedosahují definice vysokých hodnot Zr podle Salimen et al. (2006). Hodnoty nalezené Waziri et al. (2014), při intenzivní těžbě zlata jsou až desetinásobně vyšší než ty nalezené v zájmových lokalitách.

Zirkonium je podle Salimen et al. (2006), průměrně v horninách obsaženo 1 62.00 mg.kg⁻¹, v ultramafických horninách je obsaženo 45.00 mg.kg⁻¹, v bazaltických průměrně 140.00 mg.kg⁻¹, v granitických 140.00-170.00 mg.kg⁻¹ a v syenitech průměrně až 500.00 mg.kg⁻¹. Hodnoty Zr na zájmových lokalitách v sedimentech a sekundárně v rostlinách mohou být původem z podloží, jelikož horniny granitické a bodově syenity na Hadůvce zájmovým lokalitám dominují. Horniny s nízkým obsahem Zr jako jsou bazalty a ultramafické horniny (Salimen et al. 2006), jsou zastoupeny jen velmi omezeně (Obrázek 3).

7.1.2.7 Molybden

Molybden byl nalezen v listech stromů i ve vzorcích bylinného patra. Ve vzorcích listů byl shodně identifikován pouze na podzim 2014, Nedvědička 43 % a Hadůvka 50 % vzorků, (neshodně pouze na Nedvědičce i na jaře 2004 – 40 % vzorků). Ve vzorcích listů ho rozpoznáváme na jaro (Nedvědička 90 % a Hadůvka 5 % vzorků) i na podzim 2014 (Nedvědička 35 % a Hadůvka 60 % vzorků).

Významný statistický rozdíl byl nalezen na vzorcích mezi vzorky bylinné vegetace na jaře 2014 (GEE P < 0.001 ***). Tato statistická významnost je dána

nízkým počtem vzorků na lokalitě Hadůvka. Dále byl významný statistický rozdíl nalezen mezi vzorky bylinného patra v úseku podzim 2014 (GEE $P < 0.05$ *).

Nedvědička vykazuje statistický rozdíl mezi vzorky listů a bylinného patra a mezi sedimentem a bylinným patrem (Tabulka 20). Mezi sedimentem a listy statisticky významný rozdíl nalezen nebyl. Mezi sedimentem, listy a bylinným patrem nebyl nalezen významný statistický rozdíl na lokalitě Hadůvka (Tabulka 21).

Rozdíl mezi horním, středním a spodním tokem zaznamenán nebyl ani na jedné ze zkoumaných lokalit.

Hodnoty Mo na lokalitě Nedvědička ve vzorcích listů se pohybovaly v rozmezí 3.00-10.00 mg.kg⁻¹ (průměr 2.53-4.78 mg.kg⁻¹), ve vzorcích bylinného patra 4.00-16.00 mg.kg⁻¹ (průměr 4.65-7.00 mg.kg⁻¹). Na lokalitě Hadůvka se jedná o hodnoty v listech 4.00-13.00 mg.kg⁻¹ (průměr 6.50 mg.kg⁻¹). U vzorků bylinného patra na Hadůvce poté 2.03-18.00 mg.kg⁻¹ (průměr 2.03-8.42 mg.kg⁻¹).

Hodnoty molybdenu v životním prostředí jsou sledovány zejména v souvislosti se zemědělstvím (Gupta et al., 1990; Balík et al., 2006). Např. Gupta et al. (1990), uvádí hodnoty molybdenu (měřeno „dithiol colorimetric method“) na prorašelinělých půdách, při skleníkovém pokusu, v listech *Brassica oleracea* (brukev zelná), *Allium cepa* (cibule kuchyňská) a *Daucus carota* (mrkev obecná) 0.003-0.006 mg.kg⁻¹ – tyto hodnoty definuje jako deficitní. Jako adekvátní hodnoty, které zajišťují požadované výnosy, uvádí Gupta et al. (1990) koncentrace v listech pro *Allium cepa* >0.10 mg.kg⁻¹, 0.07 mg.kg⁻¹ pro *Brassica oleracea* a 0.27 mg.kg⁻¹ pro *Daucus carota*. Balík et al. (2006), uvádí pozitivní vztah mezi sírou a vstřebáváním molybdenu u *Brassica napus* (řepka olejka, pokusná pole hnojil N-S hnojivem). Balík et al. (2006), hodnoty Mo v kořenu v době květu 0.17 mg.kg⁻¹, ve stonku 0.19 mg.kg⁻¹, 2.49 mg.kg⁻¹ v horních listech a 1.59 mg.kg⁻¹ v květu. Zekri a Obreza (2015), uvádí deficitní koncentrace v listech *Citrus vulgaris* (citronovník obecný) 0.06 mg.kg⁻¹ (vyznačuje se žloutnutím konečků listů), za nízké označuje 0.06-0.09 mg.kg⁻¹, jako vyhovující 0.1-1.00 mg.kg⁻¹, jako vysoké 2-50 mg.kg⁻¹ a extrémně vysoké >50.00 mg.kg⁻¹. Ferguson a Grafton-Cardwell (2014), uvádí optimální koncentraci Mo v listech citrusů mezi 0.10-3.00 mg.kg⁻¹. Heerema (2013) uvádí, optimální koncentraci Mo v sušených listech *Carya illinoensis* (ořechovce pekanového) >2.00 mg.kg⁻¹.

Průměrné hodnoty nalezené na lokalitách Nedvědička a Hadůvka (v sušených listech i bylinném patře) lze, podle publikovaných dat výše uvedených autorů, klasifikovat jako vysoké. Maximální hodnoty nalezené na zájmových lokalitách

nedosahují extrémních koncentrací, jak je uvádí Zekri a Obreza (2015). Jsou ale několikanásobně vyšší, než jsou optimální hodnoty podle Gupta et al. (1990), Balík et al. (2006) a Ferguson a Grafton-Cardwell (2014). Molybden nebyl v sedimentech zájmových lokalit nalezen. Müller (2007) Mo (Příloha 19 a 20) v říčních sedimentech Nedvědičky našel a to v koncentracích od 0.10 do 0.20 mg.kg⁻¹. Chappell a Peterson (1976) uvádí jako běžnou koncentraci Mo v sedimentech 1.00-5.00 ppm (mg.kg⁻¹), hodnoty mezi 10.00-200.00 mg.kg⁻¹ byly nalezeny v oblastech s přirozeným výskytem Mo zrudnění. Kaback a Runnells 1980, uvádí koncentrace Mo v sedimentech řeky Tenmile Creek v Coloradu 384 μ.g⁻¹ (mg.kg⁻¹), jak dále uvádí, jedná se o vysoké koncentrace, kterých je původcem těžba v oblasti zvané Climax, 80 km proti proudu řeky Tenmile Creek. Za běžné koncentrace na řece Tenmile Creek označuje Kaback a Runnells (1980), hodnoty v sedimentech 20.00–30.00 μ.g⁻¹ (mg.kg⁻¹).

7.1.2.8 Nikl

Nikl byl jako společný prvek pro obě zájmové lokality nalezen v sušených listech stromů v úseku podzim 2014 (NED 3 %, HAD 25 % vzorků). Statistická významnost rozdílu hodnot mezi lokalitami zde nebyla zjištěna. Ve vzorcích listů byl Ni nalezen dále na lokalitě Hadůvka ve 100 % vzorků. Ve vzorcích bylinného patra byl Ni nalezen pouze v časovém úseku jaro (100 % vzorků) a podzim 2014 na lokalitě Hadůvka (5 % vzorků – jeden vzorek).

Významný statistický rozdíl mezi horním, středním a spodním tokem nebyl ve vzorcích bylinného patra ani ve vzorcích listů zaznamenán ani na jedné ze zájmových lokalit. Výsledek testu může být ovlivněn nízkým množstvím nalezených vzorků.

Statistická významnost mezi horním, středním, spodním tokem nebyla zjištěna vzhledem k nízkému počtu nalezených hodnot (statistická analýza tak v tomto případě není dostatečně věrohodná).

Hodnoty nalezené v suchých listech na lokalitě Nedvědička se pohybují v rozmezí 166.00-178.00 mg.kg⁻¹ (průměr 172.00 mg.kg⁻¹) v sušených vzorcích bylinného patra byl Ni nalezen. Vzorky listů na lokalitě Hadůvka vykazovaly vyšší koncentrace než na lokalitě Nedvědička v rozmezí 225.00-302.00 mg.kg⁻¹ (průměr 256.00 mg.kg⁻¹). Hodnoty Ni ve vzorcích bylinného patra se pohybovaly od 53.00-522.00 mg.kg⁻¹ (53.00-285.94 mg.kg⁻¹).

Sengar et al. (2008), uvádí 58 případů koncentrace Ni v listech, kořenech, stonku a plodech. Nejnižší koncentrace uvádí v dužnatém kořenu *Quintinia acutifolia* 0.11-0.20 mg.kg⁻¹, nejvyšší koncentrace v kořenech uvádí u *Chrysanthemum* 7.00-900.00 mg.kg⁻¹. Nejnižší koncentraci v listech uvádí u *Homalium mathieuanum* 14.40 mg.kg⁻¹, nejvyšší hodnoty uvádí u vzorku *Homalium austrocaledonicus* 14 900.00 mg.kg⁻¹. Rathor et al. (2014) uvádí koncentrace Ni v suchých vzorcích kořene 1 514 mg.kg⁻¹ (287.00 mg.kg⁻¹ ve stonku) při dávce Ni v tekutém hnojivu 10 mg.l⁻¹ a při aplikaci 40 mg.l⁻¹ Ni udává hodnotu 4 139 mg.kg⁻¹ (1 445.00 mg.kg⁻¹ ve stonku). Kontrolní vzorek uvádí s koncentrací 19.00 mg.kg⁻¹ (stonek) a 39.00 mg.kg⁻¹ (kořeny). Liu et al. (2016) uvádí běžný obsah Ni v rostlině mezi 0.05-5.00 mg.kg⁻¹. Hodnoty >10.00 mg.kg⁻¹ označuje jako toxické pro na Ni citlivé rostliny. Brown et al. (1987), uvádí hodnoty Ni na vzorcích zrna *Hordeum vulgare* (ječmen setý) při aplikaci hnojiva s obsahem Ni 1.00 μM 195.00 mg.kg⁻¹ jako první generace na pozemku a 129.00 mg.kg⁻¹ ve třetí generaci. Kontrolní vzorek bez aplikace hnojiva vykazoval koncentrace Ni 7.00 mg.kg⁻¹. Stanković et al. (2011), (AAS metoda, sušené vzorky) uvádí hodnoty Ni listech ze 4 odběrových míst (chráněná přírodní oblast Avala, Srbsko) u *Taraxacum officinale* (pampeliška lékařská) 4.85-9.15 mg.kg⁻¹, v listech *Plantago lanceolata* (jitrocel kopinatý) 2.12-5.66 mg.kg⁻¹, v jehlicích *Pinus nigra* (borovice černá) 1.60-6.44 mg.kg⁻¹ v listech *Tilia tomentosa* (lípa stříbrná) 1.74-7.27 mg.kg⁻¹. Rabie et al. (1992) uvádí hodnoty Ni (AAS metoda, sušené vzorky) bez aplikace hnojiva s přídávkem Ni 3.50 mg.kg⁻¹ u *Sorghum bicolor* (čirok obecný), 6.30 mg.kg⁻¹ u *Triticum aestivum* (pšenice setá) a 6.70 mg.kg⁻¹ u *Vicia faba* (bob obecný). Seregin a Kozhevnikova (2005), uvádí 59 hodnot Ni u rostlin, které označují jako hyperakumulátory. Nejvyšší naměřené hodnoty, které jsou rostliny do sebe schopny akumulovat, nalzáme u druhů *Phyllanthus* (41 druhů) 1 090.00–60 170.00 mg.kg⁻¹. Dogan et al. (2014) uvádí koncentrace Ni v listech *Juglans regia* (ořešák královský) v průmyslových oblastech 0.130-2.744 mg.kg⁻¹. Bargagli et al. (2002) uvádí na znečištěných lokalitách koncentraci Ni v listech *Quercus pubescens* 3.09-8.21 mg.kg⁻¹, na neznečištěných pak 4,81 mg.kg⁻¹.

Hodnoty naměřené na zájmových lokalitách ve vzorcích listů jsou několikanásobně vyšší, než uvádí Stanković et al. (2011), který odebírá vzorky z lokalit, které jsou vyhlášené jako chráněná přírodní oblast. Např. hodnoty bylinného patra ze zájmových lokalit odpovídají více hodnotám naměřeným na lokalitách, při polních pokusech, kde došlo k aplikaci hnojiva s přídávkem Ni (Rabie et al., 1992; Rathor et al.,

2014; Brown et al., 1987). Hodnoty Ni, které tito autoři uvádějí, jsou v řádech jednotek v případech, kdy nedochází k aplikaci hnojiva.

V sedimentech zájmových lokalit nebyl Ni nalezen. Salimen et al. (2006), uvádí hodnoty měřené metodou Ni v říčních sedimentech (sušené vzorky) XRF v rozmezí 2.00-1 080.00 mg.kg⁻¹, medián 18.00 mg.kg⁻¹. Jako nízké koncentrace uvádí <12.00 mg.kg⁻¹ (zejména v oblastech s výskytem granitů a granodioritů). Za vysoké koncentrace označuje ty nad 33 mg.kg⁻¹ a za velmi vysoké hodnoty nad 92.00 mg.kg⁻¹. Knight et al. (1997), uvádí hodnoty Ni v říčních sedimentech na Jamajce (AAS metoda) na lokalitách zasažených průmyslovým znečištěním 35.00 mg.kg⁻¹. Z výše uvedených faktů je zřejmé, že Ni není původem z vypouštěných odpadních vod z těžební činnosti v oblasti Rožná a Olší.

7.1.2.9 Uran

Uran byl nalezen ve dvou obdobích, v sušených listech na jaře 2014 - Nedvědička (1 vzorek) a v podzimu 2014 - Hadůvka (1 vzorek). Vzhledem k nízkému počtu identifikace uranu v organickém materiálu není možné statisticky vyhodnotit rozdíl mezi sedimentem, listy stromů a bylinným patrem. Dále není možné statisticky vyhodnotit rozmístění prvku mezi horním, středním a spodním tokem. Uran nebyl shodně nalezen v určitém časovém úseku, není možné proto provést ani v tomto případě statistické vyhodnocení.

Uran byl na lokalitě Nedvědička v sušených listech nalezen v koncentraci 8.00 mg.kg⁻¹. Na lokalitě Hadůvka v sušených vzorcích bylinného patra v koncentraci 53.00 mg.kg⁻¹.

Na vybraných vzorcích listů (40 vzorků celkem, 20 HAD, 20 NED) byl uran metodou ICP-OMS nalezen ve 100 % vzorků na lokalitě HAD a 65 % vzorků na lokalitě NED. Hodnoty uranu na lokalitě HAD výrazně překračovaly hodnoty na lokalitě NED. Rozpětí hodnot na lokalitě HAD se pohybovalo od 0.12-34.86 mg.kg⁻¹, na lokalitě NED pouze 0.15-3.09 mg.kg⁻¹ v sušeném materiálu (po přepočtu z karbonizovaného materiálu na sušený).

Saenen et al. (2015), (měřeno metodou ICP-MS), uvádí hodnoty uranu v sušených listech *Arabidopsis thaliana* (huseníček rolní) při nízkém pH (5.5) a koncentraci U v Hoaglandově živném roztoku 6.25 μM (238.02891 – atomová hmotnost *6.25=1487.68 μg.kg⁻¹ tj. 1.448768 mg.kg⁻¹) hodnoty 0.90 μg.g⁻¹ (mg.kg⁻¹) U.

Při maximální koncentraci 100 μM U v Hoaglandově živném roztoku (238.02891 – atomová hmotnost * 100.00=23802.891 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ tj. 23.802891 mg.kg^{-1}) našel v sušených listech 18.70 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (mg.kg^{-1}) U. Při takto vysoké koncentraci U v Hoaglandově živném roztoku byly už po jednom dni pozorovány negativní změny na listech. Rodríguez et al. (2010), uvádí hodnoty 6 606.00 Bq.kg^{-1} ($6606*81=535086$ ppb=535.086 ppm / mg.kg^{-1}), na lokalitě těžby uranu v regionu Extremadura v jihozápadním Španělsku (při hodnotě pH půdy 4.6) v půdě. Na těchto půdách našel v listech *Quercus suber* (dub korkový) 5.70 Bq.kg^{-1} ($5.70*81.00=461.70$ ppb; 0.4617 ppm / mg.kg^{-1}). *Quercus ilex* na stejné lokalitě vykazoval hodnoty 10.60 Bq.kg^{-1} ($10.60*81=858.6$ ppb; 0.8586 ppm / mg.kg^{-1}). Pérez-Sánchez a Thorne (2014), uvádí hodnoty uranu $1.79*10^{-3}$ mol.kg^{-1} ($0.00179*23802.891=0.4276$ mg.kg^{-1}), které při pokusu transferu uranu z půd do rostlin v půdách, které jsou různým způsobem zatíženy uranem. Singh et al. (2005), zkoumal v rámci pokusu v laboratorních podmínkách, přenos uranu z půdy do rostliny. V sušených vzorcích listů *Raphanus sativus* (ředkev setá olejná) uvádí průměrnou hodnotu pro rostlinu (průměr z lisů, kořene a stonku) 2.56 mg.kg^{-1} (při koncentraci U v půdě 50 mg.kg^{-1}) a 38.20 mg.kg^{-1} (při koncentraci U v půdě 800 mg.kg^{-1} ; maximální koncentrace U v půdě v rámci pokusu). V případě *Helianthus annuus* (slunečnice roční) se jedná o hodnoty podstatně vyšší, 10.70 mg.kg^{-1} (průměr pro rostlinu při koncentraci U v půdě 50 mg.kg^{-1}) a 111.26 mg.kg^{-1} (průměr pro rostlinu při koncentraci U v půdě 800 mg.kg^{-1}). *Lycopersicon esculentum* (rajče jedlé) uvádí Pérez-Sánchez a Thorne (2014), hodnoty 12.58 mg.kg^{-1} (průměr pro rostlinu při koncentraci U v půdě 50 mg.kg^{-1}) a 56.10 mg.kg^{-1} (průměr pro rostlinu při koncentraci U v půdě 800 mg.kg^{-1}), u *Hibiscus esculentus* (ibišek jedlý) 16.17 mg.kg^{-1} (průměr pro rostlinu při koncentraci U v půdě 50 mg.kg^{-1}) a 107.00 mg.kg^{-1} (průměr pro rostlinu při koncentraci U v půdě 800 mg.kg^{-1}), u *Capsicum annum* (paprika setá) se jedná o hodnoty 12.24 mg.kg^{-1} (průměr pro rostlinu při koncentraci U v půdě 50 mg.kg^{-1}) a 66.64 mg.kg^{-1} (průměr pro rostlinu při koncentraci U v půdě 800 mg.kg^{-1}). Rumble a Bjugstad (1985), uvádí hodnoty uranu v *Sporobolus airoides* na lokalitách těžby uranu v se jižní Dakotě (USA) 7.199 mg.kg^{-1} , u *Agropyron cristatum* 3.211 mg.kg^{-1} a u *Bassia scoparia* (bytel metlatý) 5.022 mg.kg^{-1} . Shtangeeval et al. (2006), uvádí bioakumulační schopnost *Triticum repens* (pýr plazivý), který do svých kořenů dokázal během laboratorního pokusu, kdy byl zaléván roztokem s obsahem U a Th, navázat celkově až 162.00 mg.kg^{-1} a konkrétně do listů až 29.00 mg.kg^{-1} . Hodnoty nalezené na zájmových lokalitách odpovídají lokalitám po bývalé nebo probíhající těžbě

uranu, tj. lokalitám, které jsou vystaveny depozicím uranu. Koncentrace uranu na zájmových lokalitách lze charakterizovat jako vysoké.

Hodnoty naměřené metodou XRF i ICP-OES na zájmových lokalitách ukazuje ve srovnání s hodnotami výše uvedených jinými autory na vysoké zatížení prostředí uranem. Zejména maximální hodnoty lokality HAD lze považovat jako extrémně vysoké. Hodnoty průměru na obou lokalitách vykazují zvýšený příjem uranu do listů, přesto je nelze označit ve srovnání s literaturou jako extrémně vysoké, pouze zvýšené.

Hodnoty uranu v sedimentech Nedvědičky a Hadůvky byly shodně nalezeny na obou lokalitách. V případě Nedvědičky se jednalo o jedno odběrové místo (57.00 mg.kg⁻¹) na Hadůvce dvě (56.00 a 81.00 mg.kg⁻¹, průměr 68.50 mg.kg⁻¹). Statistické srovnání podobnosti hodnot není vzhledem k nízkému počtu nalezených hodnot možné na tento prvek aplikovat.

Müller (2007) našel uran v říčních sedimentech Nedvědičky 2.40-6.60 mg.kg⁻¹ (Příloha 19 a 20). Je to výrazně méně, než bylo nalezeno v rámci výzkumu této práce (průměr 68.50 mg.kg⁻¹). Hudcová et al. (2012) uvádí koncentrace U v sedimentech Nedvědičky a Hadůvky v rozmezí 5.00 až 182.00 mg/kg. Skácelová a Mrázová (2010) uvádí koncentrace uranu na lokalitě Medvědin (ukončená těžba uranu, Krkonošský národní park) 9.60-226.40 mg.kg⁻¹. Tomášek (2004) uvádí hodnoty 5.00-10.00 mg.kg⁻¹ v říčních sedimentech řeky Ploučnice. Salimen et al. (2006), klasifikuje hodnoty do 1.00 mg.kg⁻¹ (měřeno metodou XRF) jako nízké, do 98.00 mg.kg⁻¹ jako vysoké resp. anomální, ty lokalizuje do středního Švédska. Jako oblast s druhými nejvyššími koncentracemi uranu v Evropě uvádí v krystalickém Centrálním francouzském masivu. Uran v sedimentech silně koreluje s Th a Y. Zielinski et al. (2008), uvádí hodnoty (Gamma-ray spektrometry) uranu v říčních sedimentech poblíž Denveru (Colorado, USA) v lokalitách po historické těžbě v rozmezí 1.70-25.60 µg.g⁻¹(mg.kg⁻¹). Petrescu et al. (2012), uvádí hodnoty uranu v říčních sedimentech v oblastech s historickou těžbou uranu (1962-2004) v regionu Crucea (řeky Crucea, Arsitei, Troaca a, Cracul Rau) v rozpětí 17.20-123.29 mg.kg⁻¹ (medián 117.39 mg.kg⁻¹, průměr 115.29 mg.kg⁻¹). Porat et al. (2010), definuje jako uranem vysoce znečištěné sedimenty (metodou IPC-MS) ty, u kterých bylo naměřeno 267.00 mg.kg⁻¹, jako nízké označuje hodnoty 0.42 mg.kg⁻¹, střední hodnoty od 9.22-7.08 mg.kg⁻¹. Luck a Simandl (2014) uvádí (metodou XRF) v rámci vyhledávání ložisek kovů hodnoty uranu v říčních sedimentech (Britská Kolumbie, Lonnie karbonatitový komplex, řeka Manson) mezi 4.00-47.00 mg.kg⁻¹.

Podle výše uvedených informací lze hodnoty nalezené na zájmových lokalitách charakterizovat jako vysoké. Tyto hodnoty odpovídají hodnotám historických lokalit těžby uranu, jak je uvádějí autoři výše.

7.1.2.9.1 Interpretace výsledků měření uranu metodou ICP-OES

Fakt, že lokalita Hadůvka vykazuje oproti lokalitě Nedvědička výrazně vyšší hodnoty uranu v listech stromů (zjištěno metodou ICP-OES), je způsoben uzavřením dolu Olší. Jak uvádí Říčka (2010), po uzavření a zatopení dolu Olší došlo k obnovení hydrogeologického oběhu a ke zvýšení průtoků v říčce Nedvědičce, přičemž dochází k vývěrům vod s vysokým obsahem uranu (až 2.20 mg.kg^{-1}) v oblasti Hadůvka-Skryje. Tento stav je dán, jak uvádí Kalous et al. (2016) tím, že v dole nedochází ke kontinuálnímu promývání a ředění kontaminantů srážkovou vodou (průsakovou vodou), prvky jsou v zatopeném dole zakoncentrovány a jak uvádí Říčka (2010), migrují vlivem obnoveného hydrogeologického do nižších partií toku i dalších částí ekosystému.

Protichůdným faktorem výše uvedenému tvrzení může být fakt, že pH sedimentu zájmové lokality Nedvědička je výrazně vyšší než na lokalitě Hadůvka, kde bylo uranu v listech stromů nalezeno více, jelikož jak uvádí Pluskal (1971), uran s rostoucí aciditou prostředí je více mobilní v prostředí. Také ale uvádí, redukcí mobility uranu vlivem rostoucího oxidačního potenciálu prostředí. Tento fakt, tj. prokysličenost toku působí na inhibici uranu v prostředí a podporuje jeho přechod do stálé formy.

7.1.2.10 Hliník

Hliník je jeden z prvků, který se ve vzorcích listů a bylinném patře vyskytuje v menší míře. Al byl nalezen jako neshodný v sušených vzorcích listů v časovém úseku podzim 2014 (7% nalezených vzorků) a jaro 2015 (3% nalezených vzorků) na lokalitě Nedvědička. Na jaře 2014 byl Al nalezen na lokalitě Hadůvka (20% nalezených vzorků). Shodné vzorky Al na lokalitě Nedvědička nalezeny nebyly. V sušených vzorcích materiálu bylinného patra byl Al nalezen pouze v časovém úseku podzim 2014 (15 nalezených vzorků) na lokalitě Nedvědička. Lokalita Nedvědička je tak hliníkem zasažena výrazně více než lokalita Hadůvka. Více Al bylo zjištěno ve vzorcích listů než v bylinném materiálu.

Vzhledem k nízkému počtu identifikace uranu v organickém materiálu není možné statisticky vyhodnotit rozdíl mezi sedimentem, listy stromů a bylinným patrem. Dále není možné statisticky vyhodnotit rozmístění prvku mezi horním, středním a spodním tokem. Al nebyl shodně nalezen v určitém časovém úseku, není možné proto provést ani v tomto případě statistické vyhodnocení.

Hliník byl na lokalitě Nedvědička ve vzorcích listů nalezen v koncentracích od 22 600-378 240 mg.kg⁻¹ (průměr 24 900.00-30 472.50 mg.kg⁻¹). Ve vzorcích bylinného patra byla zjištěna koncentrace Al 28 900.00-47 900.00 mg.kg⁻¹ (36 566.67 mg.kg⁻¹). Al na Hadůvce nalezen nebyl.

