

SROVNÁVACÍ HODNOTY PRO HODNOCENÍ KONTAMINACE LESNÍCH PŮD

LESNICKÝ PRŮVODCE



prof. Dr. Ing. LUBOŠ BORŮVKA
a kol.



Certifikovaná metodika

5/2015

Srovnávací hodnoty pro hodnocení kontaminace lesních půd

Certifikovaná metodika

Luboš Borůvka

Vít Šrámek

Pavel Čupr

Věra Fadrhonsová

Jakub Hofman

Jakub Houška

Ondřej Sánka

Anna Slavíková Amemori

Lucie Šindelářová

Václav Tejnecký

Jana Vašíčková

Milan Sánka

Jarmila Čechmánková

Ondřej Drábek

Adéla Fraňková

Viera Horváthová

Pavel Rotter

Jan Skála

Radek Novotný

Marek Šudoma

Radim Vácha

Lucie Jurkovská

Lesnický průvodce 5/2015

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i.
Strnady 136, 252 02 Jíloviště
<http://www.vulhm.cz>

Vedoucí redaktor: Ing. Jan Řezáč; e-mail: rezac@vulhm.cz

Výkonná redaktorka: Miroslava Valentová; e-mail: valentova@vulhmop.cz

Grafická úprava a zlom: Klára Šimerová; e-mail: simerova@vulhm.cz

ISBN 978-80-7417-099-7

ISSN 0862-7657

REFERENCE VALUES FOR THE FOREST SOILS POLLUTION ASSESSMENT

Abstract (Summary)

This methodology presents first setting up of reference values for the assessment of forest soils pollution in the Czech Republic. The reference values for potentially toxic elements (pseudototal and bioavailable contents) and selected persistent organic pollutants are based on an original survey of real contents of potentially toxic elements and persistent organic pollutants in forest soils of rather non-polluted regions. The reference are set up for 4 sampling depths (forest floor, that is organic horizons F+H, depths 0–2 cm, 2–10 cm, and 10–20 cm). They are distinguished into 6 categories according to the stand type characterized by forest vegetation zones and tree species composition. In the case of potentially toxic elements, median, lower and upper quartiles are given for each category and depth as indicators of common range of values. 90% quantile is given as an upper limit indicating potential pollution when overpassed. In the case of persistent organic pollutants only the 90% quantile is given as they are mostly of anthropogenic origin. The chemical analyses are followed by calculation of ecosystems risks and possibilities of biological assessment of forest soils using ecotoxicological tests and microbial parameters.

Key words: forest soils; pollution; potentially toxic elements; persistent organic pollutants; reference values

Oponenti: prof. Ing. Jiří Kulhavý, CSc.
Mendelova univerzita v Brně
Dr. Ing. Přemysl Fiala
Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno

Adresy autorů:

prof. Dr. Ing. Luboš Borůvka; Ing. Ondřej Drábek, Ph.D.; Ing. Adéla Fraňková, Ph.D.;
Ing. Jakub Houška; Ph.D.; RNDr. Václav Tejnecký, Ph.D.

*Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů, Katedra pedologie a ochrany půd*

Kamýcká 129, 165 21 Praha 6 – Suchbát

<http://www.czu.cz>

Dr. Ing. Milan Sánka; RNDr. Pavel Čupr, Ph.D.; Doc. RNDr. Jakub Hofman, Ph.D.;
Mgr. Pavel Rotter; Mgr. Ondřej Sánka; Mgr. Anna Slavíková Amemori;
Mgr. Lucie Šindelářová; Mgr. Marek Šudoma; Mgr. Jana Vašíčková

*Masarykova univerzita v Brně, Přírodovědecká fakulta,
Centrum pro výzkum toxických látek v prostředí (RECETOX),*

Kamenice 753/5, pavilon A29, 625 00 Brno

<http://recetox.muni.cz>

doc. Ing. Vít Šrámek, Ph.D.; Ing. Věra Fadrhonsová; Ing. Radek Novotný, Ph.D.;
Ing. Lucie Jurkovská

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

Strnady 136, 252 02 Jíloviště

<http://www.vulhm.cz>

Ing. Jarmila Čechmánková, Ph.D.; doc. Ing. Radim Vácha, Ph.D.;
Ing. Viera Horváthová; Mgr. Jan Skála

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i.

Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5 – Zbraslav

<http://www.vumop.cz>

Obsah:

1 Úvod	7
2 Cíl metodiky	8
3 Stanovení rizikových látek v lesních půdách.....	8
3.1 Metodika výběru ploch a odběru půdních vzorků	8
3.2 Stanovení obsahu rizikových látek v lesních půdách	9
4 Způsob určení srovnávacích hodnot	10
4.1 Kategorie lesních porostů	10
4.2 Výběr statistických parametrů.....	10
4.2.1 Srovnávací hodnoty obsahu potenciálně rizikových prvků	10
4.2.2 Srovnávací hodnoty obsahu perzistentních organických polutantů	11
5 Srovnávací hodnoty.....	12
5.1 Srovnávací hodnoty pro hodnocení obsahu potenciálně rizikových prvků v lesních půdách	12
5.1.1 Obsahy potenciálně rizikových prvků ve výluhu lučavkou královskou	12
5.1.2 Celkové obsahy rtuti	17
5.1.3 Obsahy potenciálně rizikových prvků ve výluhu dusičnanem amonným	18
5.2 Srovnávací hodnoty pro hodnocení obsahu perzistentních organických polutantů v lesních půdách	20
5.3 Grafické znázornění srovnávacích hodnot pro hodnocení obsahu nejvýznamnějších polutantů.....	21
5.3.1 Obsahy potenciálně rizikových prvků ve výluhu lučavkou královskou a celkové obsahy rtuti	21
5.3.2 Obsahy potenciálně rizikových prvků ve výluhu dusičnanem amonným	27
5.3.3 Obsahy perzistentních organických polutantů	29
6 Hodnocení ekosystémových rizik.....	32

6.1	Hodnocení ekosystémových rizik na základě výsledků chemických analýz.....	32
6.1.1	Metoda hodnocení.....	32
6.2	Mikrobiologické a ekotoxikologické hodnocení	34
6.2.1	Úvod.....	34
6.2.2	Rozhodnutí o zapojení biologických metod do hodnocení lesních půd.....	34
6.2.3	Zhodnocení lesních půd mikrobiálními parametry	37
6.2.4	Zhodnocení lesních půd z hlediska ekotoxicity.....	40
7	Doplňkové informace	44
7.1	Přínos metodiky	44
7.2	Zhodnocení novosti postupů	44
7.3	Popis uplatnění metodiky	44
7.4	Ekonomické aspekty	45
7.5	Dedikace	45
8	Použitá literatura	46
9	Seznam předcházejících publikací autorů k tématu	47
10	Přílohy	54
10.1	Postupy stanovení mikrobiologických parametrů.....	54
10.1.1	Úpravy půdy	54
10.1.2	Stanovení mikrobiální biomasy v půdě	54
10.1.3	Stanovení bazální a substrátem indukované respirace půdy.....	55
10.2	Postupy ekotoxikologických testů.....	56
10.2.1	Úpravy půdy	56
10.2.2	Kontrola	56
10.2.3	Test přežívání a reprodukce chvostoskoka <i>Folsomia candida</i>	55
10.2.4	Test přežívání a reprodukce roupice <i>Enchytraeus crypticus</i>	57

1 ÚVOD

Lesní půda je dynamické prostředí, úzce spjaté celou řadou vazeb s dalšími složkami ekosystému. Je úzce provázána s atmosférou, klimatem a biotickou složkou. Ovlivňování biotických i abiotických složek lesních ekosystémů se projevuje i na půdních vlastnostech, a naopak změny půdních vlastností mohou ovlivnit strukturu i funkci lesních porostů (Fisher a Binkley, 2000).

Půda je nedílnou a významnou součástí lesních ekosystémů. V důsledku průmyslové činnosti, dopravy a dalších potenciálních zdrojů může docházet k její kontaminaci, ať již přímým vstupem kontaminantů například při záplavách, nebo prostřednictvím atmosférické depozice. Kontaminace lesních půd může mít značný vliv na fungování celých lesních ekosystémů. Ovlivňuje mikrobiální aktivitu v půdě, působí toxicky na rostliny a může tak omezovat nárůst biomasy nebo zdravotní stav porostu, a může rovněž docházet k vyplavování rizikových látek do podzemních či povrchových vod. Dosud se však problematice kontaminace lesních půd věnovalo méně pozornosti než kontaminaci půd zemědělských či městských, neboť nebezpečí vstupu rizikových látek do potravního řetězce či přímého ohrožení lidského zdraví je zde obvykle výrazně nižší. V případě lesních půd je nebezpečí kontaminace spojeno právě spíše s ohrožením lesního ekosystému. Pro lesní půdy dosud nebyly stanoveny limitní ani srovnávací hodnoty a nebyla dosud přijata jednotná metodika stanovení obsahu, případně forem rizikových látek v lesních půdách ani hodnocení jejich vlivu.

Tato metodika navazuje na předchozí metodiku shrnující hlavní metody pro stanovení celkového obsahu a obsahu přístupných forem potenciálně rizikových prvků a celkového obsahu hlavních skupin perzistentních organických polutantů v lesních půdách a předkládá návrh srovnávacích hodnot pro hodnocení obsahů rizikových látek v lesních půdách. Na hodnocení půdy chemickými analýzami navazuje výpočtové zhodnocení ekosystémových rizik. Dále lze k tomuto chemickému hodnocení v odůvodněných případech připojit biologické metody, které zhodnotí kvalitu lesní půdy ekotoxikologickými testy či stanovením mikrobiálních parametrů. Metodika popisuje postupy biologického hodnocení a uvádí příslušná kritéria odvozená z rozsáhlého měření lesních půd.

2 CÍL METODIKY

Cílem předkládané práce je poskytnout srovnávací hodnoty pro hodnocení obsahu rizikových látek, tedy potenciálně rizikových prvků a perzistentních organických polutantů, v lesních půdách, a to odděleně podle typu stanoviště charakterizovaného lesním vegetačním stupněm a druhem porostu. Taktéž pro biologické metody je cílem stanovit kritéria, při jejichž překročení je důvodné podezření na ekotoxicitu půdy či poškození půdní mikrobiální biomasy. Srovnávací hodnoty jsou prezentovány formou tabulek a názorných grafů.

3 STANOVENÍ RIZIKOVÝCH LÁTEK V LESNÍCH PŮDÁCH

3.1 Metodika výběru ploch a odběru půdních vzorků

Doporučený způsob odběru vzorků lesních půd pro hodnocení kontaminace uvádí certifikovaná Metodika hodnocení kontaminace lesních půd (Borůvka et al., 2013). V této metodice jsou rovněž naznačeny některé alternativy odběru, jejich úskalí a hlavní zásady. Zde shrnujeme pouze hlavní zásady výběru odběrových míst a odběru vzorků:

- Lokality by se neměly nacházet v blízkosti velkých měst a velkých průmyslových objektů, pokud není předmětem studia vliv právě těchto potenciálních zdrojů kontaminace.
- Měly by být vyloučeny plochy na okrajích lesních pozemků, odběrová místa by neměla být v těsné blízkosti cesty.
- Je třeba zaznamenat lesotypologické zařazení lokality (lesní vegetační stupeň), případně nadmořskou výšku, a alespoň základní složení porostu (dřevinnou skladbu).
- Je nutné zvlášť odebrat vrstvu nadložního humusu – buď podle jednotlivých horizontů (L, F, H), nebo jako směs fermentačního a humusového horizontu (F+H). Vhodné je odbírat nadložní horizonty kvantitativně pomocí odběrových rámečků (25 cm × 25 cm).

- Při odběru je třeba se vyvarovat možnosti druhotné kontaminace vzorků. V případě stanovení potenciálně rizikových prvků není vhodné používat pomůcky z nerezové oceli (obsahuje Cr, Mn, Mo a Ni), ze slitin mědi, či z přírodních gumy (vysoký obsah Zn). V případě stanovení perzistentních organických polutantů nelze používat materiály, které by mohly tyto látky obsahovat a uvolňovat. Doporučuje se pracovat v laboratorních rukavicích.

Srovnávací hodnoty v této metodice jsou uváděny pro nadložní organické horizonty (F+H), a dále pro konstantní hloubky 0–2 cm (odpovídá humusovému horizontu A, pokud je přítomen, nebo jeho svrchní části, pokud má větší mocnost), 2–10 cm, a 10–20 cm. Nebyly stanoveny srovnávací hodnoty pro hlubší půdy, protože většina znečišťujících látek se obvykle akumuluje právě v těchto svrchních vrstvách půdy a současně jsou tyto svrchní vrstvy rozhodující pro fungování lesních ekosystémů a pro výživu lesních dřevin. V případě, že jsou vzorky odebrány z jiných hloubek, je třeba k tomu při srovnávání přihlídnout.

3.2 Stanovení obsahu rizikových látek v lesních půdách

Tato metodika uvádí srovnávací hodnoty obsahu potenciálně rizikových prvků pro dvě metody stanovení:

1. Rozklad (extrakce) lučavkou královskou, tzv. pseudototální obsah, jako ukazatel celkového zatížení lokality;
2. Výluh roztokem dusičnanu amonného jako ukazatel biologicky přístupných forem rizikových prvků v půdě. Metoda stanovení přístupných (mobilních) obsahů potenciálně rizikových prvků v půdě je vyvinuta pouze pro analýzy minerálních (organominerálních) horizontů půd, tedy především orních horizontů zemědělských půd (Ap) a humusových (organominerálních) horizontů lesních půd (Ah), které jsou zásadní z hlediska přestupu prvků do rostlin. V rámci projektu byly proto výluhem v dusičnanu amonném analyzovány pouze vrstvy 0–2 cm (Ah) a 2–10 cm (většinou Ah/Bv).

Celkový obsah rtuti v pevných vzorcích půdy se stanovuje na přístroji AMA-254.

Podrobný postup stanovení uvádí certifikovaná Metodika hodnocení kontaminace lesních půd (Borůvka et al., 2013), kde jsou rovněž popsány metody extrakce a stanovení polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU), polychlorovaných bifenylů (PCB) a organochlorových pesticidů (OCP).

4 ZPŮSOB URČENÍ SROVNÁVACÍCH HODNOT

4.1 Kategorie lesních porostů

Bylo stanoveno 6 kategorií lesních porostů podle druhu lesa a lesních vegetačních stupňů (LVS):

1. Fluvizemě (ve všech LVS, zejména 1L, 2L, především listnaté lužní lesy nížin)
2. 1–3 LVS, lesy s převahou jehličnanů
3. 1–3 LVS, lesy listnaté a smíšené
4. 4–6 LVS, lesy s převahou jehličnanů
5. 4–6 LVS, lesy listnaté a smíšené
6. 7–9 LVS

V rámci přípravy této metodiky byly odděleně hodnoceny lesy smíšené a lesy s převahou listnatých dřevin, a to jak v LVS 1–3, tak i v LVS 4–6. U žádné ze znečišťujících látek ale nebyl zjištěn průkazný rozdíl mezi těmito kategoriemi, proto byly pro zjednodušení metodiky tyto kategorie spojeny do jedné kategorie.

Pro účely stanovení běžně se vyskytujících rozmezí hodnot bylo v každé kategorii vzorkováno 15 lokalit (v případě kategorií 3 a 5 dvojnásobek, neboť se jedná o spojení vždy dvou původních kategorií). Lokality byly vybírány v rámci celého území ČR tak, aby nezahrnovaly výrazně kontaminovaná území.

4.2 Výběr statistických parametrů

4.2.1 Srovnávací hodnoty obsahu potenciálně rizikových prvků

Potenciálně rizikové prvky jsou v určitém množství přirozeně přítomny v půdě z litogenních zdrojů, tedy z matečních hornin. Proto bylo cílem stanovit střední hodnoty a běžná rozmezí obsahů v půdách nekontaminovaných. Vzhledem k tomu, že mnohé soubory údajů nesplňovaly předpoklad normálního statistického rozdělení četností, byl jako ukazatel středních hodnot vybrán medián. Dále jsou jako běžné rozmezí obsahů uváděny dolní a horní kvartily, tedy interval, ve kterém se nachází 50 % zjištěných hodnot.

Vedle toho byl zvolen 90% kvantil jako horní hranice běžného obsahu. Při překročení uvedené hodnoty lze obsah daného prvku považovat za zvýšený a půdu za znečištěnou. Z důvodu nenormality statistického rozložení některých souborů hodnot nebylo možné použít jiné statistické parametry, jako například součet průměru a násobků směrodatné odchylky. Byla ověřována i možnost použití vypočteného teoretického 90. percentilu, jehož výpočet vychází z distribuční křivky hodnot. Opět vzhledem k tomu, že statistické rozdělení četností v mnoha případech nebylo normální, byly mnohé vypočtené percentily nepříliš věrohodné, a proto nebyly v této konečné podobě metodiky použity.

Kromě obsahu vztaženého na jednotku hmotnosti (v mg.kg^{-1}) jsou pro nadložní organické horizonty uvedeny i hodnoty převedené na základě kvantitativního odběru na jednotku plochy (v mg.m^{-2}).

V případě malého počtu hodnot v dané kategorii (zejména u nadložních horizontů 1. kategorie porostů, kde ve většině lokalit nebyly nadložní horizonty přítomny), nebylo možné jednotlivé statistické parametry určit a je uveden pouze medián.

4.2.2 Srovnávací hodnoty obsahu perzistentních organických polutantů

V případě perzistentních organických polutantů nelze hovořit o přirozeném obsahu v půdách, protože jsou v naprosté většině antropogenního původu. Kromě toho byly mnohé hodnoty pod mezí detekce použité metody. Z tohoto důvodu jsou pro POP uváděny pouze 90% kvantily jako horní hranice běžných difusních obsahů v půdě (v grafech navíc i horní kvantily); nad tuto hranici lze opět půdy hodnotit jako znečištěné.