Veškerá nalezená literatura se zabývá hodnotami hliníku v rostlinném těle pouze v laboratorních podmínkách, zejména při pokusech v květináčích a ve skleníku. Nejvíce je zkoumán vliv na zemědělské plodiny, environmentální hodnocení ekosystémů chybí.

Shen a Ma (2001), uvádí hodnotu Al, po 28 denním hnojení hnojivem s obsahem Al, 4 200 mg.kg⁻¹ v kořenech a 80 mg.kg⁻¹ ve stonku (pohanka obecná), a to bez příznaků poškození rostliny. Matsumoto et al. (1976) uvádí hodnoty Al v mladých listech čaje 600.00 mg.kg⁻¹ a více jak 30 000.00 mg.kg⁻¹ ve starých listech. Shen a Ma (2001), uvádí *Camellia sinensis* (čajovník čínský) jako typický akumulátor Al. Asztemborska et al. (2015), uvádí maximální hodnoty (ICP-MS) Al₂O₃ (při koncentraci 10.00 g.kg⁻¹ v živném roztoku) 25 737.00 mg.kg⁻¹ v kořenech a 1 107.00 mg.kg⁻¹ u *Zea mays* (kukuřice setá), 414.90 mg.kg⁻¹ v hlíze *Alium cepa* (cibule kuchyňská) a 89.40 mg.kg⁻¹ v listech při stejné koncentraci Al v živném roztoku jako u kukuřice. Alam a Adams (1980), při pokusu ve skleníku se zálivkou obsahující různou koncentraci Al, stanovil u *Hordeum vulgare* (ječmen setý) po deseti dnech kultivace obsah Al v sušených listech (při koncentraci 0,6 mM v zálivce) 1 163.08 mg.kg⁻¹ (metoda AAS). Tanaka a Navasero (2012), uvádí hodnoty Al při pH 3.7 v kořenech *Oryza sativa* (rýže setá) po 40 dnech kultivace (200.00 mg.kg⁻¹ Al v živném roztoku) 2 125.00 mg.kg⁻¹ v kořenech a 29.00 mg.kg⁻¹ ve stonku. Ciecóko et al. (2011) zkoumal vliv kadmia na koncentraci hliníku v *Lupinus arboreus* (lupina), *Avena sativa* (oves setý), *Zea mays* (kukuřice setá), *Raphanus sativus* (ředkev setá). Nejvyšší hodnoty Al našel při koncentraci 20.00 mg.kg⁻¹ Cd v půdě v kořenech *Lupinus arboreus* 5 972.20 mg.kg⁻¹. Nejvyšší koncentrace v listech byly nalezeny opět u *Lupinus arboreus* 1 265.30 mg.kg⁻¹ při koncentraci 40.00 mg.kg⁻¹ Cd v půdě. Chang et al. (2015) našel ve vzorcích listů (ICP-MS) zeleného čaje (který prošel běžnou průmyslovou úpravou pro konzumaci) hodnoty Al v rozmezí 725.00-1 230 mg.kg⁻¹. Jednou z mála výjimek, co se

týče zaměření výzkumu obsahu Al v rostlinách, je publikace Simon et al. (2011), který uvádí hodnoty Al v listech *Acer pseudoplatanus* (javor klen), ve vztahu ke znečištění ovzduší, 134.00 mg.kg⁻¹ v zastavěné oblasti, 168.00 mg.kg⁻¹ v předměstské oblasti a 156.00 mg.kg⁻¹ ve venkovských oblastech (metoda ICP-MS).

Jansen et al. (2000) uvádí rostliny s koncentrací více jak 1 000.00 mg.kg⁻¹ Al jako jeho akumulátory (např. čeled' Rubiaceae - mořenovité). Hodnoty nalezené na lokalitách Hadůvka a Nedvědička odpovídají hodnotám hyperakumulátorů hliníku, tak jak je uvádí Matsumoto et al. (1976), na příkladu listů zeleného čaje (až 30 000.00 mg.kg⁻¹). Maximální hodnota 47 900.00 mg.kg⁻¹ nalezená na Nedvědičce je i vůči listům zeleného čaje vysoká. Minimální nalezená koncentrace Al (22 600.00 mg.kg⁻¹) odpovídá hodnotám rostlin tolerantním a akumulujícím Al Jansen et al. (2000).

Hodnoty Al v sedimentu Nedvědičky jsou v rozmezí hodnot 16 000.00-27 100.00 mg.kg⁻¹ (průměr 20 020.00 mg.kg⁻¹), na lokalitě Hadůvka se jedná o hodnoty 14 400.00-27 300.00 mg.kg⁻¹ (průměr 20 680.00 mg.kg⁻¹). Na obou zájmových lokalitách byl Al nalezen na 50 % odběrových míst.

Besser a Leib (1999) uvádí hodnoty v sedimentech Animas River (Colorado, USA), v oblastech ovlivněných těžbou nerostných surovin, v rozmezí 44 00.00-53 000 mg.kg⁻¹ (ICP-MS). Salimen et al. (2006) uvádí (metoda XRF) hodnoty v říčních sedimentech v rozmezí 0.2-25.9 %. Jako sedimenty s nízkým obsahem Al uvádí ty s koncentrací Al menší jak 6.70 % (67 000 mg.kg⁻¹), jako vysoké koncentrace Al v sedimentech jsou podle Salimen et al. (2006) ty nad 13.40 %.

7.1.2.11 Měď

Měď byla nalezena neshodně na jaře 2014 na lokalitě Hadůvka (100 % vzorků) v sušených vzorcích listů, shodně na podzim 2014 (100 % vzorků). Neshodně v sušených vzorcích bylinného patra byla nalezena na jaře 2014 na lokalitě Hadůvka (100 %), shodně na podzim 2014 (100 % vzorků).

Mezi lokalitou Nedvědička a Hadůvka bylo možné vzhledem k vysokému počtu vzorků s detekovatelným obsahem mědi vyhodnotit statistický rozdíl mezi lokalitami. Ten byl významný (GEE $P < 0.05$ *) – podzim 2014, sušené vzorky listů. Ve vzorcích bylinného patra nebyl statistický rozdíl pozorován. Statistický rozdíl mezi sedimentem, listy a bylinným patrem byl nalezen pouze ve vztahu sedimentu a organické hmoty,

jelikož v sedimentu měď nalezena nebyla (statistický rozdíl vzhledem k nulové hodnotě není relevantní). Významný statistický rozdíl mezi horním, středním a spodním tokem nalezen nebyl.

Hodnoty Cu na lokalitě Hadůvka byly nalezeny ve vzorcích suchých listů v rozmezí 194.00-1 500.00 mg.kg⁻¹ (průměr 367.32-993.70 mg.kg⁻¹). Na lokalitě Nedvědička byly nalezeny hodnoty Cu v listech v rozmezí 382.00-1 193.00 mg.kg⁻¹ (průměr 736.47 mg.kg⁻¹). V suchých vzorcích bylinného patra na lokalitě Hadůvka byla měď nalezena v koncentracích 145.57-1 387.00 mg.kg⁻¹ (průměr 265.28-923.15 mg.kg⁻¹). Na lokalitě Nedvědička bylo nalezeno ve vzorcích bylinného patra 501.00-1 393.00 mg.kg⁻¹ (průměr 901.95 mg.kg⁻¹) Cu.

Rehm a Schmitt (2002) označují jako nízké koncentrace Cu v polních plodinách (*Medicago sativa*, *Zea mays*, *Glycine max* a *Triticum sp.*) v rozmezí 3.00-9.00 mg.kg⁻¹, naopak jako vysoké 5.10-30.00 mg.kg⁻¹, jako velmi vysoké 20.10-50.00 mg.kg⁻¹, jako extrémně vysoké hodnoty nad 50.00 mg.kg⁻¹. Singh (2005) uvádí jako normální koncentraci v rozmezí 5.00-20.00 mg.kg⁻¹. Reichman (2002) uvádí 300 mg.kg⁻¹ v listech *Lycopersicon esculentum* (rajče jedlé) jako letální koncentraci, pro *Carthamus tinctorius* (světlice barvířská) je letální koncentrace v listech 10.00 mg.kg⁻¹. Rehm a Schmitt (2002) uvádí koncentraci Cu 270.00 mg.kg⁻¹, která byla pozorovatelná příznaky na listech, přičemž na jiných rostlinách stejného druhu se na listech neprojevila koncentrace 800.00 mg.kg⁻¹. Sarma (2011) uvádí *Azolla pinnata* (azola zpeřená), *Lemna minor* (okřehek malý), *Brassica juncea* (brukev sítinovitá) a *Pistia stratiotes* (babelka řezanovitá) jako hyperakumulátory mědi. Rodríguez-Germade et al. (2014) uvádí hodnoty Cu v listech *Platanus hispanica* (platan javorolistý) 38.96 mg.kg⁻¹. Bargagli et al. (2002) uvádí hodnotu Cu v listech *Quercus pubescens* (dub pýřitý) na lokalitách zasažených znečištěním 5.16-5.41 mg.kg⁻¹ a na lokalitách vzálených zdroji kontaminace 5.74 mg.kg⁻¹. Maňkovská et al. (2004) uvádí hodnoty Cu v listech *Fagus sylvatica* na lokalitách zasažených tímto kovem 11.00-13.20 mg.kg⁻¹.

Hodnoty nalezené na zájmových lokalitách zejména ty srovnatelné, tj. nalezené v bylinném patře, jsou podle Rehm a Schmitt (2002) definovatelné jako nadměrné. Podle Singh (2005) nelze hodnoty ze zájmových lokalit označit jako normální. Maximální hodnoty ze zájmových lokalit výrazně převyšují nejvyšší hodnoty dohledané ve vědecké literatuře (800.00 mg.kg⁻¹). I minimální hodnoty jsou na poměry Cu běžných hospodářských druhů vysoké, ve srovnání s koncentracemi, které jsou u nich

klasifikovány jako vysoké. Takto lze zájmové lokality zařadit mezi lokality postižené depozicemi Cu.

V sedimentech zájmových lokalit nebyla Cu nalezena. Müller (2000) našel Cu v říčních sedimentech Nedvědičky v rozmezí 1.70-3.90 mg.kg⁻¹ (Příloha 19 a 20). Salimen et al. (2006) uvádí (metoda XRF) hodnoty v říčních sedimentech v hodnotě mediánu 17.00 mg.kg⁻¹ (1.00-877.00 mg.kg⁻¹). Hodnoty označované Salimenem jako nízké jsou pod 11.00 mg.kg⁻¹ a vysoké nad 27.00 mg.kg⁻¹. Hodnoty nalezené Müllerem (2007) lze řadit jako velmi nízké, zájmová lokalita netrpí depozicemi Cu.

7.2 Komplexní přehled a interpretace sezónní dynamiky kovů v analyzované biomase zájmových lokalit

U všech nalezených chemických prvků v sušených vzorcích listů i ve vzorcích bylinného patra existuje statisticky významný rozdíl mezi odběry jaro a podzim mezi léty 2014 a 2015 (Tabulka 15). Heterogenitu a trendy v růstu nebo poklesu potvrzuje i Tyler a Olsson (2006).

7.2.1 Nedvědička sušené vzorky listů ze stromů

Statistický rozdíl mezi jarním a podzimním odběrem je pozorovatelný v případě sušených listů lokality NED v roce 2014 u prvků Cl, Mn, Cu, Zn, Sr a Cr. Z toho vyšší koncentrace (parametru průměru) v podzimním odběru byly nalezeny u prvků Cl, Mn, Cu, Zn, Sr a Cr.

Z prvků, které v roce 2014 nevykazovaly statisticky významný rozdíl, byly vyšší hodnoty průměru v podzimních odběrech nalezeny u prvků S, Fe. V případě Rb a Mo byl průměr vyšší na jaře a Zr a Ni nejsou hodnoceny pro nízké množství vstupních dat.

Celkově z dvanácti vyhodnocených prvků v roce 2014 vykazovalo na podzim vyšší hodnoty osm prvků (S, Cl, Mn, Cu, Zn, Sr, Cr a Fe), dva vykazovaly nižší (Rb a Mo), Ni a Zr nebyly hodnoceny.

V roce 2015 nalézáme statisticky významný rozdíl pouze u síry, zde je při podzimních odběrech průměr nižší než na jaře. U prvků bez statistického rozdílu lze nalézt vyšší průměry na podzim u Mn, Fe, Zn a Sr a nižší pak u Cl a Rb. Zbylé prvky pro absenci dostatečného množství dat nebudou hodnoceny (Zr, Ni, Cr, Cu a Mo).

Shodně vyšší koncentrace na podzim v letech 2014 a 2015 jsou u prvků Fe, Sr a Zn.

7.2.2 Nedvědička sušené vzorky bylinného patra

Statisticky významný rozdíl mezi jednotlivými časovými úseky sběru a analýz rostlinného materiálu byl nalezen v roce 2014 na lokalitě NED u prvků Mn, Cu, Zn, Rb a Cr. Z těchto prvků byla vyšší hodnota průměru na podzim nalezena u Mn, Cu, Zn a Cr. Nižší průměr na podzim vykazuje pouze Rb.

U prvků, které nevykazovaly významný statistický rozdíl, byl vyšší průměr hodnot nalezen na podzim u Fe a Sr. Nižší pak u S, Cl, Rb, Mo, Zr a Ni nehodnotíme pro malé množství dat. Celkově tedy na podzim vykazovaly vyšší průměr hodnot Mn, Cu, Zn, Cr, Fe a Sr.

V roce 2015 nalézáme statisticky významný rozdíl u prvků Fe, Zn, Rb, Mo, a Zr. Z toho na podzim je průměr vyšší u Fe a Mo. Zn, Rb a Zr vykazují průměr nižší. Z prvků, mezi kterými nebyl nalezen významný statistický rozdíl, tj. S, Cl, Mn, Cu, Sr, Cr a Ni je vyšší průměr na podzim nalezen u Cl, nižší u Sr a hodnotit nelze Cu, Mn, Cr a Ni.

Celkově za rok 2015 je nalezen vyšší průměr u Fe, Mo a Cl. Shodně za rok 2014 a 2015 je vyšší průměr na podzim nalezen pouze u Fe.

7.2.3 Hadůvka sušené vzorky listů ze stromů

V případě sušených vzorků listů na lokalitě Hadůvka byl statisticky významný rozdíl nalezen u prvků S, Mn, Cu, Zn, Sr, Cr, Mo a Ni. Z toho byl vyšší průměr hodnot na podzim nalezen u S, Mn, Cu, Zn, Sr, Cr a Mo, nižší hodnota průměru byla nalezena na podzim pouze u Ni.

Z prvků neshodně nalezených ve vzorcích listů ze stromů na lokalitě HAD (Cl, Fe, Rb a Zr) byl vyšší průměr na podzim nalezen u Fe, Cl, Rb i Zr. Všechny prvky kromě Ni vykazují za rok 2014 nárůst hodnoty průměru na podzim oproti jarním analýzám.

Rok 2015 ukazuje významný statistický rozdíl u prvků S a Cl. Z toho zde není vyšší průměr u těchto prvků nalezen. Vyšší hodnoty S a Cl jednoznačně vykazují v jarních odběrech.

Prvky, u kterých nebyl nalezen statisticky významný rozdíl mezi jarem a podzimem 2015, jsou Mn, Fe, Cu, Zn, Rb, Sr, Cr, Mo, Zr a Ni. Z toho je vyšší průměr na podzim nalezen u Mn a Sr. Vyhodnocené vzhledem k vysokému počtu nulových hodnot nejsou Fe, Cu, Zn, Rb, Cr, Mo a Ni.

Za rok 2014 a 2015 lze vzhledem k nízkému počtu vyhodnotitelných dat z roku 2015 určit trend vyšších hodnot v podzimním období u Mn a Sr.

7.2.4 Hadůvka sušené vzorky bylinného patra

V případě sušených vzorků bylinného patra (se statistickým rozdílem časovými úseky) na lokalitě Hadůvka za rok 2014 u S, Cl, Mn, Fe, Cu, Zn, Rb, Sr, Cr, Mo, Zr a Ni byly hodnoty průměru vyšší v analýzách podzimních vzorků, tj. všech nalezených vzorků.

Vyšší hodnoty průměru v podzimním úseku byly nalezeny u S, Cl, Mn, Fe, Cu, Ni, Zn, Rb, Sr, Cr, Mo a Zr. Tedy u všech vzorků.

V roce 2015 byly nalezeny prvky, které nevykazovaly statistickou významnost mezi jarem a podzimem, S a Sr. Tyto prvky úseku podzim nevykazují vyšší průměr hodnot. Z prvků (Cl, Mn, Fe, Cu, Zn, Rb, Cr, Mo, Zr a Ni), kde nebyl statistický význam mezi jarem a podzimem 2015 nalezen, vykazuje vyšší průměr na podzim Cl, Fe, Zn a Rb. Vzhledem k vysokému počtu nulových hodnot nelze zbylé prvky vyhodnotit.

Jako shodné prvky za rok 2014 a 2015 ve smyslu vyššího průměru na podzim jsou Cl, Fe, Zn a Rb.

7.2.5 Stanovištní heterogenita sedimentů

Určitou zákonitost lze vypořádat v případě referenčních stanovišť (stanoviště č. 1), kdy na lokalitě NED jsou velmi nízké nebo nejnižší hodnoty Fe, Rb, Sr, Zn (druhá nejnižší koncentrace) a Ba (druhá nejnižší koncentrace). Absence hodnot zde byla zjištěna u Al, Mn, Nb a U. V případě lokality HAD se jedná o velmi nízké nebo nejnižší hodnoty u Mn, Sr, Y, Zr (druhá nejnižší koncentrace) a S (druhá nejnižší koncentrace). Absence prvků na prvním stanovišti byla na HAD zjištěna u Al a U.

Lze konstatovat, že vypouštění čištěných odpadních vod může mít vliv na primární zvýšení hodnot nalezených prvků v sedimentech. Ale jejich rozložení od zdroje znečištění již není tímto striktně ovlivněno.

7.2.6 Konfrontace dat ze zájmových lokalit s daty o prvkové dynamice v listech *Fagus silvatica* jak je uvádí Tyler a Olsson (2006)

Tabulka 39 Konfrontace dat z lokality Nedvědička s daty o prvkové dynamice v listech *Fagus silvatica* jak je uvádí Tyler a Olsson (2006)

Trend růst/poklesu hodnot	Tyler a Olsson (2006)	Listy stromů	
		2014	2015
Jaro < podzim	Zn	<u>Zn</u>	Zn
	Sr	<u>Sr</u>	Sr
	Mn	<u>Mn</u>	Mn
	Fe	Fe	Fe
	Mo	Mo	Mo
	Zr	Zr	Zr
Jaro > podzim	Rb	Rb	Rb
	Ni	Ni	Ni
	Cu	<u>Cu</u>	Cu
	S	<u>S</u>	<u>S</u>
	Cr	<u>Cr</u>	Cr

Pozn: Zeleně – průměr sumy prvků nalezených shodně s prvkovou dynamikou podle Tyler a Olsson (2006); červeně - průměr sumy prvků nalezených neshodně s prvkovou dynamikou podle Tyler a Olsson (2006); šedě – prvky, které nebyly hodnoceny z důvodu velkého počtu nulových hodnot; podtrženo – statisticky významný rozdíl mezi jarem a podzimem za daný rok

Tyler a Olsson (2016) uvádí ve své práci hodnoty měřené v listech *Fagus silvatica* v šesti měřeních za 350 dní růstu stromu počínaje 8. květnem. Z časových úseků odpovídajících rozsahu měření jaro-podzim na zájmových lokalitách byl odečten trend tj. pro potřeby tabulkového zobrazení, zdali hodnoty z počátku měření (tj. úseku jaro) jsou na vyšší úrovni než hodnoty odpovídající podzimním sběrům.

V situaci, kdy byl zaznamenán významný statistický rozdíl (NED a HAD) se hodnoty zájmových lokalit shodovaly s daty od Tyler a Olsson (2016) v prvcích Zn a Mn v listech stromů v roce 2014, v roce 2015 platí shoda se S.

Celková suma prvků zahrnujících prvky se statisticky významným rozdílem i prvky bez tohoto rozdílu, je výrazně vyšší. V roce 2014 i 2015 Zn, Sr, Fe, Rb v roce

2015 i S. Kolize dat proběhla v roce 2014, kdy v situaci poklesu hodnot směrem s nárůstem dní byla koncentrace Cu, S, a Cr na zájmových lokalitách vyšší.

Tabulka 40 *Konfrontace dat z lokality Hadůvka s daty o prvkové dynamice v listech Fagus silvatica jak je uvádí Tyler a Olsson (2006)*

Trend růst/poklesu hodnot	Tyler a Olsson (2006)	Listy stromů	
		2014	2015
Jaro < podzim	Zn	<u>Zn</u>	<u>Zn</u>
	Sr	<u>Sr</u>	<u>Sr</u>
	Mn	<u>Mn</u>	<u>Mn</u>
	Fe	Fe	Fe
	Mo	<u>Mo</u>	Mo
	Zr	Zr	Zr
Jaro > podzim	Rb	Rb	Rb
	Ni	<u>Ni</u>	<u>Ni</u>
	Cu	Cu	Cu
	S	S	<u>S</u>
	Cr	Cr	Cr

Pozn: Zeleně – průměr sumy prvků nalezených shodně s prvkovou dynamikou podle Tyler a Olsson (2006); červeně - průměr sumy prvků nalezených neshodně s prvkovou dynamikou podle Tyler a Olsson (2006); šedě – prvky, které nebyly hodnoceny z důvodu velkého počtu nulových hodnot; podtrženo – statisticky významný rozdíl mezi jarem a podzimem za daný rok

Úvodní popis tabulky se shoduje s úvodem k Tabulka 39, kde je popsán charekter dat autorů Tyler a Olsson (2016), se kterými jsou hodnoty ze zájmových lokalit konfrontovány.

Tak jako v případě lokality NED jsou na lokalitě HAD Zn, Mn, Cu a Cr prvky se statisticky významným rozdílem mezi jarem a podzimem. V roce 2014 i 2015 je oproti lokalitě NED na lokalitě HAD nalezen statisticky významný rozdíl u Ni a S i v roce 2014. Prvky s vyššími hodnotami na podzim na lokalitě HAD jsou shodně nalezeny v souladu s Tyler a Olsson (2016), a to jsou Zn, Sr, Mn a Fe. V roce 2015 na lokalitě HAD se jedná pouze o prvky Sr a Mn, jelikož zbytek prvků nebylo možné spolehlivě vyhodnotit.

Společně na lokalitě NED i HAD byly v konfliktu s Tyler a Olsson (2016) nalezeny na jaře vyšší hodnoty Cu, S a Cr než na podzim. V případě HAD se jedná i o konflikt s hodnotou Rb.

Z toho vyplývá, že se lokality ve většině případů shodují s výzkumem Tyler a Olsson (2016), přičemž velmi podobné je i rozložení „jaro < podzim“ a „jaro >

podzim“. Pouze rok 2015 na lokalitě HAD byl co do zásoby interpretovatelných dat slabší než stejné období na lokalitě NED.

Zásoba kovů v listech tedy podle měření na zájmových lokalitách stoupá vyjma rubidia a Ni. Zásoba síry v listech je v podzimním období nižší než v jarním. Listnatý strom tedy vydá opadem méně síry, než přijme z prostředí. Tím během své existence může působit jako prostředek odjímání síry z půdního prostředí, a pozitivně upravovat (zvyšovat hodnoty) pH, a tak přispět k imobilizaci kovů v prostředí.

7.3 Role lesa v okyselování prostředí a mobilitu kovů na zájmových lokalitách

Kyselé prostředí, vyšší dotace síry do prostředí (Hemmaty et al., 2012; Hruška et al., 2009), zvyšuje rozpustnost a mobilitu kovů v půdě i sedimentech, zvyšuje jejich toxicitu a zpřístupňuje je pro rostliny, jedná se zejména o Mn, Cr, Se, Co, Pb, As, Ni, Zn, U a Cu (Harter 1983; Sandifer a Hopkin 1996; Trčková a Raimanová, 2007; Violante et al., 2010). Koncentrace síry v sedimentech proto může být jedním z určujících faktorů aktivace (mobilizace) kontaminantů v sedimentech a jejich dalšího transportu v prostředí.

Na rozdíl od depozic síry, kdy je hlavní imisní faktor okyselování prostředí SO_2 , původem z atmosférického spadu, je na zájmových lokalitách imisní faktor SO_4 dotován do prostředí ve formě roztoku z výpustních profilů. Okyselování je jev, který má kumulativní účinek a projeví se až za desetiletí (Hruška, 2009). V případě těžby uranu na Dolní Rožínce se jedná o dobu od roku 1968 do současnosti (Toman a Ježová, 2007).

Hruška et al. (2009) uvádí, že prvky Ca, Mg, K a částečně Na (bazické kationty) jsou po určitou dobu schopny vyrovnávat (neutralizovat) depozici síry (z atmosféry). Dále uvádí, že jsou tyto prvky vlivem atmosférických depozic (SO_2) odplavovány z půdy do podzemních a povrchových vod.

Podobný princip se uplatňuje i v říčním prostředí zájmových lokalit, nejvíce patrný je na lokalitě Nedvědička. Jak již bylo uvedeno výše, zájmové lokality jsou postiženy vysokými dotacemi síry z výpustních profilů čištěných vod z provozu dolu a odkalovacích nádrží na Rožné. Dotací vysokých obsahů síry do vodního toku zájmových lokalit bylo docíleno vyplavení vápníku a draslíku z říčních sedimentů. I vzhledem k tomu, že mezi zájmovými lokalitami nebyl zjištěn statistický rozdíl v obsahu síry v sedimentech, tak výrazně nižší pH (až o 1 stupeň) sedimentů bylo zjištěno na lokalitě Nedvědička (lokalita s probíhající těžbou).

Nízké pH sedimentů Nedvědičky, i vzhledem k podobným hodnotám síry v sedimentech obou toků, je vysvětlitelné právě úbytkem Ca v sedimentech Nedvědičky. Na lokalitě Nedvědička je průměrný obsah vápníku v sedimentech $9\,466.30\text{ mg.kg}^{-1}$, na lokalitě Hadůvka jsou obsahy prvku výrazně vyšší. Průměrný obsah vápníku v sedimentech Hadůvky je $19\,307.30\text{ mg.kg}^{-1}$. Vápník jako prvek s největším vlivem na úpravu pH vůči překyselení prostředí (Hruška, 2009), má v hodnotě průměru více jak o 100 % vyšší koncentraci na lokalitě Hadůvka. Tento fakt poskytuje vysvětlení vyššího pH na lokalitě Hadůvka i za statutu toho, že rozdíl obsahu síry není mezi lokalitami v sedimentech statisticky významný.