Vzhledem k malému obsahu většiny jednotlivých POP jsou stanoveny srovnávací hodnoty pro sumy jednotlivých skupin polutantů:

Σ PAU – polycyklické aromatické uhlovodíky (anthracen, benzo(a)anthracen, benzo(b)fluoranthén, benzo(k)fluoranthén, benzo(a)pyren, benzo(ghi)perylen, phenanthren, fluoranthén, chrysen, indeno(1,2,3-cd)pyren, naphthalen, pyren)

Σ PCB kongenery – 28+52+101+118+138+153+180

Σ DDT – DDT včetně metabolitů DDE, DDD

HCB

HCH – $\Sigma \alpha + \beta + \gamma$

5 SROVNÁVACÍ HODNOTY

5.1 Srovnávací hodnoty pro hodnocení obsahu potenciálně rizikových prvků v lesních půdách

5.1.1 Obsahy potenciálně rizikových prvků ve výluhu lučavkou královskou

Tab. 1: Srovnávací hodnoty obsahu **arsenu** v půdách ve výluhu lučavkou královskou (mg.kg^{-1})

Vrstva (horizonty)	Kategorie porostu	Medián	Dolní kvartil	Horní kvartil	90% kvantil
F+H	1	7,6	3,8	11,4	13,7
	2	10,5	7,5	13,1	17,7
	3	11,1	7,6	15,4	19,2
	4	7,4	5,9	16,4	18,9
	5	12,4	9,1	27,8	44,1
	6	15,9	9,8	27,0	36,4
0–2cm	1	9,9	8,5	13,6	31,6
	2	12,7	8,3	16,8	21,4
	3	14,7	9,5	20,5	26,6
	4	17,6	14,2	21,6	35,8
	5	20,8	15,2	31,3	58,9
	6	27,4	17,9	40,4	64,3
2–10cm	1	10,9	9,0	15,2	31,7
	2	10,4	7,9	12,6	23,8
	3	13,5	8,0	19,7	20,9
	4	11,6	8,8	17,9	46,6
	5	21,3	13,9	28,3	56,4
	6	30,0	15,2	48,6	59,1
10–20cm	1	11,2	9,0	16,4	31,3
	2	9,2	5,9	13,3	23,1
	3	9,7	6,5	16,1	18,1
	4	8,4	7,7	14,0	29,3
	5	16,9	10,7	29,8	43,2
	6	24,1	9,2	33,8	56,1

Tab. 2: Srovnávací hodnoty obsahu **kadmia** v půdách ve výluhu lučavkou královskou (mg.kg⁻¹)

Vrstva (horizonty)	Kategorie porostu	Medián	Dolní kvartil	Horní kvartil	90% kvantil
F+H	1	0,16	0,08	0,24	0,29
	2	0,35	0,33	0,43	0,55
	3	0,59	0,37	0,88	1,13
	4	0,31	0,23	0,43	0,52
	5	0,46	0,36	0,70	1,14
	6	0,38	0,28	0,60	0,92
0–2 cm	1	0,31	0,24	0,41	0,64
	2	0,08	0,05	0,19	0,27
	3	0,29	0,15	0,57	0,68
	4	0,18	0,10	0,23	0,27
	5	0,19	0,15	0,42	0,71
	6	0,16	0,12	0,25	0,40
2–10 cm	1	0,26	0,22	0,32	0,57
	2	0,03	0,02	0,06	0,09
	3	0,12	0,09	0,16	0,26
	4	0,06	0,02	0,08	0,14
	5	0,14	0,09	0,18	0,25
	6	0,09	0,05	0,12	0,14
10–20 cm	1	0,17	0,14	0,26	0,38
	2	0,03	0,02	0,06	0,10
	3	0,07	0,05	0,11	0,18
	4	0,03	0,02	0,09	0,14
	5	0,12	0,07	0,16	0,28
	6	0,09	0,08	0,11	0,13

Tab. 3: Srovnávací hodnoty obsahu **olova** v půdách ve výluhu lučavkou královskou (mg.kg⁻¹)

Vrstva (horizonty)	Kategorie porostu	Medián	Dolní kvartil	Horní kvartil	90% kvantil
F+H	1	18,8	9,4	28,2	33,8
	2	70,1	48,3	82,7	103,1
	3	53,7	32,1	69,8	108,2
	4	67,7	54,4	98,2	114,1
	5	77,5	55,7	173,9	238,3
	6	128,0	89,5	171,0	191,0
0–2 cm	1	23,8	18,9	26,4	28,2
	2	40,2	25,8	55,9	79,3
	3	49,6	35,1	74,9	127,3
	4	74,3	63,2	87,3	108,2
	5	76,0	62,0	97,2	248,1
	6	84,3	57,5	96,2	127,8
2–10 cm	1	24,3	19,9	26,2	32,4
	2	23,5	18,7	26,6	28,5
	3	26,2	23,2	36,4	55,5
	4	37,5	22,8	42,7	54,3
	5	52,6	34,2	62,0	91,8
	6	38,0	30,4	56,8	72,2
10–20 cm	1	21,9	17,9	25,4	31,7
	2	14,9	13,7	19,0	22,8
	3	18,0	14,6	24,6	27,3
	4	20,9	16,7	24,6	35,4
	5	28,8	22,1	39,7	54,4
	6	33,3	20,9	38,3	43,7

Tab. 4: Srovnávací hodnoty obsahu **zinku** v půdách ve výluhu lučavkou královskou (mg.kg^{-1})

Vrstva (horizonty)	Kategorie porostu	Medián	Dolní kvartil	Horní kvartil	90% kvantil
F+H	1	22,5	11,2	33,7	40,5
	2	43,3	36,0	61,7	71,5
	3	73,8	52,1	93,6	114,6
	4	45,4	37,4	65,3	75,6
	5	79,5	58,9	98,0	134,6
	6	43,3	40,3	49,0	53,9
0–2 cm	1	82,3	58,6	95,9	123,0
	2	35,9	9,6	46,9	54,9
	3	58,6	45,8	74,9	91,5
	4	34,6	26,4	50,0	65,2
	5	61,8	42,1	105,0	131,4
	6	23,6	16,7	36,8	64,4
2–10 cm	1	75,8	55,7	92,7	128,2
	2	29,1	8,2	48,7	55,5
	3	43,9	35,6	54,9	63,4
	4	38,3	23,3	63,0	95,5
	5	59,3	42,0	82,2	107,7
	6	29,6	17,7	47,2	57,7
10–20 cm	1	67,7	52,2	98,9	116,3
	2	29,1	9,2	50,3	54,9
	3	39,3	28,4	52,9	73,2
	4	46,4	30,2	71,2	99,5
	5	56,4	39,7	82,6	109,9
	6	38,3	26,1	55,5	72,7

Tab. 5: Srovnávací hodnoty obsahu potenciálně rizikových prvků v nadložních organických horizontech (F+H) ve výluhu lučavkou královskou vztažené na jednotku plochy ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$)

Prvek	Kategorie porostu	Medián	Dolní kvartil	Horní kvartil	90% kvantil
As	1	25,4	-	-	-
	2	17,8	8,5	26,3	45,7
	3	9,3	4,3	22,3	34,4
	4	10,2	5,8	38,4	77,9
	5	16,5	7,5	76,8	201,2
	6	53,4	20,4	115,2	158,9
Cd	1	0,53	-	-	-
	2	0,67	0,38	1,02	1,43
	3	0,61	0,31	0,92	1,44
	4	0,44	0,22	0,91	1,87
	5	0,88	0,24	1,58	2,85
	6	0,92	0,60	1,90	3,51
Pb	1	62,8	-	-	-
	2	143,9	59,7	188,7	228,7
	3	41,1	21,4	112,8	190,5
	4	101,0	38,4	225,5	667,1
	5	103,2	27,5	419,0	1006,5
	6	334,9	168,5	700,6	823,6
Zn	1	75,11	-	-	-
	2	89,0	61,5	101,3	130,5
	3	68,8	32,2	119,2	175,2
	4	60,2	45,7	162,2	274,6
	5	129,2	41,7	227,9	328,5
	6	134,1	81,2	180,8	194,3

5.1.2 Celkové obsahy rtuti

Tab. 6: Srovnávací hodnoty obsahu **rtuti** v půdách (mg.kg^{-1})

Vrstva (horizonty)	Kategorie porostu	Medián	Dolní kvartil	Horní kvartil	90% kvantil
F+H	1	0,25	-	-	-
	2	0,34	0,26	0,45	0,50
	3	0,22	0,16	0,32	0,37
	4	0,33	0,26	0,36	0,42
	5	0,30	0,21	0,41	0,48
	6	0,39	0,31	0,42	0,45
0–2 cm	1	0,10	0,08	0,13	0,17
	2	0,11	0,09	0,29	0,36
	3	0,16	0,12	0,20	0,49
	4	0,25	0,16	0,35	0,46
	5	0,19	0,13	0,23	0,47
	6	0,22	0,15	0,27	0,28
2–10 cm	1	0,10	0,07	0,13	0,18
	2	0,05	0,04	0,06	0,07
	3	0,07	0,05	0,10	0,12
	4	0,08	0,06	0,09	0,14
	5	0,11	0,06	0,14	0,15
	6	0,11	0,07	0,15	0,19
10–20 cm	1	0,07	0,06	0,09	0,16
	2	0,03	0,03	0,05	0,07
	3	0,05	0,03	0,07	0,10
	4	0,06	0,05	0,09	0,13
	5	0,09	0,05	0,11	0,13
	6	0,10	0,08	0,14	0,19

Tab. 7: Srovnávací hodnoty celkového obsahu rtuti v nadložních organických horizontech, vztažené na jednotku plochy (mg.m^{-2})

Prvek	Kategorie porostu	Medián	Dolní kvartil	Horní kvartil	90% kvantil
Hg	1	0,40	-	-	-
	2	0,55	0,15	0,95	1,31
	3	0,20	0,04	0,40	0,82
	4	0,40	0,15	0,65	1,86
	5	0,30	0,10	1,13	2,23
	6	1,30	0,65	1,75	1,96

5.1.3 Obsahy potenciálně rizikových prvků ve výluhu dusičnanem amonným

Tab. 8: Srovnávací hodnoty obsahu **arsenu** v půdách ve výluhu dusičnanem amonným ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)

Vrstva	Kategorie porostu	Medián	Dolní kvartil	Horní kvartil	90% kvantil
0–2 cm	1	37,5	24,6	45,2	62
	2	124,5	85,9	177,5	228
	3	62,7	38,1	101,0	156
	4	191,5	155,8	267,5	276
	5	124,5	84,5	201,5	295
	6	135,5	103,2	212,0	244
2–10 cm	1	17,9	15,7	24,1	45
	2	62,9	57,7	70,9	108
	3	46,7	33,8	58,1	96
	4	62,7	36,6	80,6	132
	5	75,6	46,5	96,5	152
	6	72,6	33,4	94,1	97

Tab. 9: Srovnávací hodnoty obsahu **kadmia** v půdách ve výluhu dusičnanem amonným ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)