Otázkou je příčina úbytku Ca ze sedimentů a možný vliv lesa na tento negativní stav. Získané informace naznačují tomu, že primární vliv na vyplavení Ca ze sedimentů je způsoben historicky vysokými dotacemi síry z výpustních profilů na říčce Nedvědičce. Říčka Hadůvka takto výrazně zasažena nebyla, jelikož rudnina vytěžená v dole Olší byla přepravována na chemickou úpravnu v Dolní Rožince, kde byla zpracována, přičemž recipientem znečištění síranů (z čištěných technologických vod) nebyla řeka Hadůvka (kde byla rudnina vytěžena) nýbrž Nedvědička. Od roku 1996, kdy byla vystavěna ČDV Olší - Drahonín je recipientem síranového znečištění i Hadůvka.

Ke zvýšení koncentrace síranů, železa, manganu a dalších složek došlo v dole Olší až po jeho uzavření a vystoupaní hladiny podzemní vody na úroveň dědičné štoly. Minerály jako např. pyrit (FeS_2) přestaly být oxidovány vzdušným kyslíkem, čímž se snížil přísun chemických prvků uvolněných oxidací těchto minerálů v čase. Na druhou stranu ale veškeré kontaminanty, které byly pravidelně promývány srážkovou vodou (ta ředila vody pórové), byly v případě zaplavení dolu koncentrovány (Kalous et al., 2016).

Situace, ke které za desetiletí provozu chemické úpravny na Rožné nastala, tj. nízký obsah Ca a nízké pH, mohla být zmírněna vhodnou dřevinnou skladbou lesa a způsobem hospodaření. Situace na lokalitě Nedvědička je o to složitější, že vliv lesa je eliminován železničním náspem na pravé straně toku a silničním náspem na levé straně toku (směrem po proudu). Železnice i silnice tvoří hydrogeologickou i hydrologickou bariéru, která neumožní průnik průsakových vod ani splachu z povrchu do vodního toku. Vliv lesa na chemismus toku Nedvědička a sekundárně na prvkovou bilanci stromové i podrostní biomasy je tím eliminován. Tento fakt je pozitivní ve smyslu současné dřevinné skladby, na lesních plochách podél toku Nedvědičky dominuje smrk s borovicí (sm + bo v různém poměru 85-100 %), která je co do úpravy pH půdy

i říčních sedimentů naprosto nevhodná. V aluviu Nedvědičky jsou mezi železnicí a silnicí hospodářské louky (pro produkci sena). Luční porosty jsou vhodnější než smrkové a borové porosty ve smyslu snížení acidifikace prostředí. V Kapitole 6.4 bude rozebráno vhodné hospodaření na loukách podél toku Nedvědičky.

Na lokalitě Nedvědička je vliv lesa na okyselování prostředí vyloučen z důvodu hydrogeologických a hydrologických bariér podél toku. Lokalita Hadůvka již takto omezena není, přičemž les přímo přechází v břehové porosty toku. Ve smyslu rozložení hodnot S, Ca, K a pH mezi horním, středním a spodním tokem nebyl nalezen statisticky významný rozdíl ani u jednoho prvku ve vzorcích sušených listů, sušených vzorků bylinného patra a sedimentu. Lze tedy konstatovat, že les v současné podobě nemá vliv na okyselování toku v rámci jeho jednotlivých úseků. Důvodem je značná homogenita lesních porostů podél toku. Listnaté dřeviny, které by mohly diverzifikovat rozložení Ca a pH v průběhu toku, jsou zastoupeny jen ve velmi omezené míře. Na 48 plochách – etážích porostu (53,79 ha) přímo přiléhající na tok Hadůvky dominuje 58.40 % smrk ztepilý (*Picea abies*), 24.87 % borovice lesní (*Pinus sylvestris*) a 2.89 % jedle bělokorá (*Abies alba*). Les působí na tok Nedvědičky jako na celek negativně. Vzhledem k vysokému podílu jehličnanů v porostu les v současné podobě prohlubuje riziko mobilizaci chemických prvků z dnových sedimentů.

Způsob hospodaření v porostu je dalším faktorem, který působí na okyselování prostředí zájmových lokalit. V současné době se na lesních porostech podél Nedvědičky a Hadůvky hospodaří holosečným způsobem (ÚHÚL, 2016), kdy dochází k vykácení a odvozu dřevní hmoty včetně větví (spáleny nebo odvezeny na štěpku). Tento způsob hospodaření způsobuje ztrátu bazických kationtů (Ca, K, Mg a Na), které jinak vyrovnávají pH půdy (Hruška, 2009) a jsou tak schopny sekundárně ovlivňovat i pH v toku a sedimentech (Hruška et al., 2006). Přičemž ponecháním větví na místě lze snížit ztrátu Ca a Mg až o 40 % (Hruška a Cienciala, 2005), Klíma (2001) uvádí při ponechání větví a kůry na místě těžby sníží ztrátu Ca o 23 % a o 19 % Mg. S vytěženým dřevem odchází z ekosystému velké množství těchto prvků, které se v něm hromadily desítky let (podle obmýtí až 110 sm), a které měly být v ideálním případě pro zachování přírodní rovnováhy vráceny zpět do ekosystému prostřednictvím mrtvého dřeva.

Přestože obsah síry v sedimentech mezi oběma toky nevykazuje statistický rozdíl, koncentrace síry v sušených listech stromů je výrazně vyšší na lokalitě Nedvědička (statisticky významný rozdíl byl zaznamenán ve třech sledovaných časových úsecích ze čtyř), v sušených vzorcích bylinného patra je nalezen významný

statistický rozdíl ve dvou ze čtyř sledovaných časových úseků, přičemž vyšší koncentrace v těchto případech byly nalezeny na lokalitě Nedvědička (zbylé dva časové úseky si byly co do hodnot síry velmi podobné).

Tento stav působí jako anomální vzhledem k podobným koncentracím síranů ve vodách vypuštěných z výpustních profilů ČDV do Nedvědičky (650.00-713.00 mg.l⁻¹; Hudcová et al. 2012) a Hadůvky (540.00-740.00 mg.l⁻¹; GEAM, 2014). GEAM (2014) uvádí koncentraci síranů na měřícím profilu NERO (Nedvědička - profil v obci Rožná) v rozmezí 81.00-150.00 mg.kg⁻¹ (Ø 118.00 mg.kg⁻¹) tento profil se nachází 1 500.00 m od vtoku čištěných vod Rožná-Dvořiště. Hudcová et al. (2012) uvádí hodnoty síranů na profilech Nedvědička-Divišov 24.60 mg.kg⁻¹ (nad zdrojem znečištění, pozadový profil), Nedvědička-Rozsochy 32.70 mg.kg⁻¹ (nad zdrojem znečištění, pozadový profil), Nedvědička-Rožná 125.00 mg.kg⁻¹ a Nedvědička (ústí) - Nedvědice 107.00 mg.kg⁻¹. Na lokalitě Hadůvka, profil HAD-3 uvádí GEAM (2014) koncentrace síranů 110.00-140.00 mg.kg⁻¹ (pozadový profil) a na profilu HAD 4 82.00-520.00 mg.kg⁻¹, Ø 368.00 mg.kg⁻¹ (150.00 m pod ČDV Olší - Drahonín). Vysoké koncentrace na Hadůvce jsou dány s velkou pravděpodobností blízkostí odběrového místa výpustnímu profilu ČDV Olší -Drahonín. Nejnižší hodnoty na Nedvědičce jsou v průměru 3x nižší než na Hadůvce, ale měřeny byly ve vzdálenosti 10x větší od výpustního profilu kontaminovaných vod ze ČDV Rožná. I když hodnoty vypouštěné do toků jsou podobné, tak objem vypouštěných odpadních vod je výrazně vyšší na lokalitě Nedvědička (čištěné důlní: 1 329 417 m³/rok; průsakové: 89 993 m³/rok) než na lokalitě Hadůvka (čištěné důlní: 160 473 m³/rok; průsakové: 12 728 m³/rok) (Váša et al., 2014). Poměr objemu vypouštěných vod znečištěných sírany je 8.2:1 (NED:HAD). Sířany jsou tak mnohem lépe pro stromy i bylinné patro dosažitelné.

7.4 Současné směřování a návrh budoucího hospodaření na pozemcích

V povodí Hadůvky dominuje cílový hospodářský soubor 43 tj. hospodářství kyselých stanovišť středních poloh. Zaujímá na středním a spodním toku Hadůvky více jak 50 % její délky. Cílová skladba HS 43 by měla směřovat k bk 6-7, md 2 a db (sm) 1-2 (60-70 % buku, 20 % modřínu a 10-20 % dubu nebo smrku). Navrhovaný způsob obnovy je zde podle charakteristiky příslušného HS clonná obnova, přičemž je zde kladen důraz na přirozenou obnovu buku v porostech s jeho převahou (UZPL, 2016) Jedná se o opak stavu, který je v současné době na zájmové lokalitě. Porosty jehličnanů

zaujímají 86.17 % rozlohy etází přiléhajících přímo na tok Hadůvky, přičemž podle HS by neměly přesáhnout 20 %.

Současný stav porostů na lokalitě Hadůvka s jistotou směřuje k mobilizaci kovů z dnových sedimentů a jejich distribuci do ekosystému tak, jak se tomu děje v případě lokality Nedvědička. V současné době obsahy většiny kovů v sušených vzorcích listů jsou vyšší na lokalitě Nedvědička (v případech, kdy byl zjištěn statistický rozdíl), hodnoty na časových úsecích, kde nebyl statistický rozdíl zjištěn, jsou velmi podobné. V případě sušených vzorků bylinného patra již není tak viditelná dominance Nedvědičky, hodnoty kovů jsou velmi vyrovnané na obou lokalitách (Tabulky 31-34). Rovněž jako v případě sušených vzorků listů, tak i ve vzorcích bylinné vegetace při zjištění statistického rozdílu, jsou vyšší koncentrace zjištěny na lokalitě Nedvědička. Hodnoty jednotlivých měřených prvků na Hadůvce budou v horizontu několika desetiletí vyrovnávat hodnoty Nedvědičky.

Nevhodnost současných porostů na zájmové lokalitě Hadůvka dokládá i lesní typ, který je zde určen. Převládajícím lesním typem je typ 3S (svěží dubová bučina), vyskytuje se ve více jak v 50% zastoupení na horním, středním a spodním toku na pravém břehu a javorová jasenina (3U) a lipová javořina (3J) na levém břehu. Jako související se vyskytují kyselá dubová bučina (3K), obohacená dubová bučina (3D) a lipová javořina (3J). Cílová skladba podle převládajícího HS 43 bk6-7, md2, db (sm) 1-2 (Plíva, 1987), cílová skladba podle SLT 3S sm6, jd1, bk2, md1, lp; BS – sm4, jd5, bk4 - 5, md3 – 4, na živných stanovištích db7, bk (lp)2, md1 (HS 25) a přirozená skladba bk6, db3, lp1, hb (ÚHÚL, 2016). Přirozená skladba SLT 3U je js4, bk3, jd2, jv1, sm, db a SLT 3J bk4, lp3, jv2, jd1, jl, hb, db, js.

Šancí na zlepšení současného nepříznivého stavu na zájmových lokalitách je změna druhové skladby porostů z dominance jehličnanů na porosty s převahou listnatých stromů. Princip opatření vychází ze základního poznatku, jak uvádí Blum (2007), Hruška a Cienciala (2005) a Houška (2009), že nevhodná dřevinná skladba má vliv na pH půdy a konkrétně smrková monokultura okyseluje půdu (Houška, 2009). Kacálek et al. (2010) uvádí zvýšení pH na 12letých porostech buku o 0.90, Hruška a Cienciala (2005) uvádí průměrné zvýšení pH u listnatých lesů oproti smrkovým porostům o 0.70 a maximálně až o 1.40. Jak uvádí Spur a Barnes (1980), listnaté dřeviny jsou schopny za dobu jednoho obmýtí z podloží a půdy vyčerpat 3x až 4x více živin než porosty jehličnanů. Takto vyčerpané živiny jsou poté ve formě opadu opět vráceny do ekosystému. Listnaté stromy jsou tak schopny efektivněji čerpat živiny

z hloubek, které jsou pro jehličnaté stromy těžce dostupné. Dalším velmi důležitým faktorem, jak uvádí Hruška a Cienciala (2005) jsou organické látky v půdě, které působí pozitivně na imobilizaci těžkých kovů. Těžké kovy jsou vázány do organických sloučenin, které jsou nepřístupné pro rostliny. Tento fakt je významný, jelikož jak je uvedeno v Kapitole 6.3, listy příbřežní vegetace zejména na lokalitě Nedvědička jsou nabohaceny kovy (i těžkými kovy), které se z kontaminovaných vod a sedimentů toku dostávají prostřednictvím opadu do terestrické části ekosystému. Celkově se tak jedná o dvojí účinek výstavby porostu, kdy je očekávána imobilizace kontaminantů v toku vlivem snížení jeho pH a současně jejich imobilizaci mimo samotné řečiště jejich vazbou na organickou hmotu i samotným snížením pH půdního profilu.

Na lokalitě Nedvědička je účelné využít pozemky, které v současné době slouží jako produkční louky, a převést je na lesní pozemky. Podle návrhu, který je zpracován autorem této disertační práce, se jedná celkem o 42 ploch o celkové výměře 157.89 ha. Velké množství ploch je dáno metodikou jejich určení, kdy byla cestní síť nižších tříd (neoznačené polní cesty), drobné vodní toky a stávající porosty použity jako hranice jednotlivých pozemků. Tyto nově vybrané plochy na lokalitě Nedvědička jsou situovány mezi železniční a silniční násep, tj. v místech bez ovlivnění současných zapojených porostů lesa. Dietrich (1963) a Peřina (1960), uvádí dotaci opadu z bukového porostu 33 662.00-7 889.00 kg.ha⁻¹ opadu. Rozpětí je dáno stářím porostu a podmínkami stanoviště. Ve smrkových porostech autoři uvádí 3 214 kg.ha⁻¹ opadu. Kacálek et al. (2010), uvádí pro 12letý bukový porost obsah Ca v bukovém opadu 4 959.20 mg.kg⁻¹ a 2 625.60 mg.kg⁻¹ pro smrkový porost. Obsahy Mg uvádí 690.80 mg.kg⁻¹ pro bukový porost a 380.40 mg.kg⁻¹ pro smrkový porost. Bukový porost ve dvanácti letech, podle obsahu Ca a Mg, jak uvádí Kacálek et al. (2010) při množství opadu, jak jej uvádí Dietrich (1963) a Peřina (1960), je schopen dotovat ekosystém o rozloze 82.64 ha 1 500.86-3 233.29 kg Ca a 209.07-450.39 kg Mg. Poměr Ca (mg.kg⁻¹) v opadu mezi bukem a smrkem je 2.13-4.58 : 1 u Mg poté 2.07-4.46 : 1 (vypočteno podle Kacálek et al., 2010).

Vhodným způsobem na takto nově založených pozemcích, je podle výše uvedených poznatků hospodaření takové, které by eliminovalo ztrátu bazických kationtů a vhodně upravilo pH. Proto navrhuji, aby nově vzniklé lesy byly zařazeny mezi ochranné, nebo lesy zvláštního určení podle zákona č. 289/1995 Sb., o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon) § 36. Na takto vzniklých pozemcích bude vhodné aplikovat bezzásahové hospodaření, které by respektovalo

principy fungování pralesního ekosystému. V případě nutnosti těžebních zásahů je účelné aplikovat pouze výběrovou těžbu tak, aby nedošlo k akutní změně podmínek stanoviště, které vedou, jak uvádí Baláž et al. (2008) k celkově negativním změnám v ekosystému ve vztahu k mobilizaci a transportu kontaminantů.

Změna druhového složení porostů a způsobu hospodaření je účelná i na lokalitě Hadůvka. Význam přestavby porostů na lokalitě Hadůvka vzhledem k vysokému potenciálu porostů listnatých dřevin imobilizovat kontaminanty v ekosystému je dána, i jak uvádí Souček a Tesař (2008) naléhavostí přestavby porostů v jednotlivých hospodářských souborech. HS 43, tj. HS, který převládá na středním a spodním toku pravého břehu Hadůvky je řazen jako středně naléhavý na přestavbu. Jak dále Souček a Tesař (2008) uvádí, jedná se o stanoviště se sníženou porostní stabilitou mimo přirozený areál výskytu smrku. Řadí se sem i HS 41, které zabírá více jak 50 % plochy přiléhající k vrchnímu toku. HS 19 převažuje na středním toku Hadůvky a HS 45 na spodním toku. Jedná se o HS s vysokou naléhavostí přestavby mimo areál přirozeného výskytu smrku, na kterých je smrkové hospodářství trvale neudržitelné. Vzhledem k dominanci smrku na lesních pozemcích lokality Hadůvka je přestavba porostů nutná. HS 59, 71, 73 a 77, u kterých přestavba není nutná, se na lokalitě Hadůvka nevyskytují.

Na lokalitě Hadůvka bylo autorem této disertační práce určeno k přestavbě celkem 60 ploch HS o celkové rozloze 610.693 ha. Aktivní plocha, která je ohraničena vrstevnicemi z východu a ze západu, ze severu silniční sítí a na jihu řekou Loučkou, má rozlohu 481.759 ha. Aktivní plochou rozumíme plochu, na které je druhová skladba lesa schopna pozitivně působit na imobilizaci polutantů z těžby v ekosystému. Dvanáctiletý bukový porost je schopen podle Kacálek et al. (2010) při množství opadu jak jej uvádí Dietrich (1963) a Peřina (1960), na ploše 481.759 ha uvést do prostředí 8 749.00-18 846.41 kg.ha⁻¹ vápníku a 1 218.71-2 625.44 kg.ha⁻¹ hořčíku. Poměr mezi smrkovou monokulturou a bukového lesem je ve prospěch bukového lesa v produkci Ca 2.13-4.58 : 1 a v produkci Mg 2.07-4.46 : 1.

7.5 Přestavba lesních ekosystémů jako alternativa vápnění lesů

Změna managementu hospodaření a změna druhé skladby porostů směrem k dominanci listnatých dřevin může být vhodnou alternativou vápnění. Vápnění je metoda, kterou lze zvýšit pH půdy. Účinky vápnění jsou krátkodobé, je nutné je opakovat. Metoda vápnění je sporná i svými vedlejšími vlivy na lesní prostředí (Deromea a Saarsalmi, 1999).

Negativní vlivy vápnění jsou především aktivace mikrobiální činnosti v půdě, která vede ke zvýšené spotřebě až vyčerpání podstatné části N a K z půdy, které poté chybí k výživě stromů (Ouimet a Moore, 2015). Praktický příklad uvádí Deromea a Saarsalmi (1999), po provedení vápnění s různým obsahem dolomitu (dávka hnojiva s dolomitem $2\ 000\ \text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) s obsahem vápníku v dávce 420.00, 98.00 a $315.00\ \text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ a 100.00, 61.00 a $50.00\ \text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ hořčíku, byla hodnota pH po pěti letech na téměř totožné úrovni. Z grafů, které tito autoři dále uvádí ve výsledcích je zřejmé, že i přes prvotní snížení obsahu kontaminantů v půdě, zejména obsahy Zn, Ni a Cu opět vzrůstají.

Dávku $420.00\ \text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ Ca aplikovanou vápněním (Deromea a Saarsalmi, 1999) dosáhneme dotací ze zapojeného 12letého bukového porostu (vypočteno podle Kacálek et al., 2010, Dietrich, 1963 a Peřina, 1960) za 11-23 let, dávku $315\ \text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ za 8-17 let, dávku Ca $98\ \text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ za 3-5 let. Zdlouhavější uvolňování z opadu je záležitostí hořčíku. Dávku $61\ \text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ Mg dosáhneme za 11-24 let a dávku $50\ \text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ za 9-19 let. Změna druhové skladby porostů má vůči vápnění výhodu dlouhotrvajícího účinku na prostředí, přičemž vápnění je nutné pro udržení požadované efektu, snížení pH a imobilizaci kovů v prostředí, pravidelně opakovat. Tento fakt může představovat pro správce (majitele) lesů značnou finanční zátěž.

7.6 Povodňová rizika ve vztahu k šíření kontaminace do aluviálního prostředí toku Nedvědičky

Prospěšnost přestavby porostů a výsadby lesů s převahou listnatých dřevin je aktuální vzhledem k povodňovým rizikům v zájmovém území toku Nedvědičky. Povodňová rizika se vztahují na průtoky Q100 (tj. aktuální průtok dosažený nebo překročený v průměru 1x za 100 let; ČHMÚ, 2016) (Obrázek 24, Obrázek 25). Povodňové vody při průtocích Q5 a Q20 břehy toku neopouští.

Riziko kontaminace prostředí spočívá v usazení povodňových sedimentů kontaminovaných kovy z těžby surovin zejména na zemědělsky využívaných plochách (Foulds et al. 2014, Mayes et al., 2013, Miller 1997). Za rizikové prvky v sedimentech Nedvědičky ve vztahu k přechodu do vyšších stupňů potravního řetězce lze označit U, Zn a Al, které jsou ve vysokých koncentracích v kombinaci s nízkým pH schopny transportu do rostlinné hmoty (Zekri a Obreza 2015, Saenen et al. 2015, Sánchez a Thorne, 2014, Bargagli et al., 2002, Shen a Ma, 2001), a tím dále přecházet do hospodářských zvířat, nebo přímo do lidského organismu konzumací zemědělských plodin na takto postižených plochách. Vysoké riziko transportu polutantů

z povodňových sedimentů do potravního řetězce uvádí i Foulds et al. (2014). Ten dokumentuje závažné kontaminace produkčních lučních porostů povodňovými sedimenty na lokalitě těžby kovů ve Walesu (Anglie), kdy bylo ve vzorcích senáže nalezeno až $1\,900.00\text{ mg.kg}^{-1}$ Pb. Tato situace vedla k hynutí dobytka (otrava olovem), který takto kontaminovu siláž pozřel.

Pozemky ohrožené povodňovými průtoky Q100 jsou podle katastru nemovitostí (ČZÚK, 2016) definované jako trvalý travní porost (TTP), lesní pozemek a ostatní plochy (rekreační objekty, sportoviště, aj.), zastavěná plocha a nádvoří, dále zahrada. Parcely ohrožené průtoky Q100 jsou ve většině zařazeny v katastru nemovitostí a využívány jako TTP. Celková plocha zájmového území ohrožená povodňovými průtoky Q100 je 60,30 ha. Tyto ohrožené plochy se překrývají s plochami navrhovaných výsadeb. Lesní porosty namísto TTP znemožní přenos kontaminace do vyšších stupňů potravního řetězce, zejména do hospodářských zvířat a to prostřednictvím pastvy nebo konzumací senáže nebo sena vyrobeného z biomasy TTP.

Kontaminace prostředí může být potenciální faktor působící jako možný důvod pro environmentální migraci nebo případných adaptačních opatření domácností na zvýšené riziko povodní. Jak uvádí Duží et al. (2015) na případové studii provedené v povodí řeky Bečvy, opatření domácností ke snížení dopadů povodní je velmi nízký a s přibývajícím jedním výškovým metrem založení domu vůči terénu se přijatá protipovodňová opatření domácností snižují o 20 %. Vikhrov et al. (2014) uvádí zvýšenou potřebu domácností v povodí řeky Bečvy dojíždět větší vzdálenost za prací jako prostředek k dosažení lepší mzdy v oblastech postižených nebo potenciálně ohrožených povodněmi. Trend hledání si lépe placeného zaměstnání u obyvatel v zónách ohrožení povodňovými průtoky (Q100, Q20, Q05) připisuje Vikhrov et al. (2014) potřebě domácností být lépe finančně zabezpečeni v případě nutnosti investic spojených se zaplavením jejich majetku. Možnost zaplavení obytných budov a zahrad hrozí části staveb v obci Věžná a Rožná. Podle vlastního pozorování (nepublikovaná data) při provádění výzkumu v povodí Bečvy byla kontaminace prostředí vlivem povodní, kterou uváděli respondenti při dotazníkovém šetření, jedním z faktorů působících v rozhodovacím procesu environmentální migrace.

8 SOUHRN ZÍSKANÝCH POZNATKŮ

8.1 Souhrn prvkového rozložení mezi horním, středním a spodním tokem zájmových lokalit

- Ve vzorcích bylinného patra, listů ze stromů a sedimentu na lokalitách Hadůvka a Nedvědička statisticky významný rozdíl mezi horním, středním a spodním tokem nebyl ani u jednoho z prvků nalezen.
- Vzhledem k monotonnímu charakteru lesního porostu (smrkové monokultury) les působí na povodí jako na celek, nikoliv na jeho jednotlivé části.
 - o Smrkové monokultury negativně upravují pH, což sekundárně může vést k mobilizaci kovů v prostředí

8.2 Souhrn prvkové bilance nalezených prvků lokalit Nedvědička a Hadůvka

- Metodou XRF byly ve fytomase detekovány prvky Al, Cl, Cu, Cr, Fe, Mn, Mo, Ni, Rb, S, Sr, U, Zn a Zr.
- Vyšší suma prvků byla častěji nalezena na lokalitě Nedvědička. Na lokalitě Hadůvka byl vyšší počet prvků ve vzorcích listů ze stromů nalezen pouze v jednom případě v úseku jaro 2014.
- Ve vzorcích bylinného patra byla větší suma prvků častěji nalezena na lokalitě Nedvědička, lokalita Hadůvka tak jako v případě listů dřevin vykazovala vyšší sumu prvků v úseku jako 2014.
- Celkově více prvků bylo nalezeno v roce 2014 než v roce 2015.
- Nalezené prvky vykazovaly v porovnání s dostupnou literaturou vysoké hodnoty zejména v parametrech maxima a ve značné části případů i v parametrech průměru (Kap. 6.1.1, 6.1.2, 6.1.2.1-11). Nalezené hodnoty jednotlivých prvků z velké části odpovídají (v parametrech průměru a maxima) hodnotám z lokalit (jak uvádí literatura) zatížených vyššími depozicemi těchto prvků původem antropogenní činnosti (těžba, průmysl).
- Vyšší koncentrace prvků byly v listech stromů, bylinném materiálu a sedimentu častěji detekovány na lokalitě Nedvědička než na lokalitě Hadůvka.