Vrstva	Kategorie porostu	Medián	Dolní kvartil	Horní kvartil	90% kvantil
0–2 cm	1	15,9	6,9	40,3	58,4
	2	35,8	29,2	72,6	170,1
	3	98,6	70,9	167,0	214,8
	4	92,1	79,9	130,5	173,7
	5	121,0	65,6	136,0	243,6
	6	106,9	76,7	142,5	288,4
2–10 cm	1	29,9	11,9	43,1	53,6
	2	15,6	14,4	20,2	33,1
	3	58,9	48,7	81,2	108,0
	4	25,3	17,9	61,4	69,2
	5	61,9	50,4	104,0	147,8
	6	39,7	31,1	54,8	75,6

Tab. 10: Srovnávací hodnoty obsahu **olova** v půdách ve výluhu dusičnanem amonným (mg.kg⁻¹)

Vrstva	Kategorie porostu	Medián	Dolní kvartil	Horní kvartil	90% kvantil
0–2 cm	1	0,02	0,01	0,03	0,2
	2	4,18	3,09	7,68	9,3
	3	1,11	0,13	2,10	4,0
	4	9,94	6,86	13,12	17,6
	5	10,80	2,52	13,80	30,8
	6	8,84	7,62	13,72	17,4
2–10 cm	1	0,02	0,01	0,06	0,4
	2	3,12	2,40	4,70	5,4
	3	1,36	0,80	2,44	4,8
	4	4,04	3,19	7,99	10,4
	5	4,65	1,92	11,54	23,3
	6	4,17	3,29	4,33	6,2

Tab. 11: Srovnávací hodnoty obsahu **zinku** v půdách ve výluhu dusičnanem amonným (mg.kg⁻¹)

Vrstva	Kategorie porostu	Medián	Dolní kvartil	Horní kvartil	90% kvantil
0–2 cm	1	0,49	0,10	1,65	2,5
	2	2,55	1,52	5,10	12,9
	3	6,78	3,45	8,38	11,4
	4	5,66	2,89	8,08	11,5
	5	5,23	2,86	9,20	10,0
	6	2,69	1,83	4,32	4,8
2–10 cm	1	0,57	0,27	1,37	2,3
	2	0,83	0,62	1,38	2,3
	3	2,42	1,77	3,06	4,0
	4	1,32	1,00	1,82	2,8
	5	2,55	1,70	3,49	6,6
	6	0,88	0,65	1,24	1,5

5.2 Srovnávací hodnoty pro hodnocení obsahu perzistentních organických polutantů v lesních půdách

Tab. 12: Srovnávací hodnoty obsahu perzistentních organických polutantů v jednotlivých horizontech (hloubkách) lesních půd: 90% kvantil ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)

Látka	Kategorie porostu	F+H	0–2 cm	2–10 cm	10–20 cm
Benzo-a-pyren	1	-	138	161,8	75,1
	2	354	198	8,5	-
	3	285	250	46,0	5,1
	4	220	194	11,5	-
	5	341	341	35,1	6,3
	6	259	68	6,1	3,1
Endosulfan	1	121,9	25,6	-	-
	2	132,6	37,7	-	4,3
	3	96,3	6,8	0,1	1,2
	4	138,3	11,6	14,8	4,7
	5	54,0	15,7	8,7	8,7
	6	81,7	15,1	-	1,3
Hexachlorbenzen	1	-	-	0,7	0,7
	2	3,8	0,8	-	-
	3	3,7	0,1	-	-
	4	0,5	0,9	-	-
	5	1,6	0,1	-	-
	6	2,6	0,4	-	-
ppDDE	1	-	18,5	29,2	15,0
	2	68,5	2,5	-	-
	3	20,9	-	-	-
	4	-	12,5	-	-
	5	53,4	6,4	-	-
	6	22,4	-	-	-

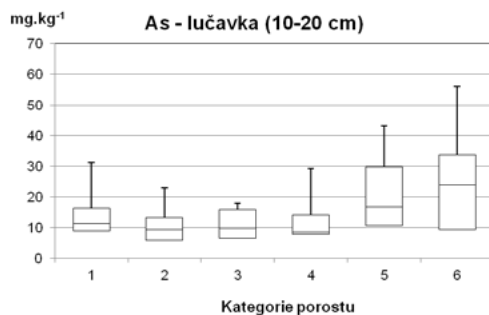
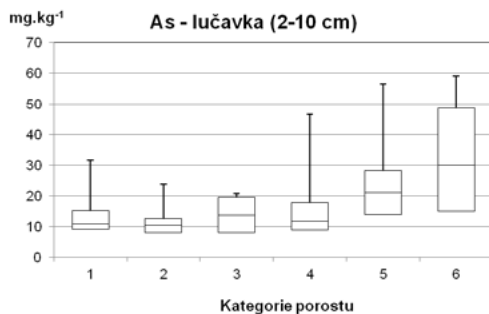
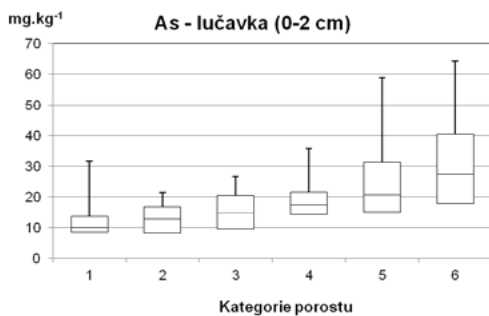
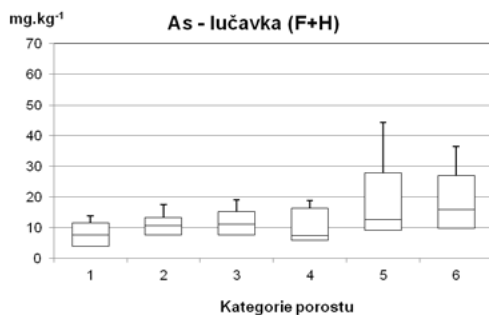
Tab. 13: Srovnávací hodnoty obsahu sumy hlavních skupin perzistentních organických polutantů v jednotlivých horizontech (hloubkách) lesních půd: 90% kvantil ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)

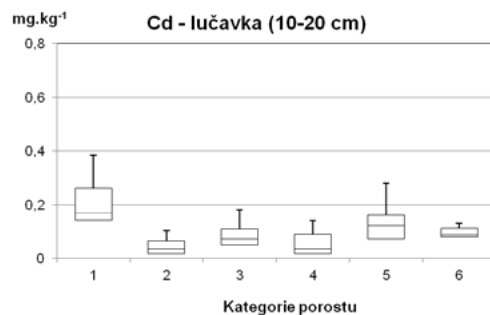
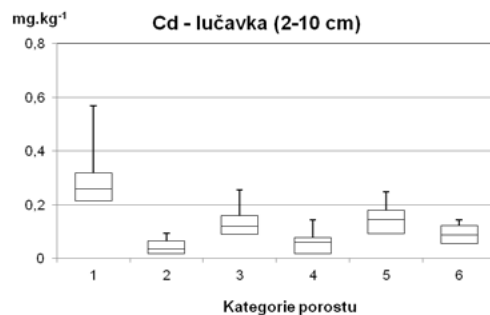
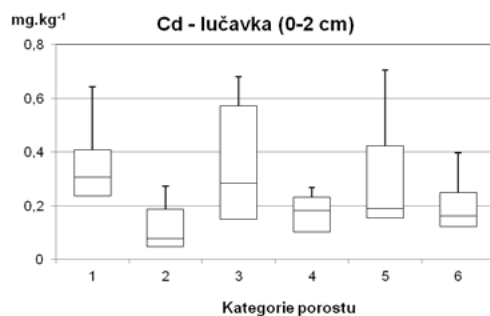
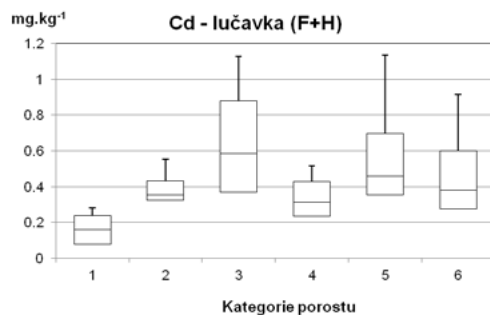
Látka	Kategorie porostu	F+H	0–2 cm	2–10 cm	10–20 cm
Suma PAU	1	-	1338	1576	730
	2	5276	2803	146	37
	3	3859	2821	543	103
	4	3040	2489	183	58
	5	5472	6262	618	127
	6	4696	1520	149	78
Suma DDx	1	-	221,6	118,2	70,4
	2	208,2	115,9	-	0,5
	3	130,0	134,4	40,7	0,3
	4	27,1	55,7	1,4	0,8
	5	31,9	38,6	3,4	0,1
	6	37,5	98,4	10,1	0,0
Suma PCB	1	-	35,2	1,0	-
	2	2,8	0,2	-	0,1
	3	9,1	8,5	0,5	2,1
	4	1,8	2,2	-	-
	5	3,6	5,5	-	1,1
	6	27,4	0,1	-	-

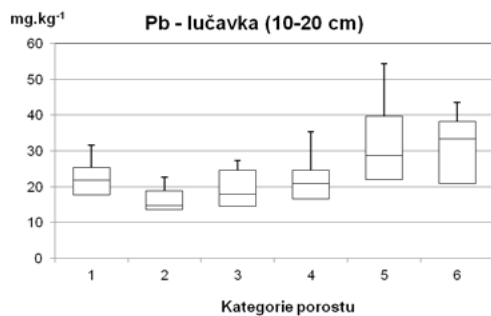
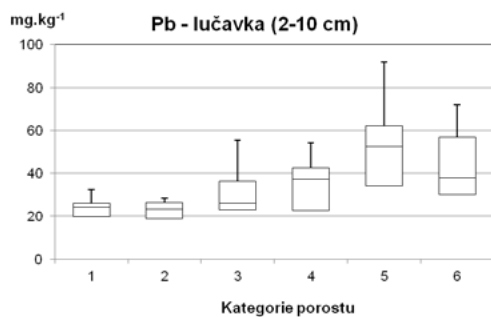
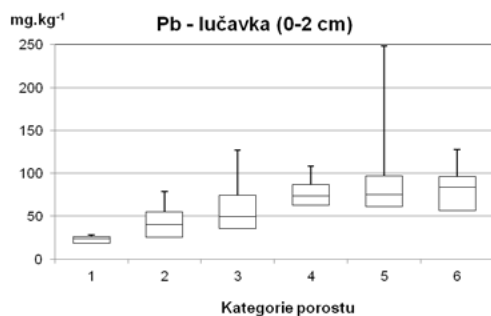
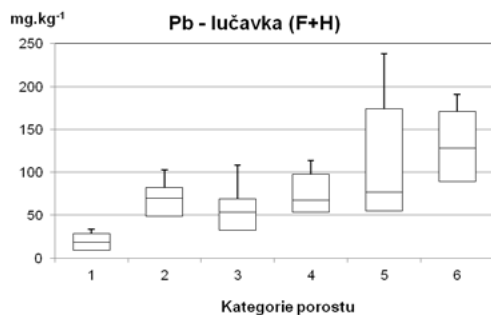
5.3 Grafické znázornění srovnávacích hodnot pro hodnocení obsahu nejvýznamnějších polutantů

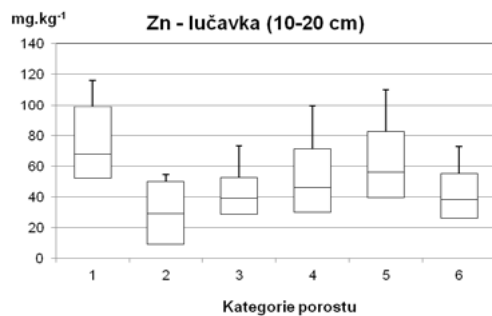
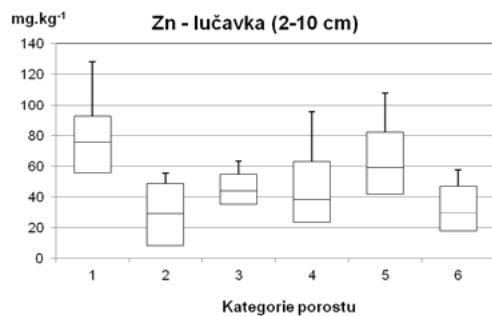
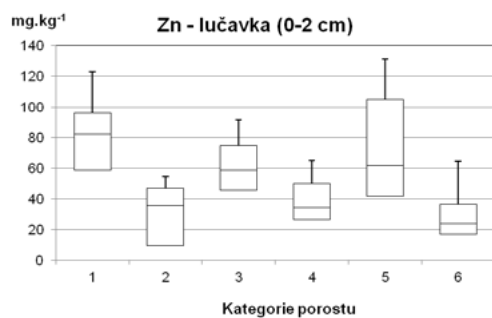
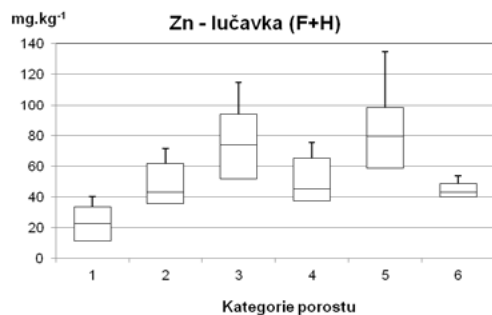
5.3.1 Obsahy potenciálně rizikových prvků ve výluhu lučavkou královskou a celkové obsahy rtuti

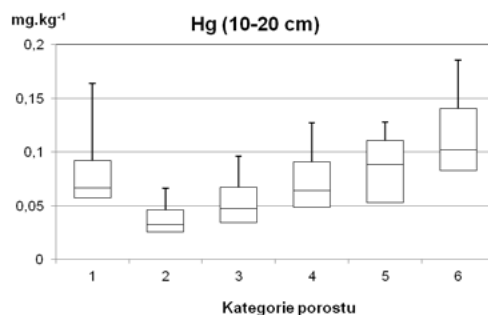
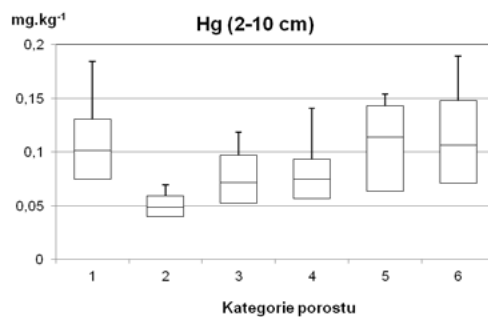
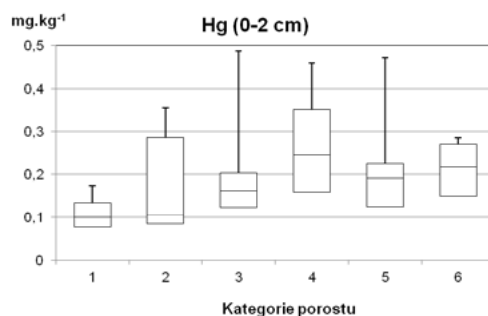
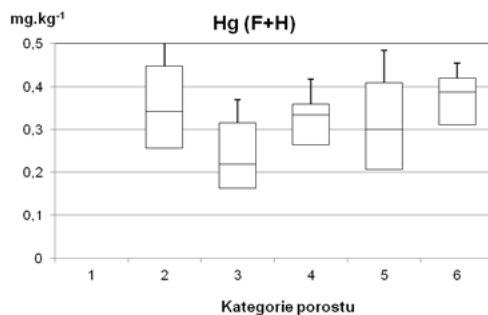
V následujících grafech jsou znázorněny srovnávací hodnoty pro obsahy jednotlivých potenciálně rizikových prvků ve výluhu lučavkou královskou v jednotlivých odběrových vrstvách půd v podobě krabicových grafů, které znázorňují dolní kvartil, medián a horní kvartil hodnot pro jednotlivé kategorie porostů. Úsečka pak ukazuje velikost 90% kvantilu jako horní hranici běžných obsahů, jejíž překročení již lze považovat za znečištění.





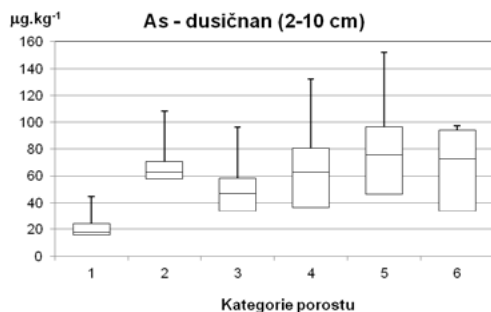
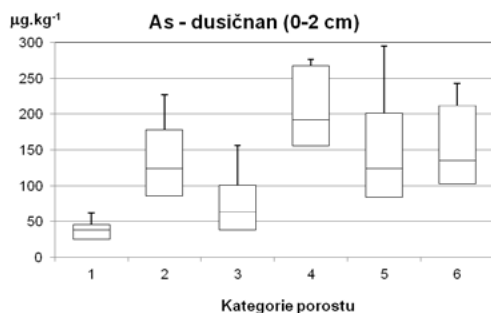


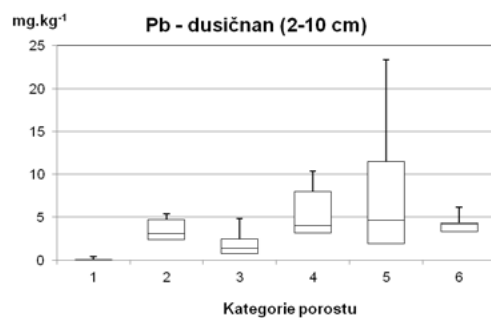
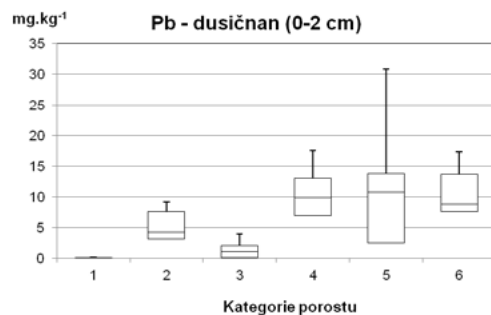
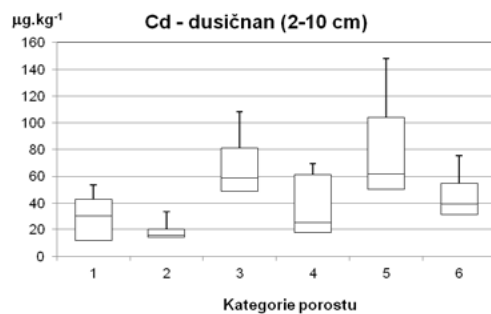
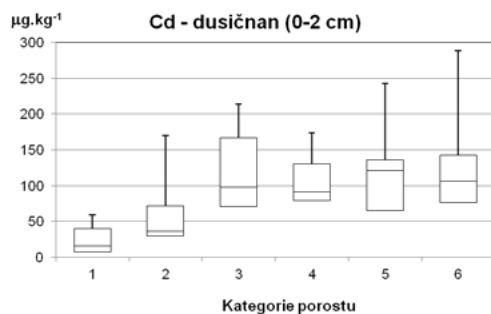