- Výsledky ICP-OES ukázaly vysoké hodnoty uranu (až 34.86 mg.kg⁻¹) na lokalitě Hadůvka. Lokalita Nedvědička vykazovala hodnoty nižší a ve srovnání s lokalitou Hadůvka pouze na 65 % vzorků.
- Nižší pH sedimentů bylo nalezeno na lokalitě Nedvědička Ø 5.23 KCl, 5.82 H₂O, hodnoty na lokalitě Hadůvka byly u KCl o 1.5 a H₂O o 1.21 vyšší.

8.3 Vyhodnocení rozdílů mezi listy ze stromů, bylinným patrem a sedimentem

- Významný statistický rozdíl mezi vzorky bylinného patra, sedimentem a listy ze stromů je pozorovatelný zejména ve vztahu biomasy a sedimentu.
 - o Na lokalitě Nedvědička byl rozdíl mezi bylinným patrem a listy ze stromů nalezen pouze u Cl, Sr a Mo. Žádné rozdíly mezi biomasou a sedimentem celkově nebyly detekovány u Mn, Zn, Ni a Cr.
 - o Na lokalitě Hadůvka významný statistický rozdíl byl nalezen mezi listy a bylinným patrem pouze u Zr. Na Hadůvce jsou hodnoty celkově vyrovnanější a statisticky významný rozdíl nebyl nalezen u Mn, Zn, Rb, Sr, Mo a Ni.

8.4 Souhrn z hodnocení prvkové dynamiky zájmových lokalit

- Mezi prvky S, Cl, Mn, Fe, Cu, Zn, Rb, Sr, Cr, Mo, Zr, Ni byl nalezen významný statistický rozdíl souhrnně z analyzované biomasy za období jaro 2014, podzim 2014, jaro 2015 a podzim 2015.
- Konkrétnější statistické analýzy listů ze stromů z lokality Nedvědička ukazují mezisezónní dynamiku (tj. významný statistický rozdíl mezi jarem a podzimem) v roce 2014 u Cl, Mn, Cu, Zn, Sr a Cr. V roce 2015 se jednalo pouze o S. Prvky, u kterých nebyl zjištěn žádný statistický rozdíl mezisezónní ani meziroční jsou Ni, Zr a Fe.
- Vzorky bylinného patra na lokalitě Nedvědička vykazují mezisezónní dynamiku v roce 2014 u Mn, Cu, Zn, Rb a Cr. V roce 2015 byla mezisezónní dynamika zaznamenána u Fe, Zn, Rb, Mo a Zr. Prvky, u kterých nebyl statisticky významný rozdíl mezi obdobími zaznamenána jsou S, Cl a Ni.
- Vzorky listů ze stromů na lokalitě Hadůvka vykazují mezisezónní dynamiku u prvků S, Mn, Cu, Zn, Sr, Cr, Mo a Ni v roce 2014. V roce 2015 je tento stav

znatelný pouze u S a Cl. Jedná se o podobné rozložení jako v roce 2014. Prvky bez nalezeného statistického rozdílu jsou Zr a Fe.

- Vzorke bylinného patra na lokalitě Hadůvka vykazují rozdíly mezisezónní u všech hodnocených prvků, tj. S, Cl, Mn, Fe, Cu, Zn, Rb, Sr, Cr, Mo, Zr a Ni v roce 2014, v roce 2015 se jednalo pouze o S a Sr. Nebyl nalezen prvek bez statistické významnosti mezi obdobími.
- V roce 2014 je znatelnější vyšší prvkový podíl v mezisezónní dynamice, v roce 2015 se tento rozdíl omezuje na výrazně menší počet prvků, zejména S. Tento jev je znatelnější u vzorků listů, než u vzorků bylinného patra.

9 DOPORUČENÍ PRO DALŠÍ ZAMĚŘENÍ VÝZKUMU PROBLEMATIKY DLOUHODOBĚ ÚČINNÉ IMOBILIZACE ZNEČIŠTĚNÍ KOVY V PROSTŘEDÍ POSTIŽENÝCH TĚŽBOU

- Výzkum na zájmových lokalitách je vhodné rozšířit o konkrétní realizace přestaveb lesních porostů, na kterých bude možné sledovat trendy koncentrací kovů v prostředí.
- Realizace pokusů s výsadbou rychle rostoucích listnatých dřevin, které jsou schopny dotovat ekosystém velkým objemem opadu tj. organické hmoty a bazických kationtů (Ca a K).

ZÁVĚR

Hlubinná těžba nerostných surovin představuje riziko kontaminace životního prostředí vysokými koncentracemi kovů, radionuklidů a provozních/technologických látek z těžby a úpravy rudniny. Přesto je těžba nerostných surovin nezbytným prvkem rozvoje dnešní civilizované společnosti, přičemž není žádoucí těžbu omezovat, nýbrž dbát na zodpovědné a udržitelné dodržování principů čistší produkce a ochrany životního prostředí.

Dizertační práce hodnotila lokality s ukončenou (důl Olší, recipient znečištění říčka Hadůvka) a probíhající těžbou uranu (důl Rožná, recipient znečištění říčka Nedvědička) v České republice. Na sušeném a karbonizovaném materiálu byly provedeny fytochemické analýzy listů ze stromů a bylinného patra v aluviu sledovaných toků a sedimentu v nich za použití metod XRF a ICP-OES spektrometrie. Bylo stanoveno pH sedimentů. V rámci návrhových opatření byla analyzována struktura porostu v kontextu jejího působení na šíření kovů v prostředí.

Cílem práce bylo vyhodnotit vliv lesa na šíření kontaminace v prostředí ve smyslu jeho působení na imobilizaci nebo aktivaci kovů a jejich dalšího šíření napříč ekosystémy. Tento cíl byl naplňován vyhodnocováním fytochemických analýz, které poskytly informaci o intenzitě a rozložení zatížení prostředí širokou škálou chemických prvků.

Výsledky ukázaly ve fytomase vysoké koncentrace Al, Cl, Cu, Cr, Fe, Mn, Mo, Ni, Rb, S, Sr, U, Zn a Zr, které jsou typické pro lokality s vysokými dopozicemi těchto prvků (těžební, průmyslové oblasti). Statisticky významná diferenciací rozložení kontaminace mezi grupy odběrových míst v rámci jedné lokality nebyla nalezena. Lesní porosty zájmové lokality, i vzhledem ke své homogenitě, nepůsobí na migraci kovů bodově na jednotlivých úsecích toku, nýbrž ovlivňují zájmové území jako celek. U velké části prvků byla nalezena významná sezónní dynamika.

Analýzou charakteru a struktury porostu zájmových lokalit bylo zjištěno jeho naprosto nevyhovující složení s převahou *Picea Abies*, který má negativní vliv na aciditu půdy a mobilizaci kovů v prostředí.

V rámci návrhových opatření byla na lokalitě Hadůvka navržena změna struktury porostu s preferencí *Fagus silvatica* a na lokalitě Nedvědička výsadby nových porostů s dominancí *Fagus silvatica*, ekologicky náležitých do dané oblasti.

Tato práce poukazuje na nutnost komplexní péče o těžební krajinu, která je realizovatelná pouze integrací širších složek státních struktur i soukromých subjektů.

SUMMARY

Underground mineral resource extraction poses a risk of contamination of the environment with high concentrations of metals, radionuclides and operational / technological materials from mining and processing of ore. Nevertheless, the mining of mineral resource is an indispensable element of today's civilized society, and it is not desirable to restrict mining but ensure responsible and sustainable compliance with the principles of cleaner production and environmental protection.

The dissertation thesis evaluated the localities end (mine Olší, recipient of Hadůvka river pollution) and ongoing uranium mining (mine Rožná, recipient of Nedvědička river pollution) in the Czech Republic. At the dried and carbonized material were carried phytochemical analysis of leaves from trees and herb layer of alluvium of monitored flows and sediments in it using methods XRF and ICP-MS OES spectrometry. There was established the pH of the sediments. Within the suggested measures was analyzed the structure of growth in the context of its impact on the spread of metals in the environment.

The aim of this thesis was to evaluate the impact of forests on the spread of contamination in the environment in terms of its effect on the immobilization or activation of metals and their further spread across ecosystems. This goal was accomplished by the evaluation of phytochemical analyzes that provided the information about the intensity and the spread of the load of environment with a wide range of chemical elements.

The results showed in phytomass high concentrations of Al, Cl, Cu, Cr, Fe, Mn, Mo, Ni, Rb, S, Sr, U, Zn and Zr, which are typical for locations with high dispositions of these elements (mining, industrial areas). Statistically significant differentiation of contamination distribution between levels among groups of sampling areas within a single area was not found. Woodlands of the location of interest, also due to its homogeneity, do not have the impact on the metal migration on individual sections of the flow but influence the area of interest as a whole. At the large part of the elements was found a significant seasonal dynamics.

By the analysis of the nature and structure of vegetation of interest areas was found an unsatisfactory composition with a predominance of *Picea Abies* which has

a negative impact on the acidity of the soil and the mobilization of metals in the environment.

Within the design measures was at the location of Hadůvka proposed a change in the structure of growth with a preference of *Fagus sylvatica* and at the location of Nedvědička a planting of new forests dominated by *Fagus sylvatica*, environmentally belonging to the given area.

This thesis thus highlights the need for comprehensive care for the mining landscape which is realizable only by integrating broader components of state structures and private entities.

LITERATURA

AKTAŞ H., ABAK K., ÖZTÜRK L., ÇAKMAK S., 2006. The Effect of Zinc on Growth and Shoot Concentrations of Sodium and Potassium in Pepper Plants under Salinity Stress. Turkish Journal of Agriculture and Forestry, 30. 407-412.

AMORÓS J.A., PÉREZ-DE-LOS-REYES C., GARCÍA-NAVARRO F.J., BRAVO S., HIGUERAS P., MORENO M., 2015. Comparison of Uptake Models for Strontium (Sr) and Barium (Ba) in Vine (*Vitis vinifera* L.) in Castilla-La Mancha (Spain). Geophysical Research Abstracts, 17.1.

BALÍK J., PAVLÍKOVÁ D., TLUSTOŠ P., SÝKORA K., ČERNÝ J., 2006. The fluctuation of molybdenum content in oilseed rape plants after the application of nitrogen and sulphur fertilizers. Plant soil environment, 52 (7). 301–307.

BARGAGLI A., MONACI F., AGNORELLI C., 2003. Oak leaves as accumulators of airborne elements in an area with geochemical and geothermal anomalies. Environmental Pollution, 124. 321-329.

BARKER A. V., D. J. PILBEAM., 2007. Handbook of plant nutrition. New York, Taylor and Francis. 773.

BERN C.R., CHADWICK O.A., HARTSHORN A.S., KHOMO L.M., CHOROVER J., 2011. A mass-balance model to separate and quantify colloidal and solute redistributions in soil. Chemical Geology, 282. 113–119.

BERNICK M.B., KALNICKY D.J., PRINCE G., SINGHVI R., 1995. Results of field-portable X-ray fluorescence analysis of metal contaminants in soil and sediment. Journal of Hazardous Materials, (43)1-2. 101-110.

BESSER J.M., KENNETH J. L., 1999. Toxicity of Metals in Water and Sediment to Aquatic Biota in Church S. E., Guerard P., Finger S.E., Integrated Investigations of Environmental Effects of Historical Mining in the Animas River Watershed. San Juan County. 14.

BÍNA J., 1980. Malá encyklopédia chemie. Bratislava: Obzor, n.p., 816 s. ISBN 65-052-80.

BLOEM E., HANEKLAUS L., SCHROETTER S., SCHNUNG E., 2000. Aspects of agronomical and physiological research on sulfur deficiency in agricultural crops. In De Kok L.J., Plant sulfur research in Europe. FAL, Braunschweig, Landbauforschung Volkenrode Londerheft, 2018. 11-15.

BLONSKY M.S., APPOLONI C.R., PARREIRA P.S., ARAGAO P.H.A., FILHOV.F.N., 2007. Elementary chemical analysis in leaves infected by fumagina by X-Ray fluorescence technique. Braz. arch. biol. technol. 50(5). On-line version http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1516-89132007000500013&lng=en&nrm=iso&tlng=en (accessed Apr 18, 2016).

BLUM W.E.H., 2007. Bodenkunde in Stichworten. Berlin, Schweizerbart science publishers. 176.

BOLIVAR S.L., SANDOVAL W.F., GALLIMORE D.L., TALCOTT C.L., MARTINEZ R.G., HENSLEY W.K., CHEADLE J.M., 1980. Uranium Hydrogeochemical and Stream Sediment Reconnaissance Data Release for the Cody NTMS Quadrangle, Wyoming, Including Concentrations of Forty-Two Additional Elements. Grand Junction. United States. Department of Energy. 147.

BREEMENA O., AFTALIONA M., BOWESA D. R., DUDEKA A., MÍSAŘA Z., POVONDRAA P., VRÁNAA S., 1982. Geochronological studies of the Bohemian massif, Czechoslovakia, and their significance in the evolution of Central Europe. Transactions of the Royal Society of Edinburgh, Earth Sciences, 73 (2). 67-87.

BREITER K., 2008. Durbachity třebíčského masivu ve vrtu Požd'átky V-5. Zprávy o geologických výzkumech v roce 2007. 143-147.

BROWN P.H., WELCH R. M., CARY E.E., 1987. Nickel: A Micronutrient Essential for Higher Plants'. Plant physiology, (85) 3. 801-803.

CIEĆKO Z., WYSZKOWSKI M., ROLKA E., 2011. Aluminium concentration in plants depending on soil contamination with cadmium. *Ecological Chemistry and Engineering*, 18 (12). 1641-1649.

CÍMALA Z., 1997. Po stopách průzkumu a těžby uranových ložisek na Moravě a východních Čechách [In the footsteps of exploration and mining of uranium deposits in Moravia and East Bohemia]. Dolní Rožínka, o.z. GEAM. 130.

CROMPTON T. R., 1996. *Analysis of Solids in Natural Waters*. Berlin, Springer. 271.

CUNDRLA J., 1989. Likvidace Rudý říjen OLŠÍ. Studie RŘO. Dolní Rožínka, DIAMO s. p. 46.

CUENCA G., HERRERA R., MÉRIDA T., 1991. Distribution of aluminium in accumulator plants by X-ray microanalysis in *Richeria grandis* Vahl leaves from a cloud forest in Venezuela. *Plant, Cell and Environment* (14) 4. 437-441.

CULEK M., GRULICH V., POVOLNÝ D., 1996. Biogeografické členění České republiky. Praha, Enigma. 347. ISBN 80 85368 80 3.

ČESKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV, 2005. Hydrologická ročenka České republiky 2004: hydrologická bilance jakosti vody [online] citováno 3. dubna 2016. Dostupné na World Wide Web: <<http://voda.chmi.cz/hr04/kap3.html>>

ČESKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV, 2006. Hydrologická ročenka České republiky 2005: hydrologická bilance jakosti vody. [online] citováno 3. dubna 2016. Dostupné na World Wide Web: z WWW: <<http://voda.chmi.cz/hr05/obsah/kap3.pdf>>

ČESKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV, 2007. Hydrologická ročenka České republiky 2006: hydrologická bilance jakosti vody. [online] citováno 3. dubna 2016. Dostupné na World Wide Web: <<http://voda.chmi.cz/hr06/obsah/kap3.pdf>>

ČESKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV, 2008. Hydrologická ročenka České republiky 2007: hydrologická bilance jakosti vody. [online] citováno 4. dubna 2016. Dostupné na World Wide Web: < <http://voda.chmi.cz/hr07/obsah/kap3.pdf>>

ČESKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV, 2009. Hydrologická ročenka České republiky 2008: hydrologická bilance jakosti vody. [online] citováno 4. dubna 2016. Dostupné na World Wide Web: < <http://voda.chmi.cz/roc08/pdf/kap3.pdf>>

DELGADO J.A., AMACHER M.C., 1997. Modeling the uptake the sulfur by crops on tree alluvial soils of Louisiana.: wheat. Communications in soil science and plant analyses, 28 (3-5). 225-236.

DEROME J., SAARSALMI A., 1999. The effect of liming and correction fertilisation on heavy metal and macronutrient concentrations in soil solution in heavy-metal polluted scots pine stands. Environmental Pollution, 104. 249–259.

DIETRICH H., 1963. Untersuchungen zum Nährstoffkreislauf von Fichtenbeständen im Osterzgebirge. Archiv für Forstwesen, 12. 1116 - 1136.

DIAMO, s. p., 1991¹. Biologická rekultivace odvalu jámy č. 1 Olší a odvalu a štoly č. 9. Dolní Rožínka, DIAMO s. p. 8.

DIAMO, s. p., 1991². Technická rekultivace odvalu Olší - jáma Olší. Dolní Rožínka, DIAMO s. p. 6.

DIAMO, s. p., 1990. Plán rekultivace odvalu Olší – biologická rekultivace. Dolní Rožínka, DIAMO s. p. 12.

DOBIÁŠOVÁ H., 1987. Uranové doly Dolní Rožínka 1957 – 1987. Dolní Rožínka, Uranové doly, koncernový podnik. 80.

DOGAN Y., UNVER M. C., UGULU I., CALIS M., DURKAN N., 2014. Heavy metal accumulation in the bark and leaves of *Juglans regia* planted in Artvin City, Turkey. Biotechnol Biotechnol Equipment, 28. 643–649.

DOUSHANOV D. L., 2014. Control of Pollution in the Iron and Steel Industry. Pollution control technologies, 3. 25.

EL-SHEIKH A.M., ULRICH A., 1970. Interactions of rubidium, sodium, and potassium on the nutrition of sugar beet plants, 46.645-649.

EHRENBERGER V., 1984. Československá ložiska uranu. Praha, Státní nakladatelství technické literatury. 365.

FECENKO J., LOŽEK O., 2000. Výživa a hnojení polních plodin. Nitra, SPU v Nitre. 452.

FERGUSON L., GRAFTON-CARDWELL E., 2014. Citrus Production Manual. University of California Agriculture and Natural Resources. 434.

FERRAND E., DUMAT C., LECLERC-CESSAC E., BENEDETTI M.F., 2006. Phytoavailability of zirconium in relation to its initial added form and soil characteristics. Plant Soil, 287. 313–325.

FLOHROVÁ A., 2000. Deficit síry u obilovin. Getreide Magazin, 6 (1). 60-61.

FOULDSAA S.A., BREWERA P.A., M.G., MACKLINA M.G., HARESIGNB W., R.E. BETSONA R.E., RASSNERA S.M.E., 2014. Flood-related contamination in catchments affected by historical metal mining: An unexpected and emerging hazard of climate change. Science of The Total Environment, 476–477. 165–180.

FRANKE W., 1989. Tectonostratigraphic units in the Variscan Belt of Central Europe. Geol. Soc. Amer. Spec. Paper, 230. 67-90.

GAŽO J., 1974. Všeobecná a anorganická chémie. Bratislava, Alfa. 780.

GREENWOOD N., EARNSHAW A., 1993. Chemie prvků: svazek II. Praha, Informatorium. 842.

GRMELA A., BABKA O., HÁJEK A., 2012. Důlní vody uranových ložisek předplatformních formací České republiky. Ostrava, Montanex. 312.

GUNDERSEN V., BECHMANN I.E., BEHRENS A., STÜRUP S., 2000. Comparative investigation of concentrations of major and trace elements in organic and conventional Danish agricultural crops. 1. Onions (*Allium cepa* Hysam) and peas (*Pisum sativum* ping pong). *J Agric Food Chem* 48. 6094–6102.

GUPTA U.C., LEBLANC P. V., CHIPMAN E. W., 1990. Effect of molybdenum applications on plant molybdenum. *Canadian Journal of Soil Science*, 70 (4). 717-721.

HÁJEK A., 2000. Závěrečná zpráva ložiska uranu Olší. Dolní Rožínka. DIAMO s.p. 66.

HÁJEK A., 2003. Analýza zaplavování uranových dolů v České republice. Dolní Rožínka, DIAMO s. p. On-line version
http://slon.diamo.cz/hpvt/2003/sekce_z/PZ15%20P.htm (accessed Apr 18, 2016).

HÁJEK A. 2007. Od zahájení těžby uranu na ložisku Rožná uplynulo 50 let. *URG*, (55) 10. 4 – 18.

HÁJEK A., KOSCIELNIAK P., 1997. Hydrologie a hydrogeologie v údolí potoka Hadůvka po zatopení ložiska Olší - zhodnocení pramenů a chemismu vod v potoce Hadůvka [Hydrology and hydrogeology in Valley Stream Hadůvka after flooding bearing Olší - evaluation of water sources and water chemistry of the stream Hadůvka]. Dolní Rožínka, o. z. GEAM. 38.

HAO Q., GUO Z., QIAO Y., XU B., OLD F., 2010. Geochemical evidence for the provenance of middle Pleistocene loess deposits in southern China. *Quaternary Science Review*, 29. 3317–3326

HARTER R. D., 1983. Effect of soil pH on adsorption of lead, copper, zinc, and nickel. *Soil Science Society of America Journal*, 47. 47–51.

HAWKESFORD M.J., DE KOK L.J., 2007. Sulfur in plants: An ecological perspective. Berlin, Springer. 264

HEEREMA R., 2013. Diagnosing Nutrient Disorders of New Mexico Pecan Trees. Las Cruces, New Mexico State University: 8.

HOLOBRADÁ M., 1985. Príjem a asimilácia síry v raslinách. Bratislava, Biologická práce XXXI. Veda, 107.

HOMOLA V., KLÍR S., 1975. Hydrogeologie ČSSR III, Hydrogeologie ložisek nerostných surovin. Praha, Academia. 426.

HRUŠKA J., CIENCIALA E., 2005. Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví [Long-term acidification and nutrition degradation of forest soils - limiting factor of contemporary forestry.]. Praha, Ministerstvo životního prostředí: 160.

HRUŠKA J., OUHELE F., KRÁM P., SKOŘEPOVÁ I., 2009. Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy [The effects of acid rain on forest and aquatic ecosystems]. Vliv depozic síry a dusíku na půdy a lesy. Živa, 3: 141-144.

HRUŠKA J., MAJER V., FOTTOVÁ D., 2006. Vliv kyselé depozice na chemismus povrchových vod v Krkonoších [The influence of acid deposition on surface water chemistry in the Giant Mountains]. Opera Corcontica, 43. 95–110.

HUDCOVÁ H., ROZKOŠNÝ M., BADUROVÁ J., SOVA J., BŘEZINOVÁ R., 2009. Posouzení ovlivnění vodních toků po ukončení těžby uranu v oblasti ložiska Olší. Vodní hospodářství, 59. 389-396.

HUDCOVÁ H., BADUROVÁ J., ROZKOŠNÝ M., FUNKOVÁ R., SVOBODOVÁ J., SOVA J., 2012. Ovlivnění jakosti vod a sedimentů v povodí řeky Nedvědičky těžbou a zpracováním uranových rud. Vodohospodářské a technické informace, 54 (3). 5-10.

CHANG C-T., YOU C-F., AGGARWAL S.K., CHUNG C-H., CHAO H-C., LIU H-C., 2015. Boron and strontium isotope ratios and major/trace elements concentrations in tea leaves at four major tea growing gardens in Taiwan. Environ Geochem Health. 12.

CHAPPELL W.R., 1975. transport and biological effects of molybdenum in the environment. in krenkel p.a., heavy metals in the aquatic environment. oxford, pergamon press ltd. 254.

CHEN F., CHUN L., SONG J., MI G., 2007. Heterosis and genetic analysis of iron concentration in grains and leaves of maize. *Plant Breeding*, 126 (1). 107-109.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, 1997. Sampling, storage and sample preparation procedures for X ray fluorescence analysis of environmental materials. Viena, IAEA. 54.

IANCULESCU M., IONESCU M., LUCACI D., NEAGU S., MĂCĂRESCU C., 2009. Dynamic of pollutants concentration in forest stands from Copsa Mica industrial area. *Annals of Forest Research*, 52. 207-226.

JANSEN S., DESSEINÁ S., PISSCHAERT F., ROBBERCHT E., SMETS E., 2000. Aluminium Accumulation in Leaves of Rubiaceae: Systematic and Phylogenetic Implications. *Annals of Botany*, (85) 1. 91-101.

JURGENSON B.P., HAJEK A., 1980. Influence of the migmatization process on the mineralization of the uranium deposits Rozna-Olsi. *Vestnik Ustredniho Ustavu Geologickeho*, 55 (4). 223-227.

KABACK D.S., RUNNELLS D.D., 1980. Geochemistry of molybdenum in some stream sediments and waters Author links open the overlay panel. Numbers correspond to the affiliation list which can be exposed by using the show more link, 44 (3). 451-456.

KACÍLEK D., NOVÁK J., BARTOŠ J., SLODIČÁK M., BALCAR V., ČERNOHOUS V., 2010. Forest-floor humus and topsoil properties related to forest-tree species. *Zprávy lesnického výzkumu*, 55. 19-25.

KAFKA J., 2003. Rudné a uranové hornictví České republiky. Dolní Rožínka, DIAMO s.p. 647.

KLIMO, E., BEDNÁŘOVÁ E., HADAŠ P., KLIMO E., MARKOVÁ I., MENŠÍK L., PURCHART L., REMEŠ M., SUCHOMEL J., TRUPAROVÁ S., DRÁPELOVÁ I., LORENCOVÁ H., LOMSKÝ B., ŠRÁMEK V., MERKLOVÁ L., 2001. Lesnická ekologie [Forest ecology]. Brno, Mendel University in Brno. 115.

KRPATA D., FITZ W., PEINTNER U., LANGER I., SCHWEIGER P., 2009. Bioconcentration of zinc and cadmium in ectomycorrhizal fungi and associated aspen trees as affected by level of pollution. *Environmental Pollution*, 157. 280–286.

KABACK D.S., RUNNELLS D.D., 1980. Geochemistry of molybdenum in some stream sediments and waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. Volume (44) 3. 453-451-456.

KABATA-PENDIAS A., 2011. Trace Elements in Soils and Plants, Third Edition. Boca Raton, CRC Press. 432.

KABATA-PENDIAS A., 1993. Behavioural properties of trace metals in soils. *Applied Geochemistry*, (8) 2. 3–9.

KALNICKY D.J., Singhvi R., 2001. Field portable XRF analysis of environmental samples. *Journal of Hazardous Materials*, 83. 93-122.

KALOUS J., ŠIMA E., KOPŘIVA A., KOSCIELNIAK P., 2016. Netradiční přístupy při řešení čištění důlních vod. [online] citováno 4. ledna 2016. Dostupné na World Wide Web: http://slon.diamo.cz/hpvt/2002/sekce/zahlazovani/Z13/P_13.htm

KELEPERTZIS E., ARGYRAKI A., DAFTSIS E., 2012. Geochemical signature of surface water and stream sediments of a mineralized drainage basin at NE Chalkidiki, Greece: A pre-mining survey. *Journal of Geochemical Exploration*, 114. 70-81.

KESTŘÁNEK J., 1984. Vodní toky a nádrže. Praha, Academia. 315.

KNIGHT C., KAISER J., LALOR G.C., ROBOTHAM H., J.V. WITTER J.V., 1997. Heavy metals in surface water and stream sediments in Jamaica. *Environmental Geochemistry and Health*, 19. 63-66.

KOSCIELNIAK P., 1996. Koncepce sanace odkališť o.z. Geam Dolní Rožínka. Dolní Rožínka. Dolní Rožínka, o.z. GEAM. 60.

KOTINSKÝ P., HEJDOVÁ J., 2003. Dekontaminace (v požární ochraně). Ostrava, Spektrum 34. 126.

KŘÍBEK B., HÁJEK A., 2005. Uranové ložisko Rožná. Model pozdně variských a povariských mineralizací. Praha, Česká geologická služba. 97.

KŘÍBEK B., HRAZDÍRA P., SIXTA V., ŠIKL J., MIKŠOVSKÝ M., VENERA Z., SOBOTKA M., 1997. Strukturní, hydrogeologické a geochemické zhodnocení horninového prostředí ložiska Rožná s ohledem na uložení odkalištních vod. Praha, ČGÚ. 15.

KUJI 88260/2006. Vodoprávní rozhodnutí o stanovení podmínek pro vypouštění důlních vod do vod povrchových z DS R1 vydal Krajský úřad kraje Vysočina pod č.j. KUJI 88260/2006 dne 29.11.2006.

KUJI 96270/2011. Prodloužení rozhodnutí Krajského úřadu kraje Vysočina pod č.j. KUJI 88260/2006 dne 29.11.2006.

KYNICKÝ J., HLADKÝ J., JUŘIČKA D., MUCHOVÁ M., URUBEK T., BRTNICKÝ M., 2015. Geologie v kostce. Brno, Mendelova univerzita v Brně. 56.

LACINA J., 2009. Monitoring ekosystémů v zájmovém území těžby a úpravy uranových rud na ložisku Rožná a v povodí Bukovského potoka v roce 2009. Brno, ÚGN AV ČR. 52.

LANDRY S.T., SYLVESTRE G., DJIBRIL K .N.G., TIMOLEON N., BONIFACE K., PAUL N.Z., 2014. Stream Sediment Geochemical Survey of Gouap-Nkollo Prospect, Southern

Cameroon: Implications for Gold and LREE Exploration. *American Journal of Mining and Metallurgy*, 2 (1). 8-16.

LEPKA F., 2003. Český uran 1945-2002: Neznámé hospodářské a politické souvislosti. Liberec, Knihy 555. 101.

LETT R., JACKAMAN W., 1999. Geochemical Exploration Techniques for Plutonic-related Gold Deposits in Southern B.C. *British Columbia geological survey. Geological fieldwork 1999*. 12.

LIN J., 2009. Performance of the Thermo Scientific Niton XRF Analyzer: The Effects of Particle Size, Length of Analysis, Water, Organic Matter, and Soil Chemistry. *Performance of XRF Analyzer*. 36.

LIU G., SIMONNE E. H., LI Y., Nickel Nutrition in Plants. [online] citováno 9. ledna 2016. Dostupné na World Wide Web: <http://edis.ifas.ufl.edu/hs1191>

LUCK P., SIMANDL G.J., 2013. Portable X-ray fluorescence in stream sediment chemistry and indicator mineral surveys, Lonnie carbonatite complex, British Columbia. *British Columbia Ministry of Energy and Mines. British Columbia Geological Survey Paper 1*.

LUKE C.L., 1968. Determination of trace elements in inorganic and organic materials by x-ray fluorescence spectroscopy. *Analytica Chimica Acta*, 41. 237-250.

LUSK KL., HÁJEK A., 2003. Analýza zaplavování uranových dolů v České republice [Analysis of flooding of uranium mines in the Czech Republic]. Available at http://slon.diamo.cz/hpvt/2003/sekce_z/PZ15%20P.htm (accessed Apr 18, 2016).

MAŇKOVSKÁ B., GODZIK B., BADEAC O., SHPARYKD Y., MORAVČÍKE P., 2004. Chemical and morphological characteristics of key tree species of the Carpathian Mountains. *Environmental Pollution*, 130. 41–54.

MARSCHNER H., 1995. Mineral nutrition of higher plants. London, Academic Press. 672.

MATSUMOTO H., HIRASAWA E, MORIMURA S, TAKAHASHI E., 1976. Localization of aluminium in tea leaves. *Plant and cell physiology*, 17. 627-631.

MATULA J., 1999. Výživa a hnojení sírou. *Agro*, 10.27-31.

MELKA R., SCHULMANN K., LOBKOWICZ M., AUTRAN A., LEDRU P., 1992. Complex structural and metamorphic evolution of the Svatka crystalline unit. In *Styles of superposed Variscan nappe tectonics: Abstracts*. Kutná Hora.

MICHLÍČEK E., 1986. Hydrogeologické rajóny ČSR. Svazek 2. Povodí Moravy a Odry. Brno, Geotest. 170.

MOYENA C., ROBLIN G., 2010. Uptake and translocation of strontium in hydroponically grown maize plants, and subsequent effects on tissue ion content, growth and chlorophyll a/b ratio: comparison with Ca effects. *Environmental and Experimental Botany*, 68. 247–257.

MUHS D.R., BUDAHN J., AVILA A., SKIPP G., FREEMAN J., PATTERSON D., 2010. The role of African dust in the formation of Quaternary soils on Mallorca, Spain and implications for the genesis of Red Mediterranean soils. *Quaternary Science Reviews*, 29. 2518–2543.

MÜLLER P., 2007. Data z projektu Za finanční podporu umožňující zkoumat danou výzkumnou problematiku děkujeme MŽP ČR (projekt VaV -1D/1/6/05) a GAČR (projekt 205/06/1431).

MYSLIL V., 1985. Vysvětlivky k základní hydrogeologické mapě ČSSR 1:200 000, Jihlava, ÚÚG, Praha.

Nařízení vlády 23/2011 Sb., kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a kanalizací o citlivých oblastech, ve znění nařízení vlády č. 229/2007Sb.

OLIVA M., 2014. Paralipomena k lengyelskému osídlení Krumlovského lesa. *Studia archaeologica Brunensia* (19) 1. 22.

OUMET R., MOORE J.-D., 2015. Effects of fertilization and liming on tree growth, vitality and nutrient status in boreal balsam fir stands. *Forest Ecology and Management*, 345. 39–49.

PETŘINA V., 1960. Přeměna borových monokultur na plistocenních terasách [Conversion of pine monocultures on plistocenních terraces]. Praha, Státní zemědělské nakladatelství. 210.

PÉREZ-SÁNCHEZ D., THORNE M.C., 2014. Modelling the behaviour of uranium-series radionuclides in soils and plants taking into account seasonal variations in soil hydrology. *Journal of Environmental Radioactivity*, 131. 19-30.

PETRESCU L., BILAL E., IATAN L., 2012. The impact of an uranium mining site on the stream sediments (Crucia mine, Romania). *Scientific Annals, School of Geology*, special volume. 121-126.

PÉREZ-SÁNCHEZ D., THORNE M.C., 2014. Modelling the behaviour of uranium-series radionuclides in soils and plants taking into account seasonal variations in soil hydrology, 131. 19-30.

PLÍVA K., 1987. Typologický klasifikační systém ÚHÚL. Brandýs nad Labem., ÚHÚL. 52.

PLUSKAL O., 1971. Úvod do geologie uranových ložisek. Praha, Univerzita Karlova v Praze. 196.

PORAT I., VISHNIVETSKAYA T.A., MOSHER J.J., BRANDT C.C., YANG Z.K., BROOKS S.C., LIANG L., DRAKE M.M., PODAR M., BROWN S.D., PALUMBO A.V., 2010. Characterization of Archaeal Community in Contaminated and Uncontaminated Surface Stream Sediments. *Microbial Ecology*, 60. 784–795

POUZAR M., ČERNOHORSKÝ T., SÁKRA T., 2006. ED XRF Spectrometric Determination of Total Sulfur Content in Leaves, *Chemia Analityczna (Warsaw)*, 51. 173-178.

PTÁČEK J., MELICHAR R., HÁJEK A., KONÍČEK P., SOUČEK K., STAŠ L., KRÍŽ P., LAZÁREK J., 2013. Structural analysis within the rožná and Olší uranium deposits (strážek moldanubicum) for the estimation of deformation and stress conditions of underground gas storage. *Acta Geodyn. Geomater.*, 10 (2), 237-246.

RABIE M.H., LATIF A.A., ASY K.G., ELEIWA M.E., 1992. The effects of Nickle on plants. III. The effects of foliar nickel on yield and elemental content of some crops. *Journal of King Abdulaziz*, 4. 15-21.

RATHOR G., CHOPRA N., ADHIKARI T., 2014. Effect of variation in Nickel concentration on Growth of Maize plant: A comparative over view for Pot and Hoagland culture. *Research Journal of Chemical Sciences*, 4 (10). 30-32.

REICHMAN S. M., 2002. The Responses of Plants to Metal Toxicity: A review focusing on Copper, Manganese and Zinc. Melbourne, Australian minerals and energy environment foundation. 54.

Rodríguez B.P., Tomé V.T., Lozano J.C., Fernández M.A.P., 2010. Transfer of ^{238}U , ^{230}Th , ^{226}Ra , and ^{210}Pb from soil to tree and shrub species in a Mediterranean area. *Applied Radiation and Isotopes*, 68. 1154-1159.

RODRÍGUEZ-GERMADE I., MOHAMED K. J., REY D., RUBIO B., GARCÍA Á., 2014. The influence of weather and climate on the reliability of magnetic properties of tree leaves as proxies for air pollution monitoring. *Science of the Total Environment*. 468–469.

RODUSHKIN I., PALLAVICINI N., ENGSTRÖM E., SÖRLIN D., ÖHLANDER B., INGRIA J., BAXTER D., 2015. Electronic Supplementary Information for Assessment of natural variability of B, Cd, Cu, Fe, Pb, Sr, Tl and Zn concentrations and isotopic compositions in leaves, needles and mushrooms using single sample digestion and two-column matrix separation. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*. 1-4.

RYANT P., 2002. Vybrané aspekty výživy pšenice dusíkem a sírou. *Disertační práce*. 176.

ŘÍČKA A., 2010. Proudění a geochemie podzemních vod v ložiskové oblasti Rožná. Disertační práce. 125.

SAENEN E., HOREMANS N., VANHOUDT N., VANDENHOVE H., BIERMANS G., HEES M., WANNIJN J., VANGRONSVELD J., CUYPERS A., 2015. Oxidative stress responses induced by uranium exposure at low pH in leaves of *Arabidopsis thaliana* plants. *Journal of Environmental Radioactivity*, 150. 36-43.

SALMINEN R., BATISTA M. J., BIDOVEC M., DEMETRIADES A., DE VIVO B., DE VOS W., DURIS M., GILUCIS A., GREGORAUSKIENE V., HALAMIC J., HEITZMANN P., LIMA A., JORDAN G., KLAVER G., KLEIN P., LIS J., LOCUTURA J., MARSINA K., MAZREKU A., O'CONNOR P. J., OLSSON S.Å., OTTESEN R.-T., PETERSELL V., PLANT J.A., REEDER S., SALPETEUR I., SANDSTRÖM H., SIEWERS U., STEENFELT A., TARVAINEN T., 2005. *Geochemical atlas of Europe. Part 1, Background information, methodology and maps.* Espoo, Geological Survey of Finland. 526.

SANDIFER R. D., HOPKIN S. P., 1996. Effects of pH on the toxicity of cadmium, copper, lead and zinc to *Folsomia candida* Willem 1902 (Collembola) in a standard test system. *Chemosphere*, 33. 2475-2486.

SEDLÁČEK B., 2007. Uplynulých 50 let dobývání na ložisku [50 years of mining activities on the deposit]. *Stráži pod Ralskem, Dolní Diamo s.p.* 8.

SENGAR R.S., GUPTA S., GAUTAM M., SHARMA A., KALPANA S., 2008. Occurrence, uptake, accumulation and physiological responses of nickel in plants and its effects on environment. *Research journal of phytochemistry* 2 (2). 44-60.

SEREGIN V., KOZHEVNIKOVA A.D., 2006. Physiological role of nickel and its toxic effects on higher plants. *Russian Journal of Plant Physiology*, 53. 257-277.

SHAHID M., FERRAND E., SCHRECK E., DUMAT C., 2013. Behavior and Impact of Zirconium in the Soil-Plant System: Plant Uptake and Phytotoxicity. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 221. 107-127.

SHEN R., MA J.F., 2001. Distribution and mobility of aluminium in an Al-accumulating plant, *Fagopyrum esculentum* Moench. *Journal of Experimental Botany*, 52 (361). 1683-1687.

SHKOLNIK M. Y., 1984. Trace elements in plants. Amsterdam, Elsevier. 463.

SIMON E., BRAUN M., VIDIC A., BOGYÓ D., FÁBIÁN I., TÓTHMÉRÉSZ B. 2011. Air pollution assessment based on elemental concentration of leaves tissue and foliage dust along an urbanization gradient in Vienna. *Environmental Pollution*, 159. 1229-1233.

SINGHA B.P., PANDITA B., RAIB S.P., BHARDWAJ B. V.N., KUMAR R., Trace element analysis of uranium in some leaf samples of Dumka region, Jharkhand state using fission track technique. *Radiation Measurements*, 43. 512-514.

SKÁCELOVÁ Z., MRÁZOVÁ Š., 2010. Geofyzikální měření zvýšeného obsahu uranu na opuštěných těžebních lokalitách uranových rud na vybraných území Krkonošského národního parku. *Opera Corcontica* 47 (1). 91–100.

SMITH G.C., BRENNAN E.G., 1983. Cadmium-Zinc Interrelationships in tomato plants. *Physiology and Biochemistry*, 73 (6). 879-882.

SOUČEK J., TESAŘ V., 2008. Metodika přestavby smrkových monokultur na stanovištích přirozených smíšených porostů. Recenzovaná metodika [Methodology conversion of spruce monocultures at sites of natural mixed stands. reviewed methodology]. *Lesnický průvodce*, 4. 37.

Spektrofotometry.cz 2015. Ruční rentgenový analyzátor delta. [online] citováno 18. dubna 2016. Dostupné na World Wide Web:

<http://www.spektrometry.cz/analyzatory/rucni_analyzator_delta_premium.php>

SPUR S. H., BARNES B. V., 1980. *Forest Ecology*. London, John Wiley and Sons, nc. 87-93.

STEINBACH H.B., 1962. Comparative biochemistry of the alkali metals. *Comparative Biochemistry*, 4. 667-720.

STOYANOVA Z., DONCHEVA S., 2002. The effect of zinc supply and succinate treatment on plant growth and mineral uptake in pea plant. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 14 (2). 12.

STANKOVIĆ D., KNEŽEVIĆ M., KRSTIĆ B., ŠIJAČIĆ-NIKOLIĆ M., VILOTIĆ D., 2011. Nickel content in plants and soil in the area of the protected natural resource „Avala” - Belgrade. *Bulletin of the Faculty of Forestry*, 103. 131-146.

ŠENK B., 2001. Likvidace U-rud Olší okres Žďár nad Sázavou [Disposal of U-ore Olší Zdar nad Sazavou]. Available at <http://slon.diamo.cz/hpvt/2001/sekce/sanace/11/S11.htm> (accessed Apr 22, 2016).

TANAKA A., NAVASERO S.A., 2012. Aluminum toxicity of the rice plant under water culture conditions, 12 (2). 55-60.

TEZOTTO T., FAVARIN J.L., NETO A.P., GRATÃO P.L., ANTUNES ZEVEDO R., MAZZAFERA P., 2013. Simple procedure for nutrient analysis of coffee plant with energy dispersive X-ray fluorescence spectrometry (EDXRF). *Scientia Agricola*, 70. 263-267.

TOLASZ R., 2007. Atlas podnebí Česka: Climate Atlas Of Czechia. Praha, Český hydrometeorologický ústav: 255.

TOMAN F., JEŽOVÁ V., 2007. 40 let provozu chemické úpravny. Stráž pod Ralskem, Diamo, s. p., 12, zvláštní číslo. 6.

TOMAN F., 2008. Na chemické úpravně o. z. GEAM Dolní Rožínka. Stráž pod Ralskem, Diamo, s. p., 13 (4). 1.

TRČKOVÁ M., RAIMANOVÁ I., 2007. Stopové prvky ve výživě rostlin. [online] citováno 18. dubna 2016. Dostupné na World Wide Web: <http://zemedelec.cz/stopove-prvky-ve-vyzive-rostlin/>

TYLER G., OLSSON T., 2006. The importance of atmospheric deposition. charge and atomic mass to the dynamics of minor and rare elements in developing. Ageing and wilted leaves of beech (*Fagus sylvatica* L.). *Chemosphere*, 65. 250–260.

ÚHÚL, 2016. Datový sklad, Lesní hospodářské osnovy [Data warehouse, forest management scheme]. Available at http://eagri.cz/public/app/uhul/ds_lho/ (accessed Apr 18, 2016).

URBAN M., SYNEK J., 1995. Structure (The Moldanubian zone). In Dallmeyer RD, Franke W, Weber K, (eds), *Tectonostratigraphic Evolution of the Central and East European Orogens*, Springer-Verlag. 429-443.

Usnesení vlády ze dne: 23. května 2007 č. 565 k prodloužení těžby uranu na ložisku Rožná v lokalitě Dolní Rožínka [Government Decree dated: May 23, 2007 no. 565 on the extension uranium mining at the Rožná deposit in Dolní Rožínka]

UZPL, 2016. Hospodářský soubor. [online] citováno 4. dubna 2016. Dostupné na World Wide Web:
<http://ldf.mendelu.cz/uzpl/pestovani_v_heslech/vychodiska/typologie/hs.html>

VANĚK V., BALÍK J., 2000. Příjem síry rostlinami a potřeba hnojení touto živinou. *Farmář*, 6. 24-25.

VÁŠA J., TOMAN Z., ŠPATKA R., CHOCHOLÁČ J., TOMANOVÁ L., 2015. Zpráva o výsledcích monitoringu a stavu složek životního prostředí o. z. GEAM za rok 2014 [REPORT on the results of monitoring and environmental components]. Stráž pod Ralskem, DIAMO, s. p. 113.

VÁŠA J., TOMAN Z., ŠPATKA R., CHOCHOLÁČ J., TOMANOVÁ L., 2010. Zpráva o výsledcích monitoringu a stavu složek životního prostředí o. z. GEAM za rok 2009 [REPORT on the results of monitoring and environmental components]. Stráž pod Ralskem, DIAMO, s. p. 115.

VESELÝ M., 2006. Provozně manipulační řád: Odkaliště KI [Operational manipulation procedure: tailing pond KI]. Stráž pod Ralskem, DIAMO, s. p. 94.

VIOLANTE A., COZZOLINO V., PERELOMOV L., CAPORALE A.G., PIGNA M., 2010. Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloid in soil environments. *Journal of soil science and plant nutrition*, 10. 268 – 292.

VYHLÁŠKA MINISTERSTVA ZEMĚDĚLSTVÍ ze dne 18. března 1996 o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů

WMS map server (2016): Geologická mapa 1:50000 [geological map 1:50,000]. Available at <http://mapy.geology.cz/arcgis/services/Geologie/geocr50/MapServer/WmsServer?> (accessed Apr 14, 2016).

VRÁNA S., 1988. The Moldanubian zone in southern Bohemia: Polyphase evolution of imbricated crustal and upper mantle segments.- *Int. Vonf. on the Bohemian Massif, Praha. Preceedings.* 331–336.

VRÁNA S., BLIIMEL P., PETRAKAKIS K., 1995. Metamorphic evolution (Moldanubian region: Moldanubian zone, ch. VII.CA). In: R. D. DallmeyerW. Franke K. Weber (eds.), *Pre-Permian Geology of Central and Eastern Europe*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. 403-410.

WAZIRI N.M., 2014. Environmental Geochemistry of Soils and Stream Sediments from the Birnin-Gwari Artisanal Gold Mining Area, North-western Nigeria. *Universal Journal of Geoscience* 2 (1). 18-27.

WUTSCHER H. K., 1999. Geographic variation of strontium concentrations in orange leaves. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 30. 9-10.

XU Y., YU W., MA Q., ZHOU H., 2013. Accumulation of copper and zinc in soil and plant within ten-year application of different pig manure rates. *Plant Soil Environ*, 59 (11). 492–499.

YAGI S., ABD RAHMAN A. E., ELHASSAN1 G. O.M., MOHAMMED A. M.A., 2013. Elemental Analysis of Ten Sudanese Medicinal Plants Using X-ray Fluorescence. *Journal of Applied and Industrial Sciences*, 1. 49-53.

YAMAGATA N., YAMAGATA T., MATSUDA S., 1959. The different distribution of rubidium and cesium in Natural Plants. *Bulletin of the Chemical Society of Japan*, 32. 407-414.

ZÁKON Č. 44/1988 SB., o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon). § 40.

ZBÍRAL J., 2011. *Analýza půd II*. Brno, Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský. 230.

ZBÍRAL J., HONSA I., 2010. *Analýza půd I*. Brno, Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský. 290.

ZEKRI M., OBREZA T., 2015. Molybdenum (Mo) and Nickel (Ni) for Citrus Trees. Available at <https://edis.ifas.ufl.edu/pdf/files/SS/SS61800.pdf> (accessed Apr 14, 2016).

ZELENÝ F., ZELENÁ E., 1996. *Síra a její potřeba pro výživu rostlin*. Praha, Ústav zemědělských a potravinářských informací. 42.

ZELINSKY R.A., OTTON J.K., SCHUMANN R.R., WIRT L., 2008. Uranium in surface waters and sediments affected by historical mining in the Denver West 1:100,000 Quadrangle, Colorado. Reston, U.S. Geological Survey. 60.

ZENG J., ZHANG G., BAO L., LONG S., TAN M., LI Y., MA CH., ZHA Y., 2013. Sulfur speciation and bioaccumulation in camphor tree leaves as atmospheric sulfur indicator analyzed by synchrotron radiation XRF and XANES. *Journal of Environmental Sciences*, 25. 605–612.

ZISKA L.H., SEEMANN J.R., DEJONG T.M., (1990). Salinity induced limitations on photosynthesis in *Prunus salicina*, a deciduous tree species. *Plant Physiology*, 93. 864-870.

ZUUR A., IENO E.N., WALKER N., SAVELIEV A.A., SMITH G.M., 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Berlin, Springer. 574.