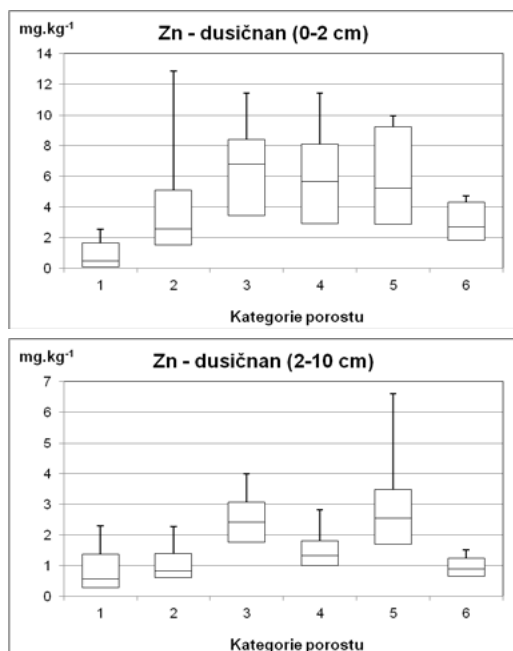


5.3.2 Obsahy potenciálně rizikových prvků ve výluhu dusičnanem amonným

V následujících grafech jsou znázorněny srovnávací hodnoty pro obsahy jednotlivých potenciálně rizikových prvků ve výluhu dusičnanem amonným (přístupné obsahy) ve dvou odběrových hloubkách půd v podobě krabicových grafů, které znázorňují dolní kvartil, medián a horní kvartil hodnot pro jednotlivé kategorie porostů. Úsečka pak ukazuje velikost 90% kvantilu jako horní hranici běžných obsahů, jejíž překročení již lze považovat za znečištění.

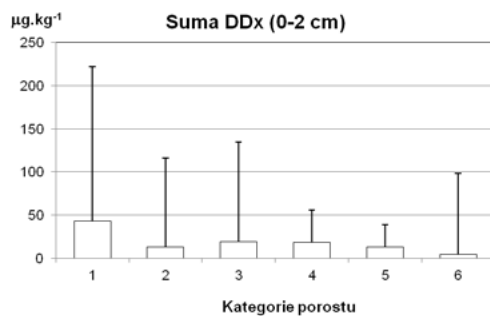
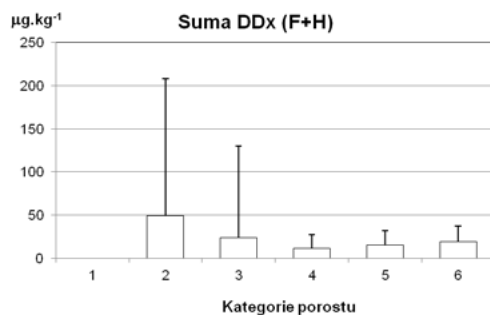
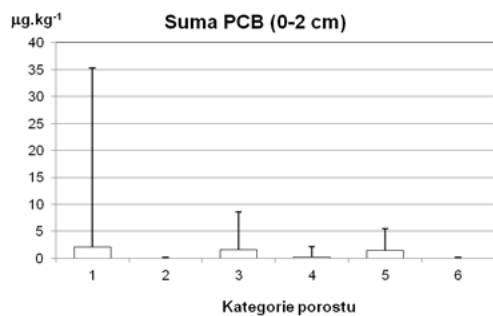
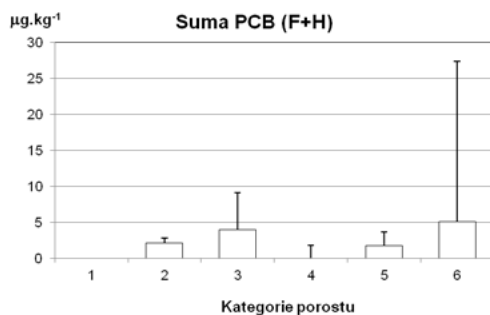


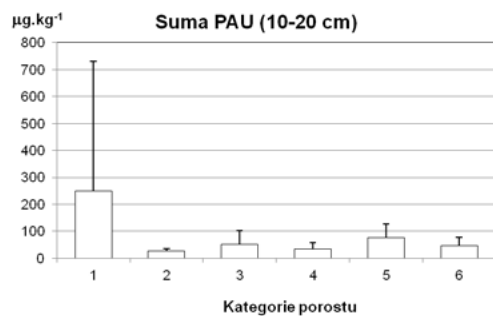
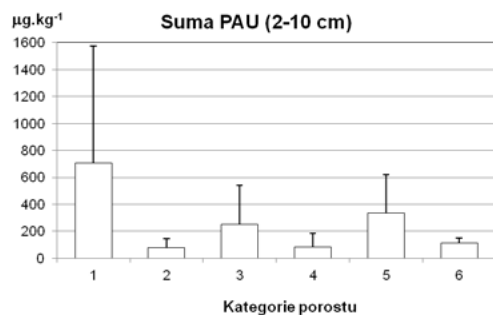
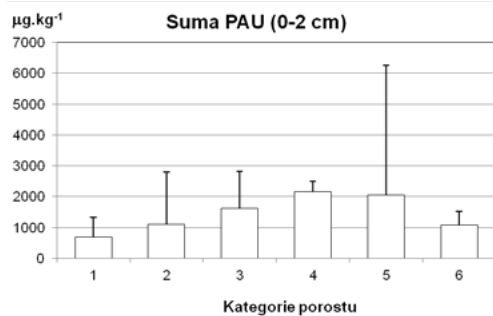
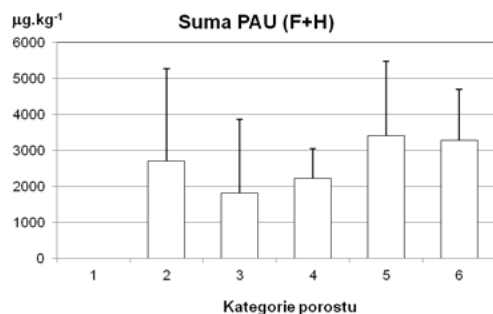




5.3.3 Obsahy perzistentních organických polutantů

V následujících grafech jsou znázorněny srovnávací hodnoty pro obsahy sumy jednotlivých hlavních skupin perzistentních organických polutantů v jednotlivých odběrových vrstvách půd v podobě sloupcových grafů, které znázorňují horní kvartil hodnot pro jednotlivé kategorie porostů. Úsečka pak ukazuje velikost 90% kvantilu jako horní hranici běžných obsahů, jejíž překročení již lze považovat za znečištění.





6 HODNOCENÍ EKOSYSTÉMOVÝCH RIZIK

6.1 Hodnocení ekosystémových rizik na základě výsledků chemických analýz

Referenční hodnoty obsahů rizikových prvků a perzistentních organických polutantů jsou statistickými hodnotami umožňujícími vyhodnotit úroveň zátěže půdy relativně, vzhledem ke stanovenému pozadí. Naproti tomu hodnocení pomocí ekosystémových rizik poskytuje informace o zátěži půdy na základě hodnocení účinku („*effect based*“). Pro praktické účely hodnocení kontaminace lesních půd je tedy vhodné použít oba přístupy.

6.1.1 Metoda hodnocení

Pro screeningové hodnocení ekosystémových rizik je použita metodika hodnocení dle poměru mezi environmentální koncentrací (PEC) a referenční koncentrací SRC_{ECO} (Serious Risk Concentration), která představuje „*effect based*“ indikativní hranici možných ekosystémových rizik v půdách. Metodické postupy, včetně SRC_{ECO} hodnot jsou podrobně popsány v pracích agentury RIVM „Ecotoxicological Serious Risk Concentrations“ (RIVM 2001 RIVM 2007, RIVM 2012).

Jedná se o hodnotu SRC_{ECO} , která je odvozena pro daný vztah stresor-receptor v rámci hodnocení účinků a reprezentuje indikativní hodnotu, tj. koncentraci, při které lze očekávat v půdním prostředí potenciální ekotoxikologické účinky na některých trofických úrovních. Výsledná hodnota poměru $RISK_{ECO}$ indikuje, zda a kolikrát je vyšší skutečná koncentrace než indikativní referenční koncentrace SRC_{ECO} .

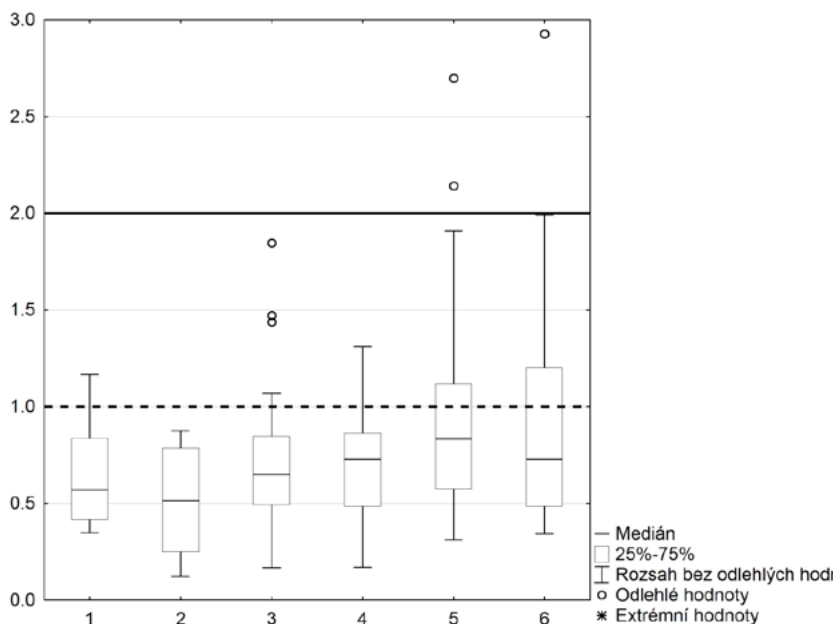
$$RISK_{ECO} = \frac{PEC}{SCR_{ECO}}$$

Za bezpečnou úroveň hodnoty $RISK_{ECO}$ je považována hodnota 1. Prakticky je používána jako kritická hodnota $RISK_{ECO}$ 2, která již identifikuje případy, kdy je nutné posuzovat riziko jako možné. V ostatních případech lze riziko posuzovat jako nevýznamné.