SEZNAM TABULEK

Tabulka 1 Seznam vegetačních stupňů v povodí Nedvědičky a jejím blízkém okolí	42
Tabulka 2 Seznam cílových hospodářských souborů v povodí Nedvědičky.....	43
Tabulka 3 Seznam lesních typů v blízkosti povodí Nedvědičky	46
Tabulka 4 Seznam vegetačních stupňů v povodí Hadůvky a jejím blízkém okolí	49
Tabulka 5 Zastoupení lesních vegetačních stupňů podle polohy na toku.....	49
Tabulka 6 Seznam cílových hospodářských souborů v povodí Hadůvky.....	51
Tabulka 7 Zastoupení cílových hospodářských souborů podle polohy na toku	51
Tabulka 8 Seznam lesních typů a souborů lesních typů v blízkosti povodí Hadůvky	53
Tabulka 9 Zastoupení souboru lesních typů podle polohy na toku.....	54
Tabulka 10 GPS souřadnice odběrových míst lokality Nedvědička	58
Tabulka 11 GPS souřadnice odběrových míst lokality Hadůvka	59
Tabulka 12 Seznam druhů odběrových stromů na jednotlivých odběrových stanovištích lokality Nedvědička	61
Tabulka 13 Seznam druhů odběrových stromů na jednotlivých odběrových stanovištích lokality Hadůvka	62
Tabulka 14 Seznam druhů bylinného patra na jednotlivých odběrových stanovištích lokality Nedvědička	63
Tabulka 15 Statistická odlišnost hodnot jednotlivých chemických prvků v průběhu jarního a podzimního odběru v roce 2014 a 2015 ve všech vzorcích analyzované biomasy	68
Tabulka 16 Statisticky významné rozdíly za období jaro, podzim, 2014 a 2015 ve vzorcích listů ze stromů na lokalitě NED (Bonferroniho korekce 0.0125).....	70
Tabulka 17 Statisticky významné rozdíly za období jaro, podzim, 2014 a 2015 ve vzorcích bylinného patra na lokalitě NED (Bonferroniho korekce 0.0125).....	73
Tabulka 18 Statisticky významné rozdíly za období jaro, podzim, 2014 a 2015 ve vzorcích listů ze stromů na lokalitě HAD (Bonferroniho korekce 0.0125).....	76
Tabulka 19 Statisticky významné rozdíly za období jaro, podzim, 2014 a 2015 ve vzorcích bylinného patra na lokalitě HAD (Bonferroniho korekce 0.0125).....	79
Tabulka 20 Statistický rozdíl mezi sušenými vzorky sedimentu, bylinného patra a listů v průběhu sezón jaro 2014 – podzim 2015 souhrnně na lokalitě Nedvědička.....	80
Tabulka 21 Statistický rozdíl mezi sušenými vzorky sedimentu, bylinného patra a listů v průběhu sezón jaro 2014 – podzim 2015 souhrnně na lokalitě Hadůvka	81

Tabulka 22 <i>Statistický rozdíl celkových obsahů prvků za sledované období (jaro 2014-podzim 2015) mezi horním, středním a spodním tokem Nedvědičky</i>	82
Tabulka 23 <i>Statistický rozdíl celkových obsahů prvků za sledované období (jaro 2014-podzim 2015) mezi horním, středním a spodním tokem Hadůvky</i>	83
Tabulka 24 <i>Prvková bilance mezi lokalitami Nedvědička a Hadůvka ve vzorcích sušených listů ze stromů za jednotlivá časová období</i>	83
Tabulka 25 <i>Prvková bilance mezi lokalitami Nedvědička a Hadůvka ve vzorcích sušených listů ze stromů za jednotlivá časová období</i>	84
Tabulka 26 <i>Shodné prvky. Minimum (mg.kg⁻¹), maximum (mg.kg⁻¹), průměr (mg.kg⁻¹), medián (mg.kg⁻¹), % míst nalezení prvku a odběrové místo s největší koncentrací prvku ve vzorcích listů ze stromů v povodí Hadůvky a Nedvědičky. Časový úsek odběru – jaro 2014. Sušené vzorky.</i>	85
Tabulka 27 <i>Shodné prvky. Minimum (mg.kg⁻¹), maximum (mg.kg⁻¹), průměr (mg.kg⁻¹), medián (mg.kg⁻¹), % míst nalezení prvku a odběrové místo s největší koncentrací prvku ve vzorcích listů ze stromů v povodí Hadůvky a Nedvědičky. Časový úsek odběru – podzim 2014.</i>	86
Tabulka 28 <i>Shodné prvky. Minimum (mg.kg⁻¹), maximum (mg.kg⁻¹), průměr (mg.kg⁻¹), medián (mg.kg⁻¹), % míst nalezení prvku a odběrové místo s největší koncentrací prvku ve vzorcích listů ze stromů v povodí Hadůvky a Nedvědičky. Časový úsek odběru – jaro 2015.</i>	87
Tabulka 29 <i>Shodné prvky. Minimum (mg.kg⁻¹), maximum (mg.kg⁻¹), průměr (mg.kg⁻¹), medián (mg.kg⁻¹), % míst nalezení prvku a odběrové místo s největší koncentrací prvku ve vzorcích listů ze stromů v povodí Hadůvky a Nedvědičky. Časový úsek odběru – podzim 2015.</i>	88
Tabulka 30 <i>Shodné prvky. Minimum (mg.kg⁻¹), maximum (mg.kg⁻¹), průměr (mg.kg⁻¹), medián (mg.kg⁻¹), % míst nalezení prvku a odběrové místo s největší koncentrací prvku ve vzorcích břehové vegetace – bylinného patra Hadůvky a Nedvědičky. Časový úsek odběru – jaro 2014. Sušené vzorky.</i>	89
Tabulka 31 <i>Shodné prvky. Minimum (mg.kg⁻¹), maximum (mg.kg⁻¹), průměr (mg.kg⁻¹), medián (mg.kg⁻¹), % míst nalezení prvku a odběrové místo s největší koncentrací prvku ve vzorcích břehové vegetace – bylinného patra Hadůvky a Nedvědičky. Časový úsek odběru – podzim 2014. Sušené vzorky.</i>	90
Tabulka 32 <i>Shodné prvky. Minimum (mg.kg⁻¹), maximum (mg.kg⁻¹), průměr (mg.kg⁻¹), medián (mg.kg⁻¹), % míst nalezení prvku a odběrové místo s největší koncentrací prvku</i>	

ve vzorcích břehové vegetace – bylinného patra <i>Hadůvky</i> a <i>Nedvědičky</i> . Časový úsek odběru – jaro 2015. Sušené vzorky.	91
Tabulka 33 Shodné prvky. Minimum (mg.kg^{-1}), maximum (mg.kg^{-1}), průměr (mg.kg^{-1}), medián (mg.kg^{-1}), % míst nalezení prvku a odběrové místo s největší koncentrací prvku ve vzorcích břehové vegetace – bylinného patra <i>Hadůvky</i> a <i>Nedvědičky</i> . Časový úsek odběru – podzim 2015. Sušené vzorky.	92
Tabulka 34 Prvky (mg.kg^{-1}) neshodně nalezené v sušených vzorcích listů v povodí <i>Nedvědičky</i> a <i>Hadůvky</i> v letech 2014 a 2015	93
Tabulka 35 Prvky (mg.kg^{-1}) neshodně nalezené v sušených vzorcích břehové vegetace - bylinného patra v povodí <i>Nedvědičky</i> a <i>Hadůvky</i> v letech 2014 a 2015	94
Tabulka 36 Chemismus vzorků sedimentu lokality <i>Nedvědičky</i> a <i>Hadůvky</i> (mg.kg^{-1}). GLM [$\text{Pr}(>\text{Chi})$] statistický rozdíl mezi lokalitami	95
Tabulka 37 pH sedimentu <i>Hadůvky</i> a <i>Nedvědičky</i>	99
Tabulka 38 Výsledky ICP-OES analýzy vybraných vzorků listů ze stromů lokality <i>NED</i> a <i>HAD</i> - uran	100
Tabulka 39 Konfrontace dat z lokality <i>Nedvědička</i> s daty o prvkové dynamice v listech <i>Fagus silvatica</i> jak je uvádí Tyler a Olsson (2006)	137
Tabulka 40 Konfrontace dat z lokality <i>Hadůvka</i> s daty o prvkové dynamice v listech <i>Fagus silvatica</i> jak je uvádí Tyler a Olsson (2006)	138

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek 1 <i>Geologická mapa dobývací oblasti Rožná-Rozchody (zájmové území Nedvědička) (ArcGIS 10.2, WMS Service, Geologická mapa 1:50 000)</i>	32
Obrázek 2 <i>Legenda ke geologické mapě dobývací oblasti Rožná-Rozchody (zájmové území Nedvědička) (ArcGIS 10.2, WMS Service, Geologická mapa 1:50 000)</i>	33
Obrázek 3 <i>Geologická mapa dobývací oblasti Olší-Drahonín (zájmové území Hadůvka) (ArcGIS 10.2, WMS Service, Geologická mapa 1:50 000)</i>	34
Obrázek 4 <i>Legenda ke geologické mapě geologická mapa dobývací oblasti Olší-Drahonín (zájmové území Hadůvka) (ArcGIS 10.2, WMS Service, Geologická mapa 1:50 000)</i>	35
Obrázek 5 <i>Geobiocenologické členění dobývací oblasti Rožná–Rozchody (zájmová lokalita Nedvědička) a Olší–Drahonín (zájmová lokalita Hadůvka) (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service)</i>	36
Obrázek 6 <i>Přehledová mapa lesní oblasti povodí Nedvědičky s vyznačenými odběrovými místy (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)</i>	41
Obrázek 7 <i>Lesní vegetační stupně v povodí Nedvědičky (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)</i>	42
Obrázek 8 <i>Přehledová mapa - cílový hospodářský soubor povodí Nedvědičky (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)</i>	43
Obrázek 9 <i>Přehledová mapa – lesní typ povodí Nedvědičky (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)</i>	44
Obrázek 10 <i>Výřez Obrázek 9 - lesní typ v povodí Nedvědičky a jejím blízkém okolí (1/3) (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)</i>	44
Obrázek 11 <i>Výřez Obrázku 9 - lesní typ v povodí Nedvědičky a jejím blízkém okolí (2/3)(ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)</i>	45
Obrázek 12 <i>Výřez Obrázku 9 - lesní typ v povodí Nedvědičky a jejím blízkém okolí (3/3) (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)</i>	45
Obrázek 13 <i>Lesní oblast povodí Hadůvky (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)</i>	47
Obrázek 14 <i>Lesní vegetační stupně v povodí Hadůvky (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)</i>	48

Obrázek 15 <i>Přehledová mapa - cílový hospodářský soubor povodí Hadůvky (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)</i>	50
Obrázek 16 <i>Přehledová mapa – lesní typ povodí Nedvědičky (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)</i>	52
Obrázek 17 <i>Přehledová mapa zájmových území (ArcGIS 10.2, CZE_adm0. shp)</i>	56
Obrázek 18 <i>Zájmové území Nedvědička a Hadůvka na pozadí přírodní lesní oblasti (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)</i>	57
Obrázek 19 <i>Zájmové území Nedvědička na pozadí přírodní lesní oblasti (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)</i>	58
Obrázek 20 <i>Zájmové území Hadůvka na pozadí přírodní lesní oblasti (ArcGIS 10.2, UHUL OPRL Web Map Service, vodní tok HEIS VÚV TGM)</i>	59
Obrázek 21 <i>Aktivní plocha lesních porostů s vlivem na úpravu pH zájmové oblasti (ArcGis 10.2)</i>	102
Obrázek 22 <i>Plochy navrhovaných výsadeb na lokalitě Nedvědička na pozadí lesních pozemků (1 ze 2)</i>	103
Obrázek 23 <i>Plochy navrhovaných výsadeb na lokalitě Nedvědička na pozadí lesních pozemků (2 ze 2)</i>	104
Obrázek 24 <i>Zájmový úseku Nedvědičky v kontextu návrhových výsadeb a záplavového území 100 leté vody</i>	105
Obrázek 25 <i>Detail zájmového úseku Nedvědičky v kontextu návrhových výsadeb a záplavového území 100 leté vody</i>	106

SEZNAM GRAFŮ

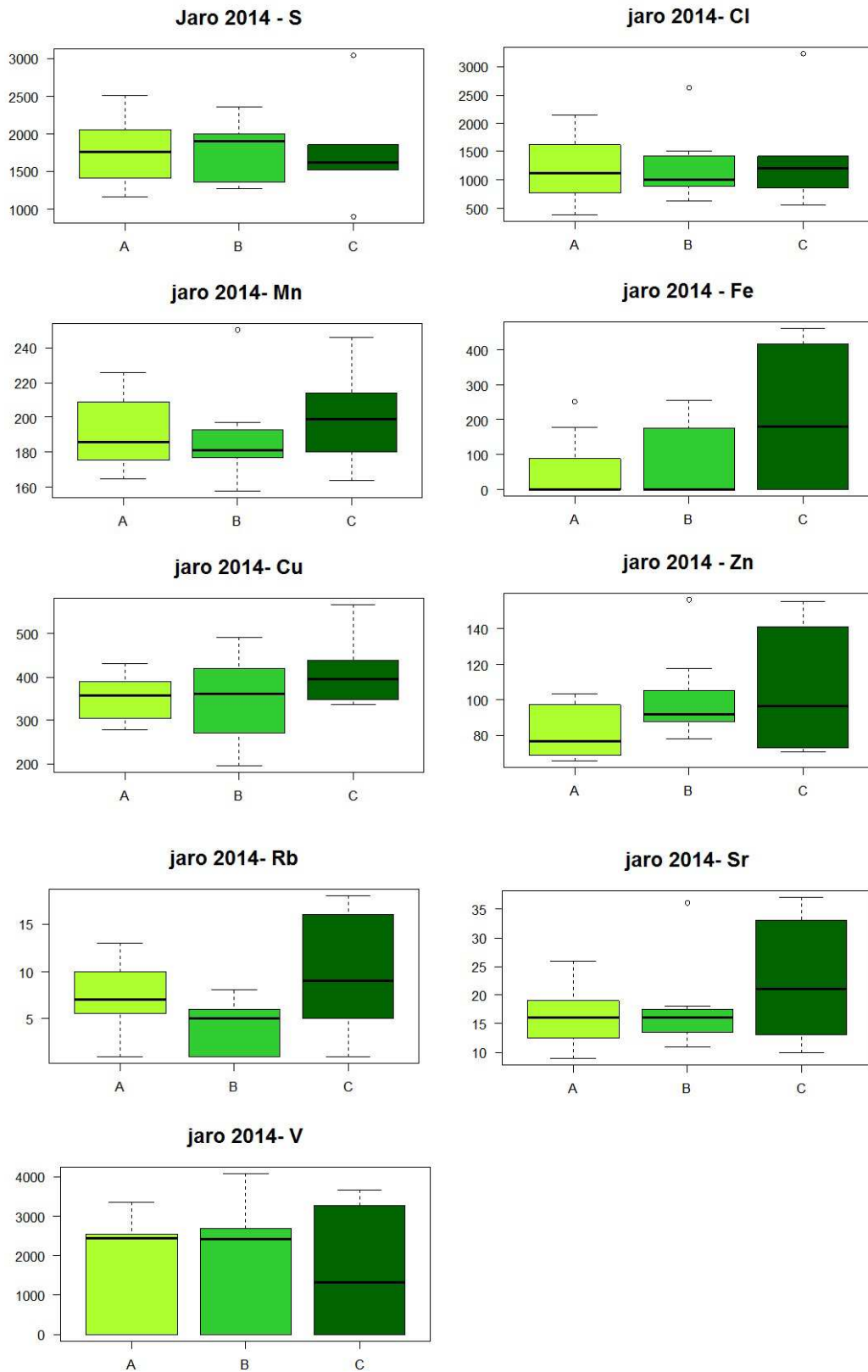
Graf 1 Sezónní dynamika listů ze stromů lokality NED.....	69
Graf 2 Sezónní dynamika vzorků bylinného patra lokality NED.....	72
Graf 3 Sezónní dynamika listů ze stromů lokality HAD.....	75
Graf 4 Sezónní dynamika bylinného patra lokality HAD	78
Graf 5 Soubor grafů prvků nalezených ve vzorcích sedimentu na zájmových lokalitách (Al, Ba, Fe, Mn, Rb, Nb) (Statistica 10).....	97
Graf 6 Pokračování Grafu 5 - soubor grafů prvků nalezených ve vzorcích sedimentu na zájmových lokalitách (S, Sr, U, Y, Zn, Zr) (Statistica 10).....	98

SEZNAM ZKRATEK

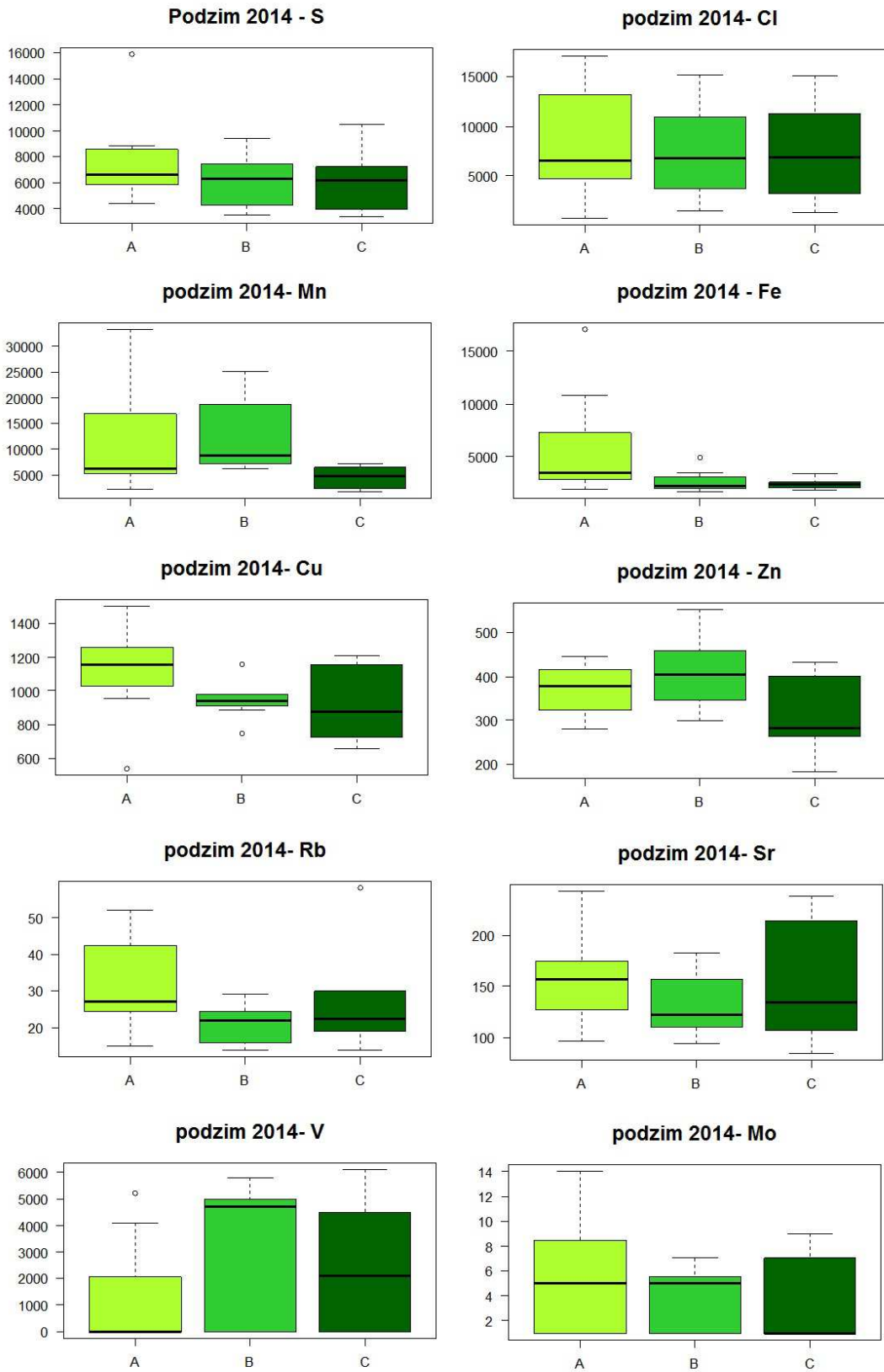
AAS	atomová absorpční spektrometrie
AAS	atomic absorbent spectrometer
AK	aminokyselina
bk	buk
BS	bohatá stanoviště
COA	celková objemová aktivita
ČDV	čistírna důlních vod
ČKV	čistírna odkalištních vod
ČVAK	čistírna aktivní kanalizace
db	dub
DS	dekontaminační stanice
HAD	Hadůvka
hb	habr
HS	hospodářský soubor
CHS	cílový hospodářský soubor
jdl	jedle
lp	lípa
LVS	lesní vegetační stupeň
Max.	maximum
md	modřín
Med.	medián
Min.	minimum
NED	Nedvědička
NL	nerozpustné látky
∅	průměr
Prům.	průměr
PVC	polyvinylchlorid
SLT	soubor lesních typů
sm	smrk
ZCHÚ	závod chemické úpravny

PŘÍLOHY

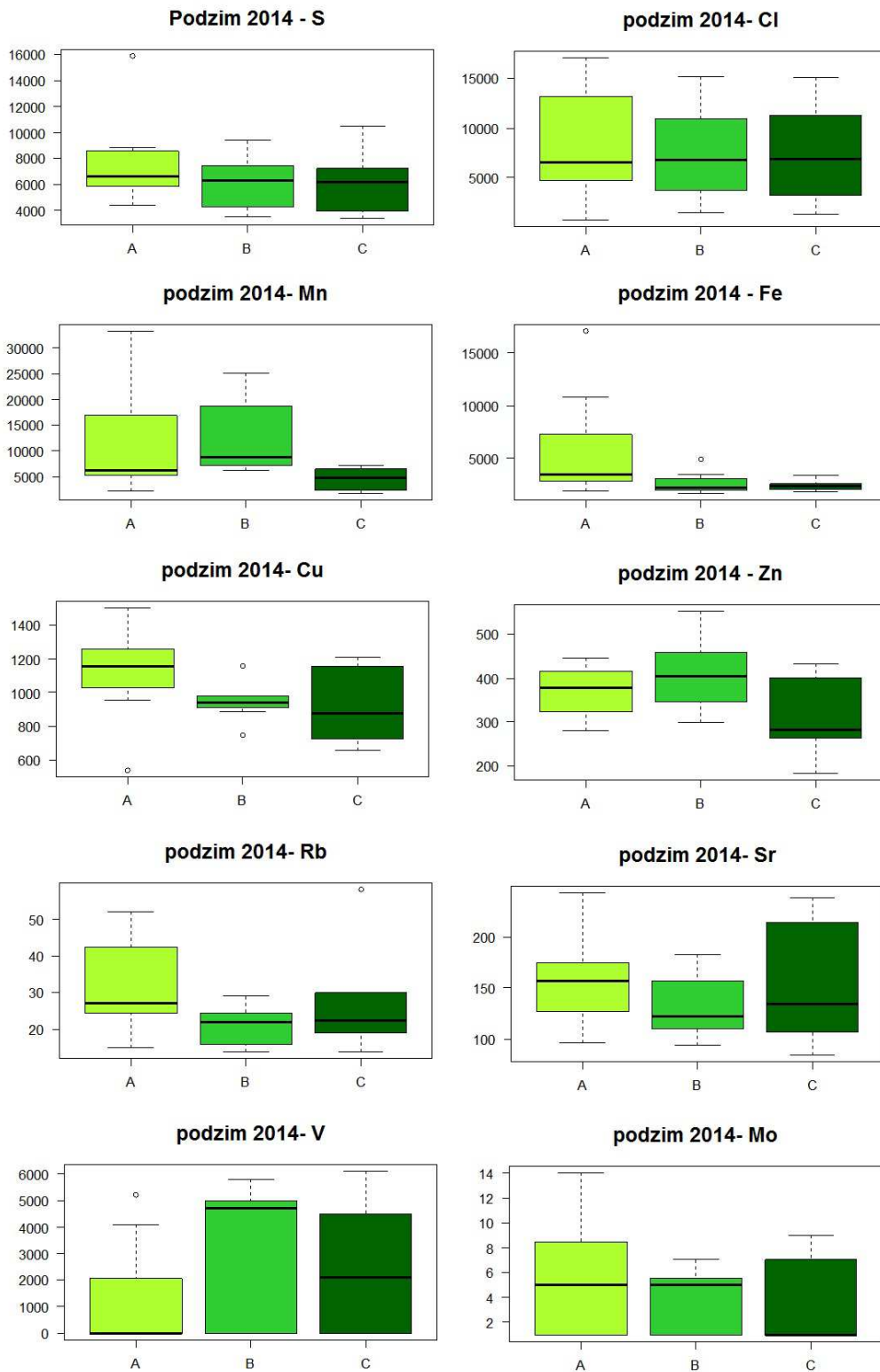
Příloha 1 Soubor grafů rozdílů mezi horním, středním a spodním tokem na vzorcích listů ze stromů Hadůvka úseku jaro 2014



Příloha 2 Soubor grafů rozdílů mezi horním, středním a spodním tokem na vzorcích listů ze stromů Hadůvka úseku podzim 2014

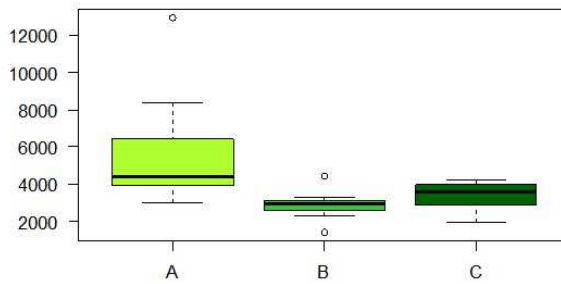


Příloha 3 Soubor grafů rozdílů mezi horním, středním a spodním tokem na vzorcích listů ze stromů Hadůvka úseku jaro 2015

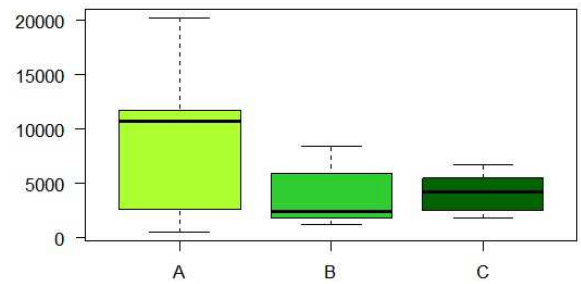


Příloha 4 Soubor grafů rozdílů mezi horním, středním a spodním tokem na vzorcích listů ze stromů Hadůvka úseku podzim 2015