Dalším doporučeným krokem je porovnání se statistickými hodnotami $RISK_{ECO}$ velkého souboru lesních půd (výsledky projektu). Statistické vyhodnocení pro

$RISK_{ECO}$ je uvedeno na obrázku formou box-plotů srovnávajících dílčí kategorie lesních půd. Všechny hodnoty platí pro A horizont lesních půd. Obrázky dokumentují porovnání s hodnocenou hranicí $RISK_{ECO} \geq 1$ a $RISK_{ECO} \geq 2$.

Výsledky hodnocení ekosystémových rizik (*suma $RISK_{ECO}$*)



6.2 Mikrobiologické a ekotoxikologické hodnocení

6.2.1 Úvod

Kromě chemických analýz polutantů a jejich interpretace lze k indikaci negativních procesů v lesní půdě využít **biologické metody**:

- **bioindikace kvality půdy** – měří se biologické (nejčastěji mikrobiální) parametry půdy indikující stav půdních organismů na dané lokalitě v daném čase a hodnotí se, zda půdní biota není z nějakého důvodu negativně ovlivněna,
- **ekotoxikologické testování** – v laboratorních podmínkách jsou do vzorku půdy přidány vybrané modelové půdní organismy (živočiškové, rostliny, mikroorganismy) a je otestováno, zda pro ně půda je vhodným biotopem či nikoliv (mortalita, inhibice rozmnožování, růst apod.).

V případě nalezení významné ekotoxicity či významně zhoršeného stavu půdní bioty biologickými metodami se lze opodstatněně obávat, že v půdě jsou negativní faktory (nemusí jít jen o polutanty), které mohou mít za následek ztrátu klíčových půdních a ekosystémových funkcí, protože ty jsou půdní biotou zásadně podmíněny (Doelman a Eijssackers, 2004; Pankhurst et al., 1997).

V takových případech lze silně doporučit se problémem více zabývat, zejména:

- biologické hodnocení opakovat – ověření, zda nejde pouze o náhodný výsledek z důvodu vyšší variability, která je u biologických testů častá, či vlivem sezónních fluktuací v případě půdních mikrobiálních společenstev,
- hledat možné příčiny – prozkoumat, zda výsledek souvisí s polutanty v půdě či s jinými faktory (např. rozšířit spektrum sledovaných polutantů, zhodnotit detailněji fyzikálně-chemické vlastnosti půdy, identifikovat za efekty zodpovědnou frakci půdy, provést místně specifickou analýzu ekologických rizik apod.).

Výhody a přínosy biologického hodnocení:

- hodnotí kvalitu půdy z hlediska ekosystémových funkcí a úrodnosti, pro což pouze chemická analýza nestačí,
- jde o krok dále než chemická analýza – ukazuje důsledky znečištění,
- reflektuje nejen několik chemicky sledovaných polutantů, ale všechny látky přítomné v efektivních koncentracích,
- integruje výsledné působení celé směsi přítomných polutantů,
- integruje vliv dalších stresových faktorů v půdě, nejen polutantů,
- reflektuje z hlediska rizik skutečně relevantní (biologicky dostupné) frakce polutantů.

Nevýhody a úskalí biologického hodnocení

- živé systémy mají vysokou variabilitu a výsledky metod jsou variabilnější než chemické analýzy,
- organismy jsou citlivé na ekologické faktory, což může překrýt vliv polutantů,
- ne všechny faktory působící na organismy jsou sledovány, což může někdy způsobit, že příčiny výsledků jsou nejasné,
- k některým polutantům či v určitých podmínkách jsou modelové organismy tolerantní – žádné biologické účinky nejsou zjištěny ani ve vysokých koncentracích,
- biologické metody nejsou vhodné pro volatilní a rychle degradabilní polutanty – než jsou provedeny biologické metody, dojde k jejich významné redukci ve vzorcích,
- výsledky nelze vztahovat k rizikům pro zdraví lidí,
- pro výsledky zatím neexistují univerzální, natož legislativně definované limity.

Na základě zkušeností autorů a výsledků projektu „QI112A201 – Metody hodnocení zátěže lesních půd rizikovými látkami a identifikace ekologických rizik kontaminace lesních půd“ **je pro biologické hodnocení lesních půd navržena tato sada:**

- **3 mikrobiální parametry půdy:** mikrobiální biomasa v půdě, bazální a substrátem indukovaná respirace půdy a z nich odvozené ekofyziologické koeficienty
- **1 ekotoxikologický test:** test přežívání a reprodukce chvostoskoka *Folsomia candida*

Test přežívání a reprodukce roupice *Enchytraeus crypticus* byl na vzorcích projektu prováděn také, ale výsledky ukázaly, že je obecně nevhodný pro lesní půdy. Hlavním důvodem bylo evidentně pH. Ve všech vzorcích s pH(H₂O) pod 4,0 byla nulová reprodukce a v drtivé většině z nich i absolutní mortalita. Pro další hodnocení je tedy třeba výsledky testu s roupicemi i kritéria pro jeho vyhodnocení brát s rezervou, protože kritéria byla určena na silně redukovaném počtu vzorků, kde bylo pH(H₂O) nad 4,5.

V literatuře a v ISO a OECD normách existují i další testy a bioindikační metody, které by bylo možno použít. Nasnadě je využití alternativních druhů, zejména acidotolerantních roupic (např. *Cognettia sphagnetorum*). Jejich použitelnost by ale měla být nejdříve validována na dostatečném souboru půd podobně jako u testů ve výše jmenovaném projektu. V rámci projektu QI112A201 byly prováděny pokusy s cílem izolace a kultivace acidotolerantní roupice *C. sphagnetorum* z reálných lesních půd, ale skončily neúspěchem – tento druh se nepodařilo kultivovat v laboratorních podmínkách.

6.2.2 Rozhodnutí o zapojení biologických metod do hodnocení lesních půd

Při praktickém hodnocení kontaminace a rizik půd nemohou stát ekotoxikologické testy a mikrobiologické analýzy půdy v první řadě. Důvodem je jejich relativní novost v půdní legislativě a stále ještě nedostatečná validace použití pro takové účely. V souvislosti s nevýhodami a úskalími jmenovanými výše je také interpretace biologických výsledků složitější a méně jasná, než je tomu u konvenčních chemických analýz. Proto i při indikaci negativních jevů v lesní půdě je primárním přístupem chemická analýza a postupy vyhodnocení popsané v dalších částech metodiky. Biologické testování zatím zůstává **pouze na úrovni doporučení**. Přesto mohou biologické metody v některých situacích přinést cenné výsledky (viz výhody a přínosy uvedené výše), důležité pro rozhodování o lokalitě.

Lze vymezit několik scénářů, kdy lze biologické hodnocení silně doporučit:

- 1) konvenční chemické analýzy a vyhodnocení neukazují na příslušné lokalitě problém, ale:
 - a. existuje důvodné podezření na kontaminaci z důvodu přítomnosti nějakého dlouhodobého zdroje znečištění (např. expozice dálkovému transportu polutantů atmosférou, blízkost průmyslu, strojírenství, těžby, energetiky, velkých sídel apod.).
 - b. existuje důvodné podezření, že se v půdě vyskytují i jiné toxické látky než ty, které jsou rutinně sledovány v chemické analýze,
 - c. existuje důvodné podezření, že sledované látky, byť jednotlivě podlimitní, by mohly ve směsi způsobovat společný efekt na organismy, případně dokonce svůj efekt zvyšovat,
 - d. existuje důvodné podezření, že byť jsou celkové koncentrace sledovaných látek podlimitní, na lokalitě jsou specifické podmínky vedoucí k extrémní biologické dostupnosti či mobilitě polutantů (např. poškozený sorpční komplex půdy, nízký obsah organické hmoty, zasolení, nízké pH apod.),
 - e. existuje obava, že nejen polutanty, ale i fyzikální či chemické vlastnosti půdy mají negativní vliv na organismy dané lokality (např. anaerobní podmínky, změna pH apod.);
- 2) konvenční chemické analýzy a vyhodnocení popsaná výše ukazují na dané lokalitě problém (překročení limitů) a je zájem ověřit, zda i tak zůstává kvalita půdy z pohledu ekosystémových funkcí a úrodnosti zachována;
- 3) cílem hodnocení je primární posouzení ekosystémových funkcí půdy, jejich biologické kvality (tyto aspekty primárně nezahrnují dostupné chemické limity) bez ohledu na výsledky chemických analýz.

6.2.3 Zhodnocení lesních půd mikrobiálními parametry

V půdách jsou změřeny mikrobiální parametry dle postupů uvedených na konci této podkapitoly. Ve srovnání s předchozí metodikou (Borůvka et al., 2013) došlo v průběhu řešení projektu k některým úpravám a vylepšení, proto jsou poslední verze těchto postupů uvedeny v příloze této metodiky. Pro pilotní informaci o biologické půdní kvalitě lze použít standardní kombinaci kvantifikace mikrobiální biomasy půd (stanovení mikrobiálně vázaného uhlíku C_{bio}) a stanovení její mineralizační aktivity bez přidavku substrátu a s přidavkem (bazální respektive substrátem indukovaná respirace, BR respektive SIR). Z těchto tří údajů a z údaje o celkovém organickém uhlíku v půdě (TOC) lze dopočítat ekofyziologické indexy. Parametry spojené s cyklem uhlíku jsou doporučeny proto, že další aktivity jako například nitrifikace jsou v lesních půdách často inhibovány nízkým pH. Uvedené analýzy je vhodné provádět na vzorcích nadložních horizontů (F+H) a horizontů organominerálních (A, 0–2 cm, případně 2–10 cm).