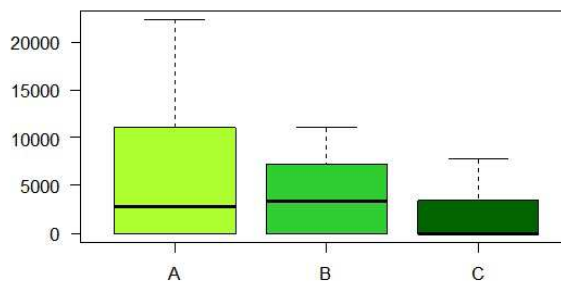
Podzim 2015 - S



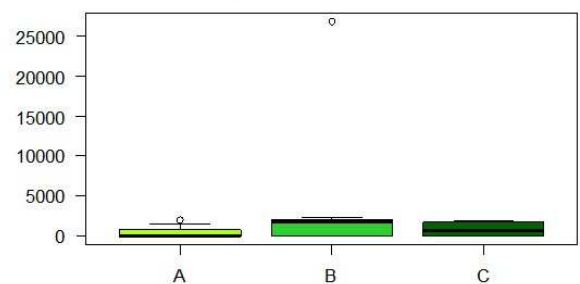
podzim 2015- Cl



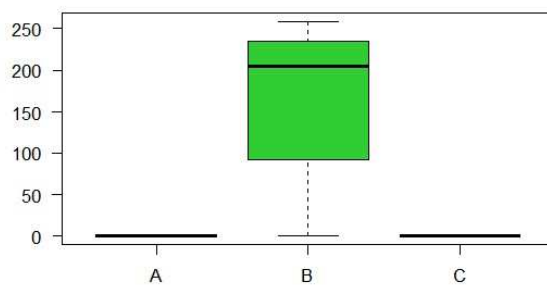
podzim 2015- Mn



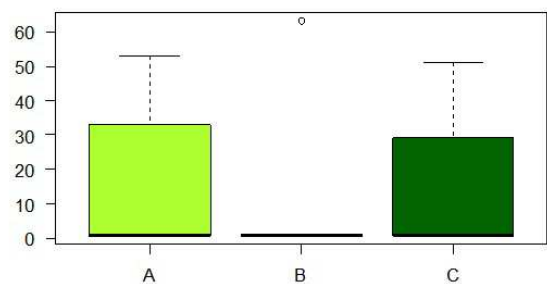
podzim 2015 - Fe



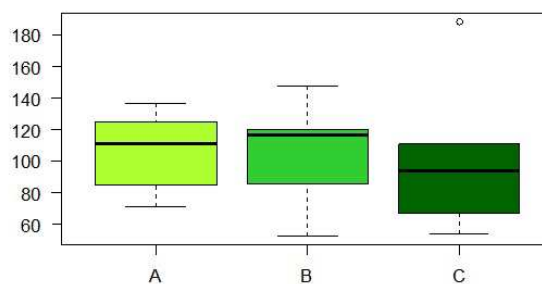
podzim 2015 - Zn



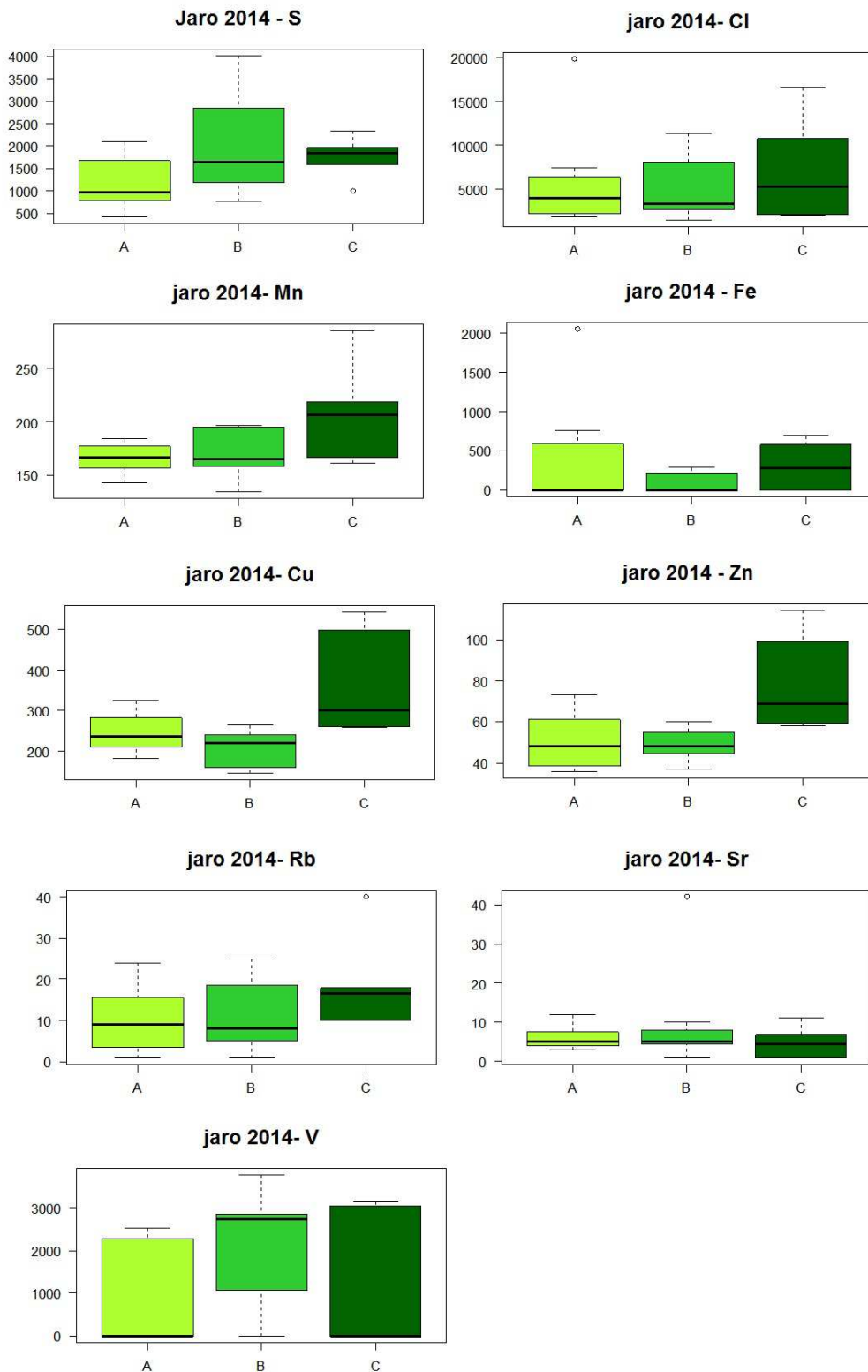
podzim 2015- Rb



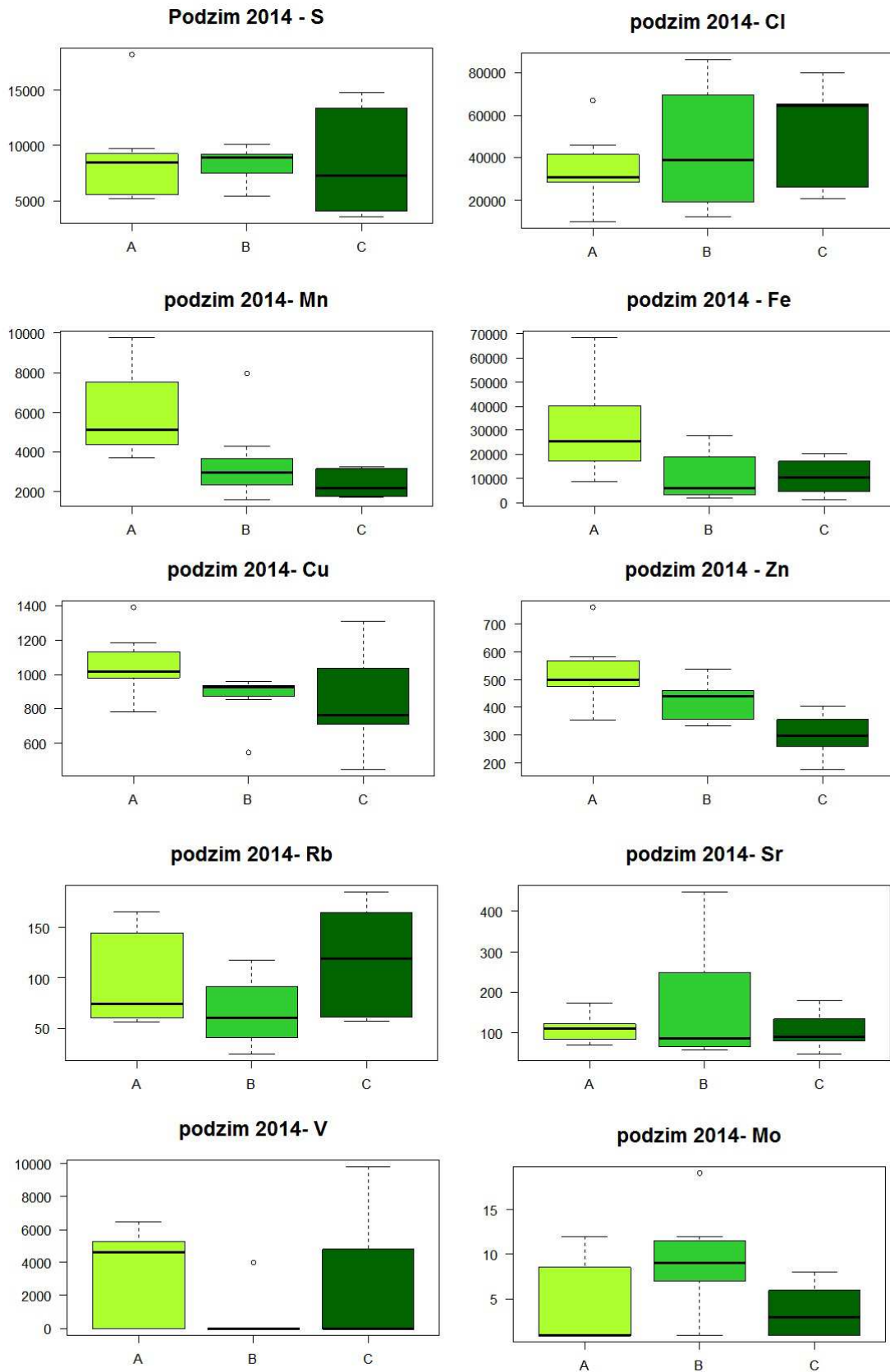
podzim 2015- Sr



Příloha 5 Soubor grafů rozdílů mezi horním, středním a spodním tokem na vzorcích břehové vegetace – bylinného patra Hadůvka úseku jaro 2014

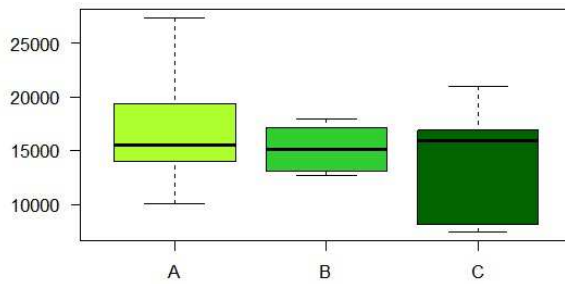


Příloha 6 Soubor grafů rozdílů mezi horním, středním a spodním tokem na vzorcích břehové vegetace – bylinného patra Hadůvka úseku podzim 2014

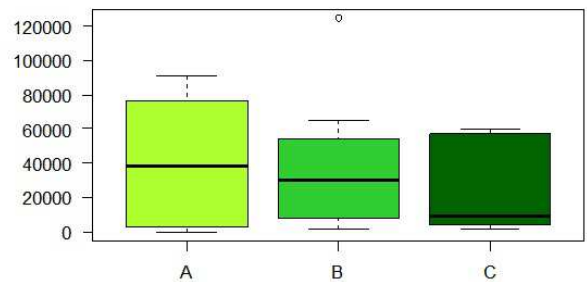


Příloha 7 Soubor grafů rozdílů mezi horním, středním a spodním tokem na vzorcích břehové vegetace – bylinného patra Hadůvka úseku jaro 2015

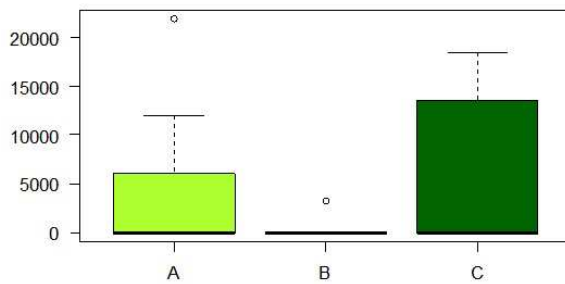
Jaro 2015 - S



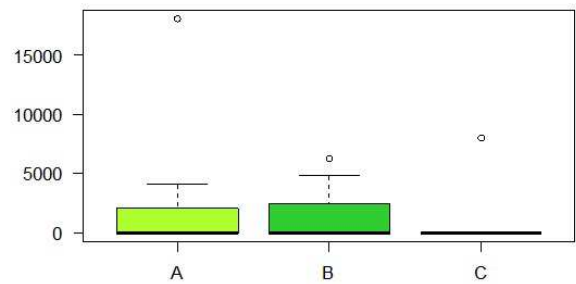
jaro 2015- Cl



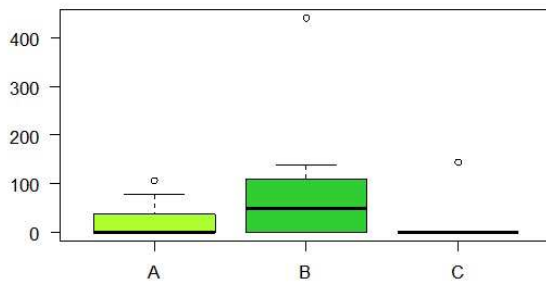
jaro 2015- Mn



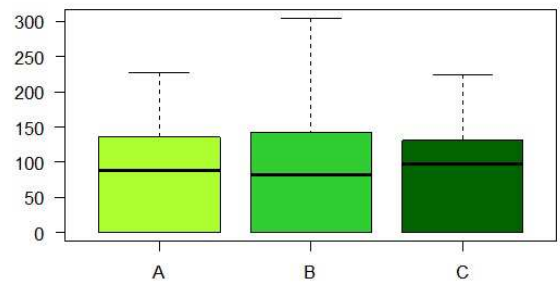
jaro 2015 - Fe



jaro 2015- Rb

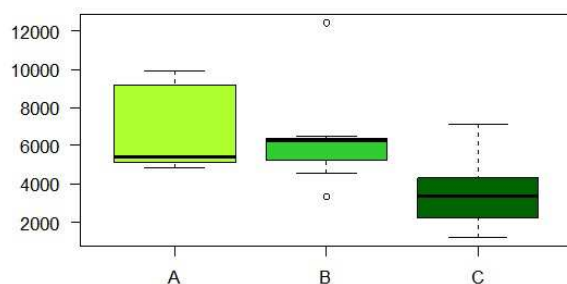


jaro 2015- Sr

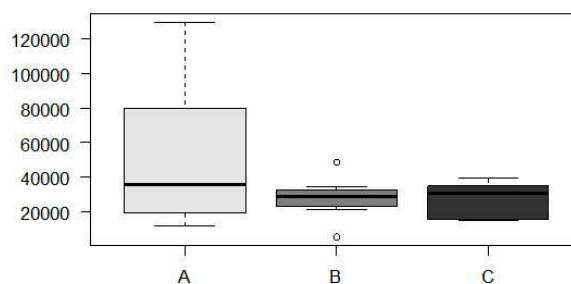


Příloha 8 Soubor grafů rozdílů mezi horním, středním a spodním tokem na vzorcích břehové vegetace – bylinného patra Hadůvka úseku podzim 2014

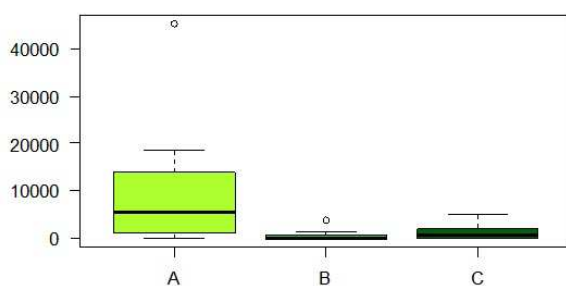
Podzim 2015 - S



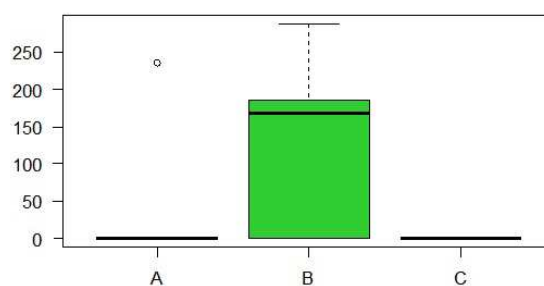
Podzim 2015 - Cl



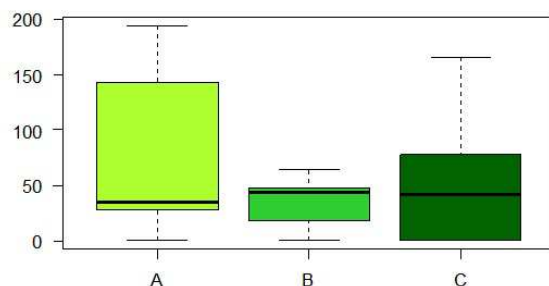
podzim 2015 - Fe



podzim 2015 - Zn

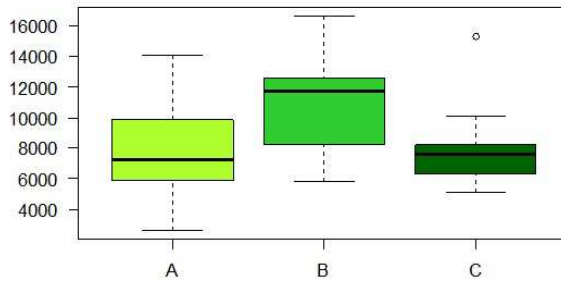


podzim 2015- Rb

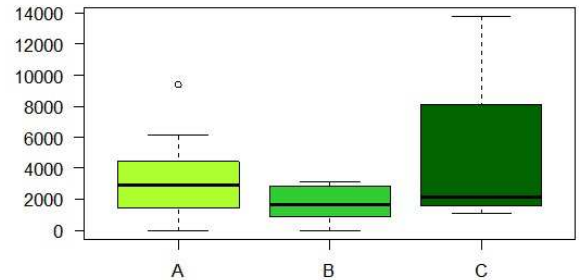


Příloha 9 Soubor grafů rozdílů mezi horním, středním a spodním tokem na vzorcích listů ze stromů Nedvědička úseku jaro 2014

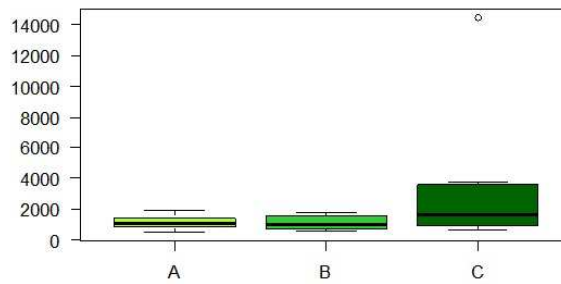
Jaro 2014 - S



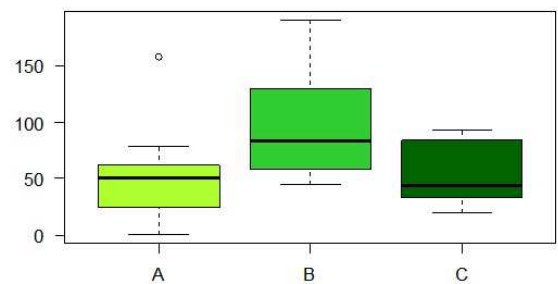
jaro 2014- Cl



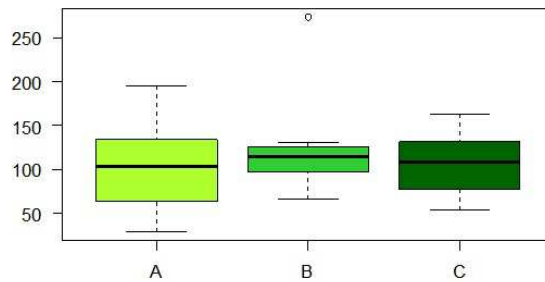
jaro 2014 - Fe



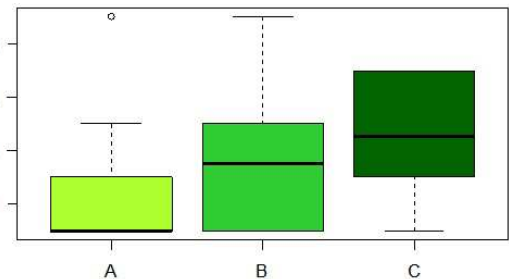
jaro 2014- Rb



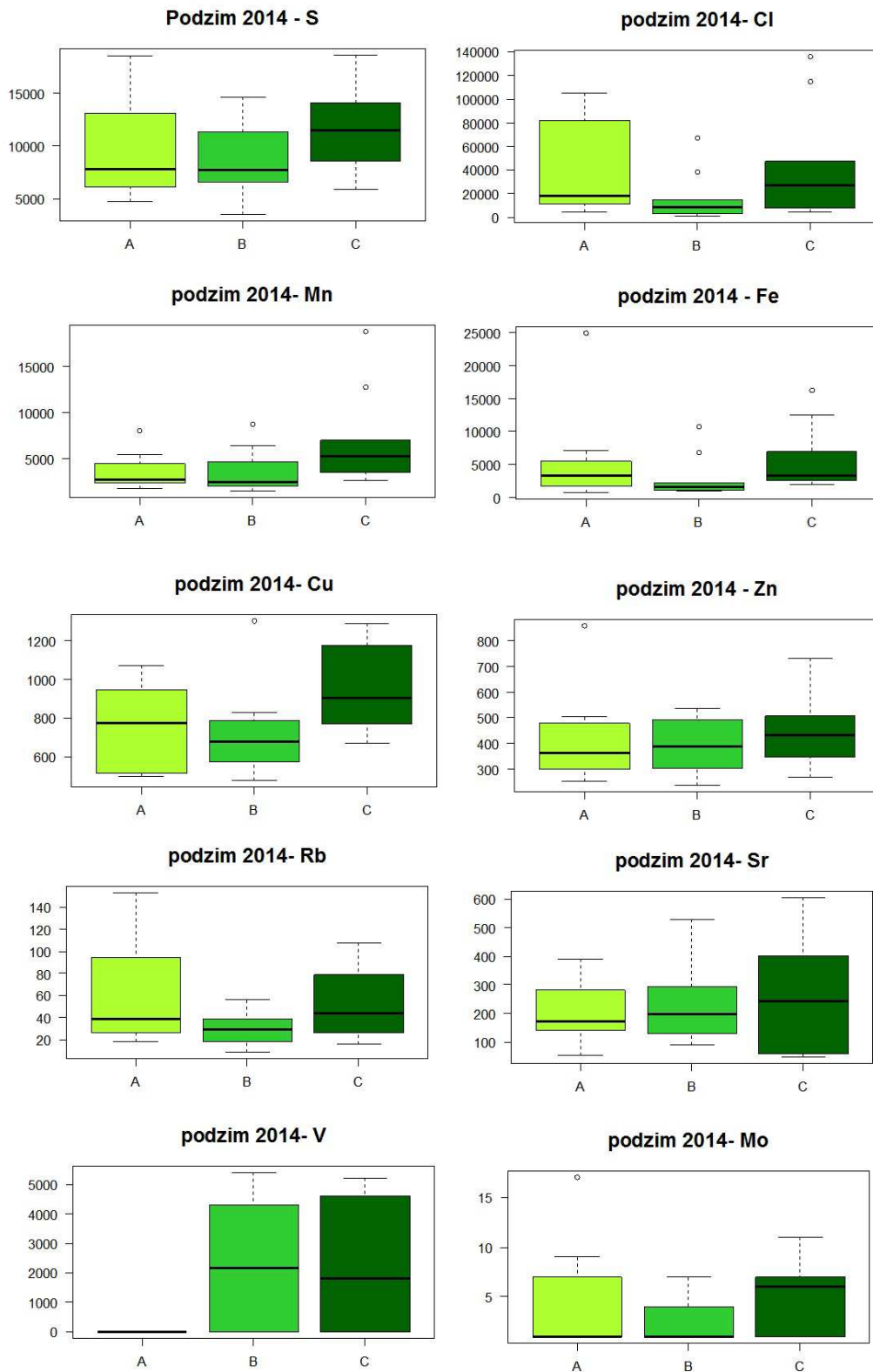
jaro 2014- Sr



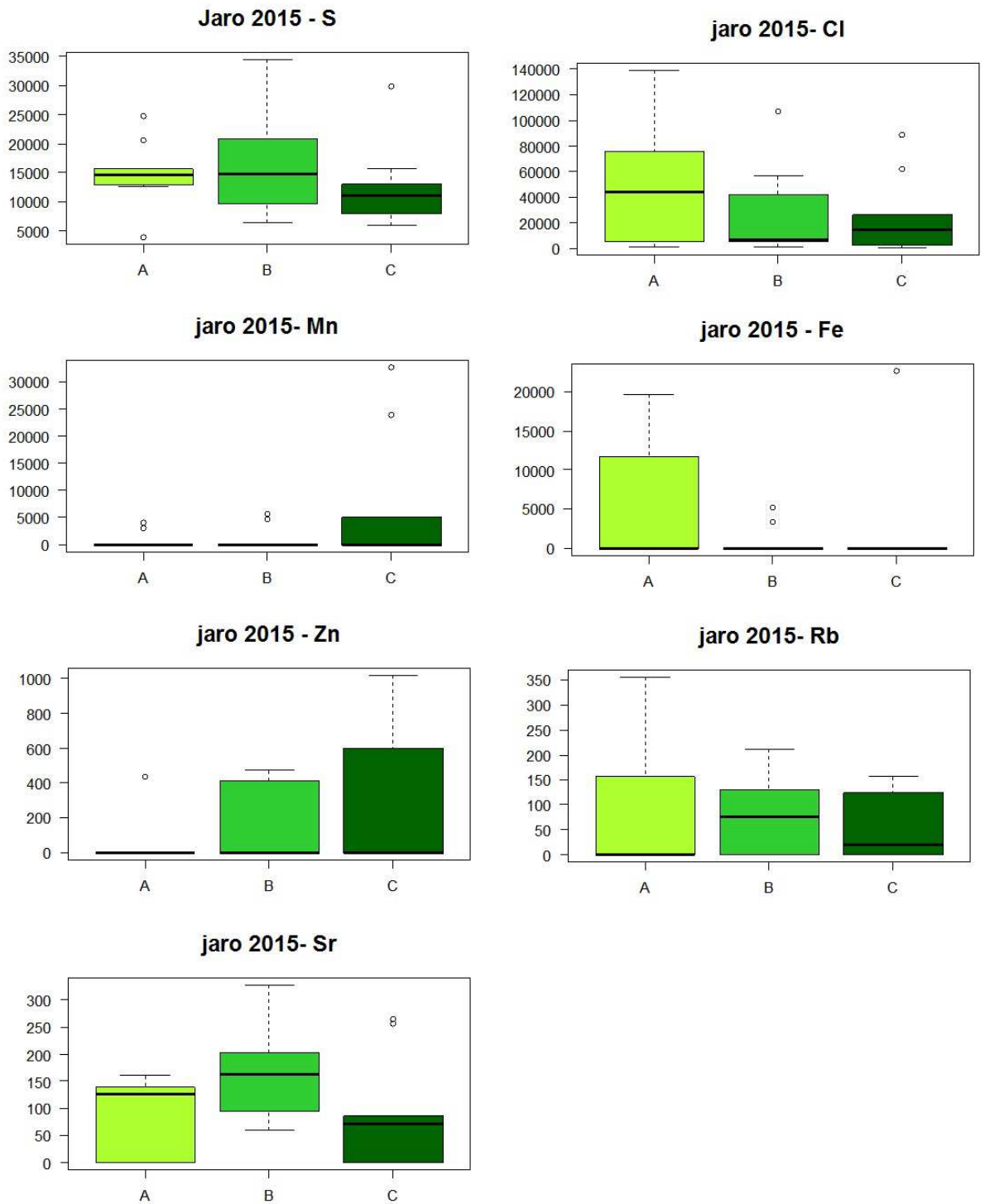
jaro 2014- Mo



Příloha 10 Soubor grafů rozdílů mezi horním, středním a spodním tokem na vzorcích listů ze stromů Nedvědička úseku podzim 2014

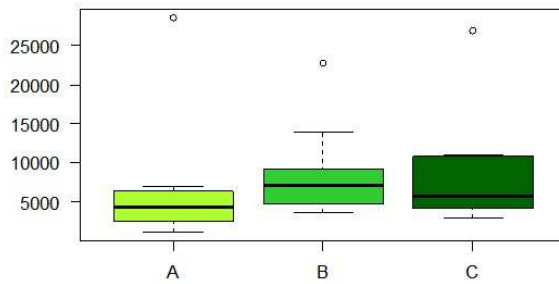


Příloha 11 Soubor grafů rozdílů mezi horním, středním a spodním tokem na vzorcích listů ze stromů Nedvědička úseku jaro 2015

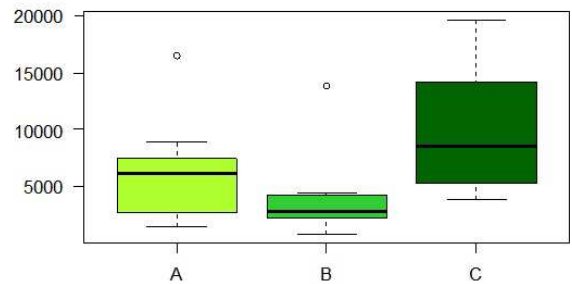


Příloha 12 Soubor grafů rozdílů mezi horním, středním a spodním tokem na vzorcích listů ze stromů Nedvědička úseku podzim 2015

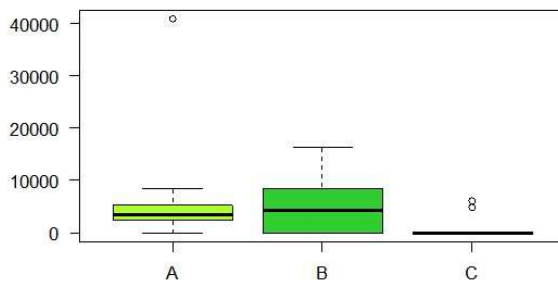
Podzim 2015 - S



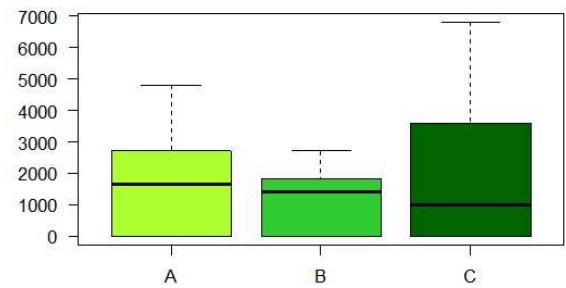
podzim 2015- Cl



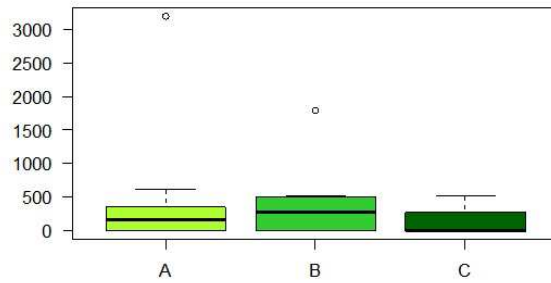
podzim 2015- Mn



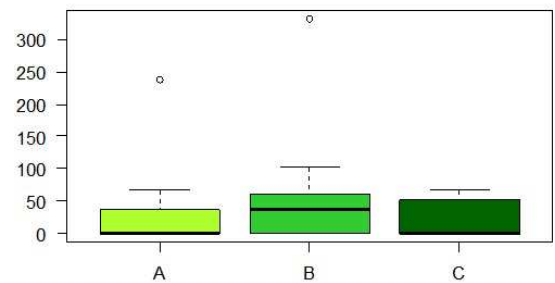
podzim 2015 - Fe



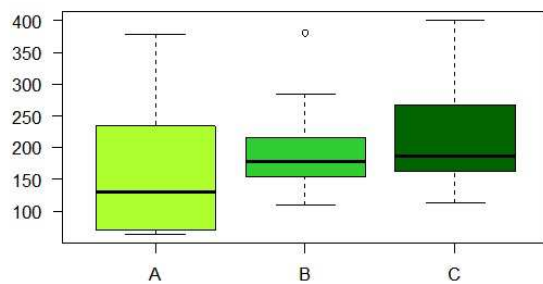
podzim 2015 - Zn



podzim 2015- Rb

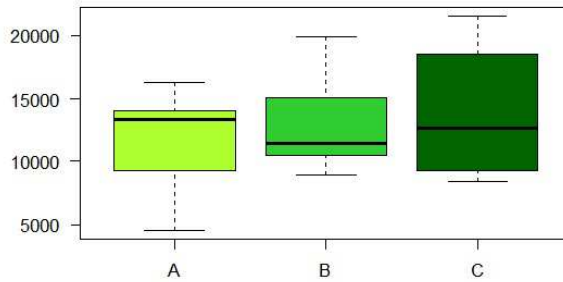


podzim 2015- Sr

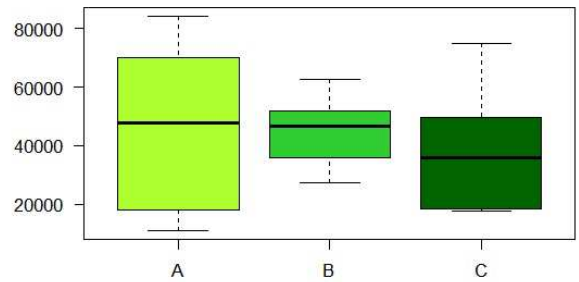


Příloha 13 Soubor grafů rozdílů mezi horním, středním a spodním tokem na vzorcích břehové vegetace – bylinného patra Nedvědička úseku jaro 2014

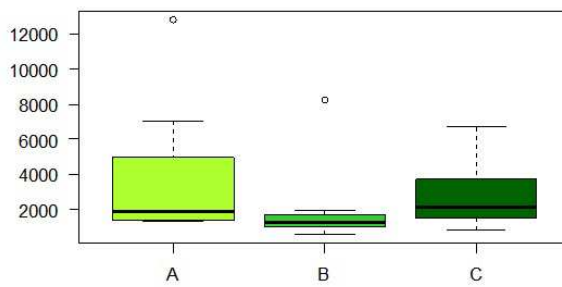
Jaro 2014 - S



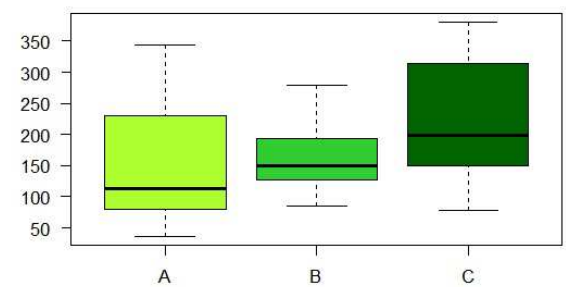
jaro 2014- Cl



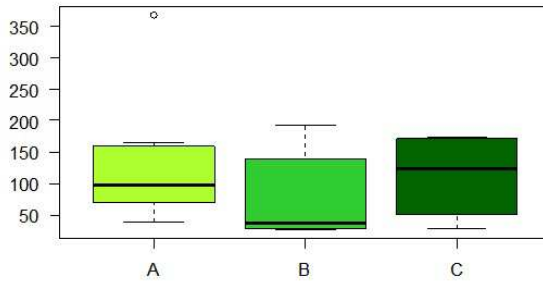
jaro 2014 - Fe



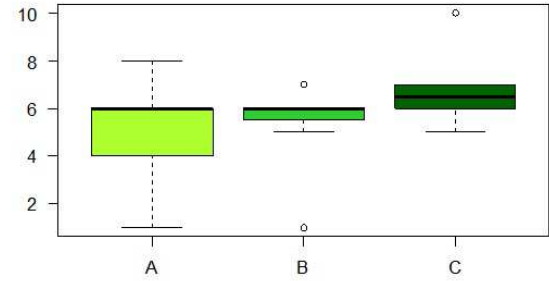
jaro 2014- Rb



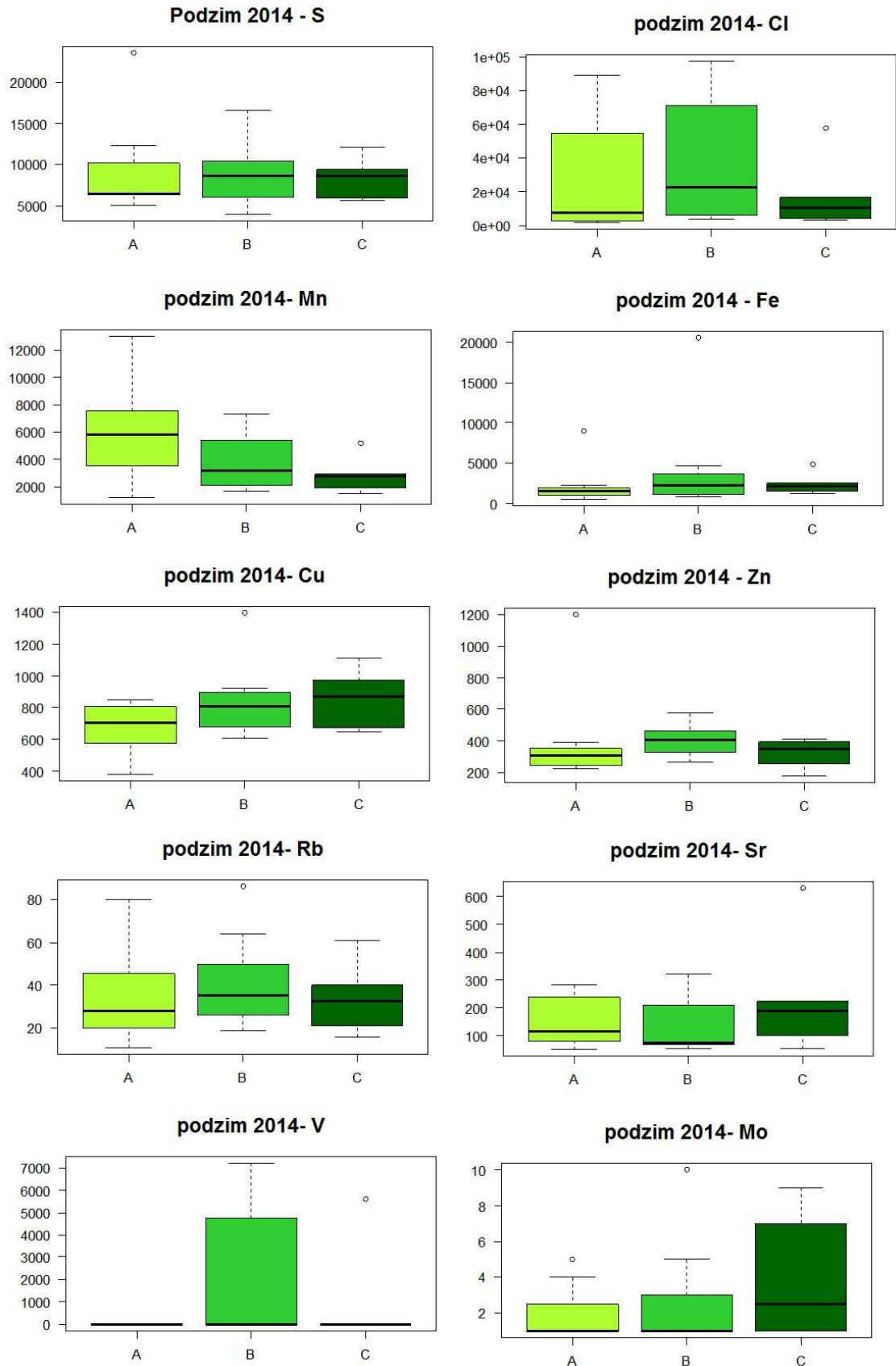
jaro 2014- Sr



jaro 2014- Mo

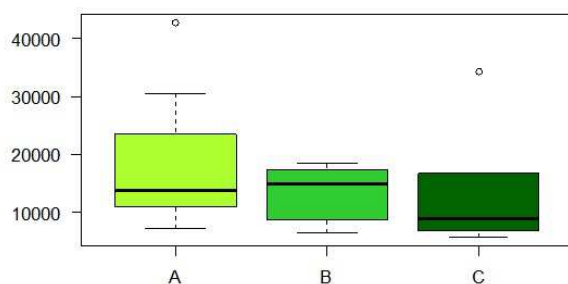


Příloha 14 Soubor grafů rozdílů mezi horním, středním a spodním tokem na vzorcích břehové vegetace – bylinného patra Nedvědička úseku podzim 2014

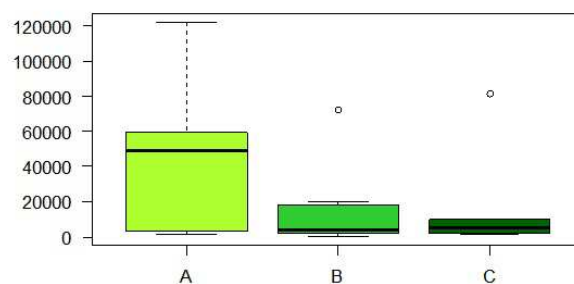


Příloha 15 Soubor grafů rozdílů mezi horním, středním a spodním tokem na vzorcích břehové vegetace – bylinného patra Nedvědička úseku jaro 2015

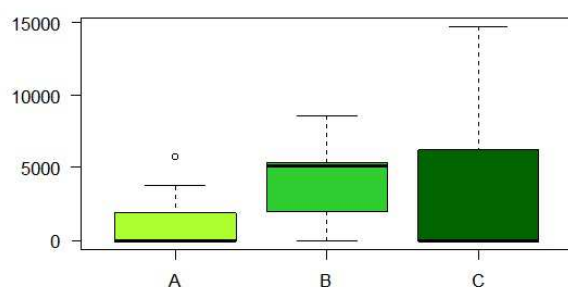
Jaro 2015 - S



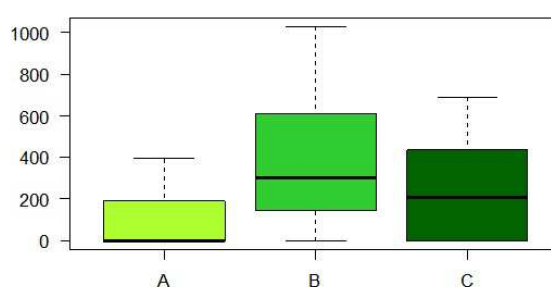
jaro 2015- Cl



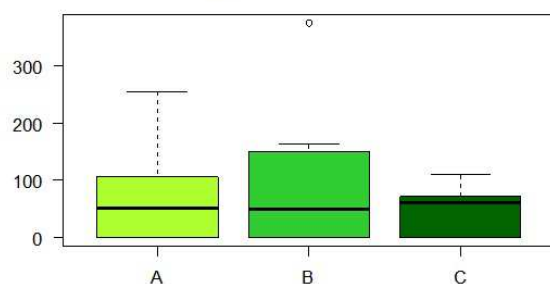
jaro 2015- Mn



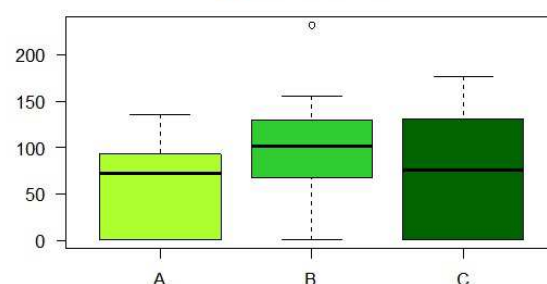
jaro 2015 - Zn



jaro 2015- Rb

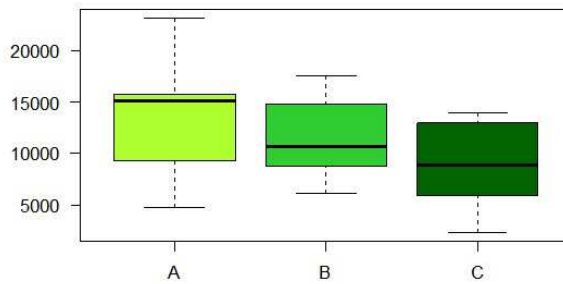


jaro 2015- Sr

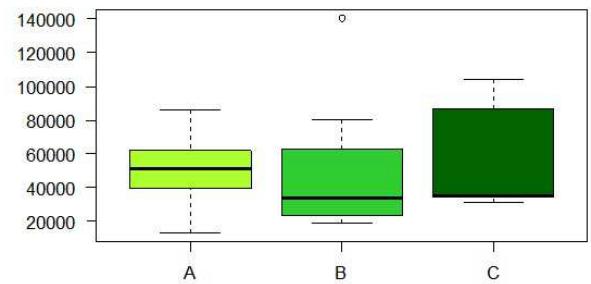


Příloha 16 Soubor grafů rozdílů mezi horním, středním a spodním tokem na vzorcích břehové vegetace – bylinného patra Nedvědička úseku podzim 2015

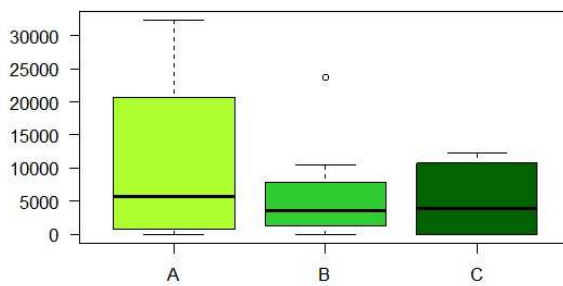
Podzim 2015 - S



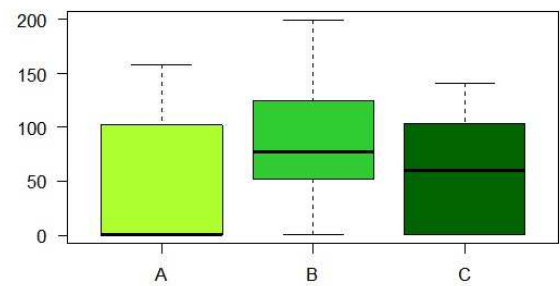
podzim 2015- Cl



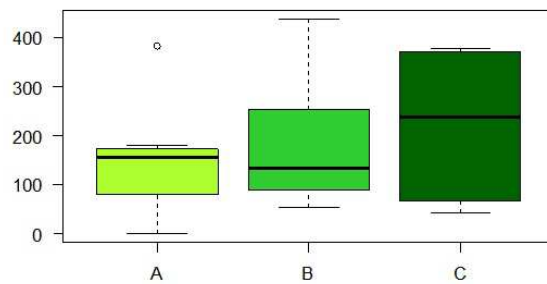
podzim 2015 - Fe



podzim 2015- Sr



podzim 2015- Mo



Příloha 17 *Chemické složení půdních vzorků z půdní sondy na lokalitě Rožná, podložní hornina rula a pararula (data od Müller, 2007)*

cm	Od	0	2	9	Od	0	2	9
	Do	2	9	45	Do	2	9	45
	Hloubka	1	5.5	27	Hloubka	1	5.5	27
ppm	Ba	100	300	366.4	Pr	1.55	4.6	5.55
	Be	1	1	1	Nd	5.5	17	20.6
	Co	1.9	3.2	5.5	Sm	1.21	3.2	4.09
	Cs	1.6	3.8	4.7	Eu	0.16	0.5	0.55
	Ga	4.7	15.3	16.4	Gd	0.89	2.5	3.21
	Hf	2	7.3	8.5	Tb	0.15	0.5	0.64
	Nb	4.3	12.2	14.7	Dy	0.83	2.8	3.83
	Rb	30	140	153.5	Ho	0.17	0.6	0.75
	Sn	4	7	6	Er	0.48	1.8	2.51
	Sr	24	58.8	64.8	Tm	0.08	0.3	0.4
	Ta	0.3	0.9	1	Yb	0.55	2.1	2.8
	Th	2	8.5	10.7	Lu	0.08	0.3	0.43
	U	1.1	3.5	3.9	Mo	0.9	0.5	0.5
	V	23	60	69	Cu	13.6	7.5	8.6
	W	1.3	3.6	2.7	Pb	72.1	43	26.4
	Zr	69	242	297.7	Zn	42	27	42
	Y	5.7	19.6	26.1	Ni	7.6	6.7	9.9
	La	6.4	18.7	21.5	As	7.7	14	8.7
	Ce	14	41.8	50	Cd	2.7	0.1	0.1
	Au	7.6	8.2	22.5	Sb	1.4	0.8	0.3
	Hg	0.3	0.09	0.07	Bi	0.5	0.4	0.3
	Tl	0.3	0.2	0.3	Ag	0.3	0.3	0.2
	Se	1.6	0.5	0.7				

Příloha 18 *Chemické složení půdních vzorků z půdní sondy na lokalitě Nedvědice, podložní hornina migmatity (data od Müller, 2007)*

cm	Od	0.00	2.00	13.00	Od	0.00	2.00	13.00
	Do	2.00	13.00	47.00	Do	2.00	13.00	47.00
	Hloubka	1.00	7.50	30.00	Hloubka	1.00	7.50	30.00
ppm	Ba	92.00	262.60	395.20	Ce	9.20	48.70	55.10
	Be	1.00	1.00	1.00	Pr	1.06	5.39	6.32
	Co	1.50	5.10	8.10	Nd	4.20	20.90	23.80
	Cs	1.00	4.30	4.00	Sm	0.78	3.88	4.57
	Ga	2.90	14.30	15.30	Eu	0.10	0.54	0.61
	Hf	1.20	6.40	6.60	Gd	0.65	3.22	4.11
	Nb	2.40	13.60	12.30	Tb	0.13	0.65	0.86
	Rb	17.20	81.70	124.60	Dy	0.83	3.56	5.11
	Sn	2.00	7.00	3.00	Ho	0.15	0.70	1.07
	Sr	20.90	55.30	77.20	Er	0.50	2.29	3.47
	Ta	0.20	0.90	0.90	Tm	0.07	0.34	0.52
	Th	1.70	10.00	13.80	Yb	0.48	2.30	3.41
	U	0.70	4.90	4.50	Lu	0.07	0.33	0.48
	V	17.00	93.00	112.00	Mo	0.60	2.40	0.50
	W	0.70	1.70	1.60	Cu	12.40	15.10	8.10
	Zr	39.30	229.90	228.80	Pb	44.70	65.80	36.50
	Y	4.90	23.90	36.30	Zn	40.00	23.00	29.00
	La	4.10	21.40	24.00	Ni	8.80	17.80	15.80
	Ag	0.30	0.20	0.10	As	4.80	24.90	19.50
	Au	16.80	72.80	42.70	Cd	3.40	0.20	0.10
	Hg	0.23	0.36	0.11	Sb	0.90	0.80	0.40
	Tl	0.20	0.30	0.20	Bi	0.30	0.70	0.30
	Se	1.20	1.20	0.70				

Příloha 19 *Chemické složení říčních sedimentů Nedvědičky 1/2 data od Müller, 2007)*

	Stř. hodnota	stř. Chyba hodnoty	Medián	Směr. odchylka	Rozdíl max-min	Minimum	Maximum	Součet
Ba	382.140	18.061	374.300	40.385	109.900	339.100	449.000	1910.700
Be	2.200	0.200	2.000	0.447	1.000	2.000	3.000	11.000
Co	6.860	0.389	7.200	0.871	2.300	5.500	7.800	34.300
Cs	3.060	0.273	3.200	0.611	1.600	2.100	3.700	15.300
Ga	10.080	0.325	10.000	0.726	1.800	9.400	11.200	50.400
Hf	2.460	0.304	2.200	0.680	1.700	1.700	3.400	12.300
Nb	5.920	1.670	4.200	3.733	8.900	3.500	12.400	29.600
Rb	148.480	5.819	154.800	13.012	27.600	133.000	160.600	742.400
Sn	8.200	1.960	10.000	4.382	9.000	3.000	12.000	41.000
Sr	85.860	2.377	87.600	5.316	11.600	80.000	91.600	429.300
Ta	0.740	0.268	0.500	0.598	1.400	0.400	1.800	3.700
Th	10.540	4.810	6.500	10.755	25.100	4.600	29.700	52.700
U	3.640	0.766	2.900	1.713	4.200	2.400	6.600	18.200
V	25.800	3.569	21.000	7.981	16.000	19.000	35.000	129.000
W	1.960	0.762	1.200	1.704	3.900	1.100	5.000	9.800
Zr	77.820	11.684	68.800	26.127	60.100	52.800	112.900	389.100
Y	21.340	5.416	17.600	12.111	31.100	10.800	41.900	106.700
La	16.360	4.321	13.000	9.662	23.400	10.000	33.400	81.800
Ce	36.040	10.443	26.400	23.351	56.200	21.000	77.200	180.200
Pr	4.176	1.186	3.110	2.652	6.380	2.450	8.830	20.880
Nd	15.160	4.343	11.300	9.712	23.200	8.900	32.100	75.800
Sm	2.962	0.732	2.500	1.636	3.990	1.800	5.790	14.810
Eu	0.588	0.060	0.590	0.135	0.340	0.410	0.750	2.940
Gd	2.680	0.617	2.300	1.380	3.420	1.610	5.030	13.400
Tb	0.566	0.142	0.480	0.317	0.790	0.320	1.110	2.830
Dy	3.076	0.723	2.860	1.616	4.080	1.750	5.830	15.380
Ho	0.646	0.162	0.580	0.362	0.910	0.360	1.270	3.230
Er	1.984	0.511	1.760	1.144	2.840	1.120	3.960	9.920
Tm	0.320	0.091	0.280	0.203	0.510	0.160	0.670	1.600
Yb	2.050	0.549	1.760	1.227	3.040	1.140	4.180	10.250
Lu	0.312	0.082	0.270	0.184	0.450	0.180	0.630	1.560
Mo	0.140	0.024	0.100	0.055	0.100	0.100	0.200	0.700
Cu	2.760	0.445	2.500	0.994	2.200	1.700	3.900	13.800

Příloha 20 *Chemické složení říčních sedimentů Nedvědičky 2/2 (data od Müller, 2007)*

	Stř. hodnota	stř. Chyba hodnoty	Medián	Směr. odchylka	Rozdíl max-min	Minimum	Maximum	Součet
Pb	8.700	1.836	6.800	4.106	10.300	5.300	15.600	43.500
Zn	36.000	1.000	36.000	2.236	6.000	33.000	39.000	180.000
As	2.620	0.315	2.500	0.705	1.500	1.900	3.400	13.100
Cd	1.020	0.302	1.000	0.676	1.900	0.100	2.000	5.100
Sb	0.120	0.020	0.100	0.045	0.100	0.100	0.200	0.600
Bi	0.100	0.000	0.100	0.000	0.000	0.100	0.100	0.500
Ag	0.100	0.000	0.100	0.000	0.000	0.100	0.100	0.500
Au	23.680	7.224	21.800	16.153	39.400	6.200	45.600	118.400
Hg	0.012	0.002	0.010	0.004	0.010	0.010	0.020	0.060
Tl	0.100	0.000	0.100	0.000	0.000	0.100	0.100	0.500
Se	0.500	0.000	0.500	0.000	0.000	0.500	0.500	2.500

Příloha 21 *Areál dolu R1, Rožná (foto autor)*



Příloha 22 *Areál dolu R1, Rožná (foto autor)*



Příloha 23 *Krystalizace síranu sodného, odkalovací nádrž KI, Rožná (foto autor)*



Příloha 24 *Sedimenty Nedvědičky s horizontem jemného materiálu kontaminovaného uranem (foto autor)*



Příloha 25 *Nedvědička profil Rožná, odběrové stanoviště č. 2.*