Pro určení, zda je testovaná půda podezřelá z nízké biologické kvality půdy, se výsledky pro testovanou půdu srovnají s kritérii v Tabulce 14. Pokud alespoň jeden ze sledovaných parametrů ukáže na nižší biologickou kvalitu půdy, je potřeba se problémem více zabývat. Jsou-li překročena kritéria u více parametrů, lze s vysokou jistotou říci, že půda má z biologického hlediska vážný problém a situaci je třeba řešit.

Kritéria pro hodnocení mikrobiálních parametrů lesních půd byla odvozena z rozsáhlého měření (78 lokalit lesních půd, z nich 64 ve dvou horizontech) v rámci projektu „QI112A201 – Metody hodnocení zátěže lesních půd rizikovými látkami a identifikace ekologických rizik kontaminace lesních půd“. Díky vysokému počtu výsledků je výpovědní hodnota takových kritérií velmi vysoká.

Kritéria byla stanovena primárně odděleně pro nadložní organické (F+H) a svrchní organominerální (A: 0–2 cm) horizonty, protože všechny mikrobiální parametry a většina půdních fyzikálně-chemických parametrů se mezi horizonty lišily. Dalším významným faktorem pro mikrobiální parametry byly lesní vegetační stupně (LVS). Významnými faktory pro některé parametry byly i půdní typ, charakter lesa (listnatý, jehličnatý, smíšený), forma humusu a edafická kategorie. Tyto faktory ale mezi sebou mají autokorelace a také rozčleňují původní datový soubor na velmi malé skupiny, které nemohou být použity jako zdroj kritérií s dobrou vypovídací schopností. Pro účely odvození byly tedy výsledky rozlišeny jen na hlavních 5 kategoriích (viz Tabulka 14), pro něž byla nastavena kritéria z hodnot 10. percentilů.

Takto odvozená kritéria jsou specifická pro reálné lesní půdy v ČR a jsou mnohem relevantnější než jakékoliv hodnoty mikrobiálních parametrů z literatury. Výsledky

je možno také orientačně srovnat se staršími daty pocházejícími z monitoringu půd v ČR centrem RECETOX (Hofman et al., 2004), z nichž lze vybrat a charakterizovat subsystém lesních půd (Tabulka 15).

Tab. 14: Kritéria pro výsledky mikrobiálních parametrů půdy založená na 10. percentilu hodnot ve skupinách vzorků vzniklých z kombinací horizontů, lesních vegetačních stupňů (LVS) a půdních typů v rámci projektu QI112A201

Mikrobiální parametr	Jednotky	Kritérium				
		Půdu lze podezřít z nízké biologické kvality, pokud je průměrný výsledek konkrétního parametru v testované půdě nižší než:				
		horizont A			horizont F+H	
		fluvizemě a LVS 1-2	LVS 1-5	LVS 6-8	LVS 1-5	LVS 6-8
		n = 12 150-350 m n. m. pH = 4,5-6,7 TOC = 2,5-8,3 %	n = 48 200-900 m n. m. pH = 3,1-5,6 TOC = 1,9-31 %	n = 18 600-1100 m n. m. pH = 3,1-3,9 TOC = 4-21 %	n = 43 200-900 m n. m. pH = 3,5-5,3 TOC = 12-35 %	n = 18 600-1100 m n. m. pH = 3,4-4,3 TOC = 21-35 %
Mikrobiální biomasa (C_{bio})	$\mu\text{g } C_{bio} \cdot \text{g}_{suš.}^{-1}$	435	265	95	1585	1230
Bazální respirace (BR)	$\mu\text{g } \text{CO}_2\text{-C} \cdot \text{g}_{suš.}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$	1,0	0,5	1,0	4,5	4,5
Substrátem indukovaná respirace (SIR)	$\mu\text{g } \text{CO}_2\text{-C} \cdot \text{g}_{suš.}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$	12,5	4,0	2,5	16,0	17,0
Specifická bazální respirace (BR/ C_{bio})	$\mu\text{g } \text{CO}_2\text{-C} \cdot \text{mg}_{C_{bio}}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$	1,0	0,5	1,5	2,0	2,5
Specifická substrátem indukovaná respirace (SIR/ C_{bio})	$\mu\text{g } \text{CO}_2\text{-C} \cdot \text{mg}_{C_{bio}}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$	11	4,5	6,5	7,5	9,0
C_{bio}/TOC	%	1,10	0,50	0,10	0,70	0,25

Při hodnocení mikrobiálních dat je třeba si dát pozor na to, že tyto parametry jsou silně ovlivňovány faktory prostředí, nejen kontaminací půd. Zejména charakteristiky půdy, vegetační pokryv, počasí a klima, roční období apod. mají fatální vliv

na aktuální stav mikrobiálních společenstev a ovlivňují prostorovou i časovou variabilitu sledovaných parametrů. Doporučuje se opakované sledování lokalit v čase pro postižení sezónních fluktuací. Z půdních parametrů majících klíčový vliv na mikrobiální biomasu a respiraci je nutno uvést půdní organickou hmotu (parametry TOC, N_{tot}) a pH.

Pro každý sledovaný parametr je výsledkem pro danou půdu průměr, směrodatná odchylka (SD) a relativní směrodatná odchylka (RSD) z příslušného počtu opakování. Pro snížení variability je možné (maximálně) jedno opakování z výpočtu průměru, SD a RSD vyloučit, ale jen tehdy, pokud je vysoký rozptyl způsoben jednou odlehlou hodnotou oproti zbývajícím, které leží blíže sobě.

Srovnávání s limity probíhá přímo v jednotkách parametrů.

Výsledky testů lze považovat za seriózní, pouze pokud jsou k finálním výsledkům a rozhodnutím, která z nich vycházejí, doložena a řádně zdokumentována veškerá data, a to včetně primárních výsledků. Zdokumentováno a obhájeno musí být zejména jakékoliv vylučování odlehlých hodnot originálních dat z dalších výpočtů.

Tab. 15: Hodnoty 10. percentilu pro mikrobiální parametry lesních půd monitorovaných centrem RECETOX v letech 1997–2001 (Hofman et al., 2004)

Mikrobiální parametr	Jednotky	Lesy nižších poloh	Horské lesy
		n = 38 pH = 3,3-7,9 TOC = 1-6 %	n = 39 pH = 3,0-7,5 TOC = 6-37 %
Mikrobiální biomasa (C_{bio})	$\mu\text{g } C_{\text{bio}} \cdot \text{g}_{\text{suš.}}^{-1}$	470	805
Bazální respirace (BR)	$\mu\text{g CO}_2 \cdot \text{C} \cdot \text{g}_{\text{suš.}}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$	1,0	1,5
Substrátem indukovaná respirace (SIR)	$\mu\text{g CO}_2 \cdot \text{C} \cdot \text{g}_{\text{suš.}}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$	8	14
Specifická bazální respirace (BR/C_{bio})	$\mu\text{g CO}_2 \cdot \text{C} \cdot \text{mg}_{\text{Cbio}}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$	1,0	0,5
Specifická substrátem indukovaná respirace ($\text{SIR}/C_{\text{bio}}$)	$\mu\text{g CO}_2 \cdot \text{C} \cdot \text{mg}_{\text{Cbio}}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$	9,0	4,5
$C_{\text{bio}}/\text{TOC}$	%	1,20	0,75

6.2.4 Zhodnocení lesních půd z hlediska ekotoxicity

Půdy jsou otestovány ekotoxikologickým testem s chvostoskokem *Folsomia candida* dle postupu uvedeného na konci této podkapitoly včetně relevantních výpočtů. V případě, že $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ půdního vzorku je nad 4,5, lze také testovat testem s roupicí *Enchytraeus crypticus*; při nižším pH tento test nemá smysl (totální mortalita). Testy je doporučeno použít na vzorky nadložního humusu, tedy F+H, i pro horizont A.

Roupice a chvostoskoci zastupují typické složky fauny lesních půd, která má významnou dekompoziční roli v půdě, spočívající zejména ve fragmentaci rostlinných zbytků v opadu, promíchávání organických zbytků s půdou a tvorbě půdní struktury. Dva druhy jsou používány proto, že reprezentují dosti odlišné skupiny s odlišnou morfologií a také expozičními cestami (měkký tělní povrch roupic proti chitinovému exoskeletonu chvostoskoků). V rámci řešení projektu „QI112A201 – Metody hodnocení zátěže lesních půd rizikovými látkami a identifikace ekologických rizik kontaminace lesních půd“ však bylo zjištěno, že roupice *Enchytraeus crypticus* jsou pro testování lesních půd nevhodné. Hlavním důvodem bylo evidentně pH. Ve všech vzorcích s $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ pod 4,0 byla nulová reprodukce a v drtivé většině z nich i absolutní mortalita.

Rovněž tyto postupy byly oproti předcházející metodice (Borůvka et al., 2013) upraveny, a proto jsou poslední verze těchto postupů uvedeny v příloze této metodiky.

Výsledky ekotoxicity jsou na výstupu z testů vyjádřeny formou inhibice – pokles parametru oproti relevantní kontrole vyjádřený vůči relevantní kontrole (umělá půda). To znamená, že ekotoxicita narůstá s narůstající hodnotou inhibice od 0 % (kontrola) do 100 % (totální mortalita, žádní juvenilové). Výsledky pod 0 % představují „stimulaci“ ve srovnání s kontrolou. To může nastat u reprodukce, pokud je testovaná půda lepší biotop než kontrola. Stimulace se v dalším hodnocení neřeší a bere se jako pozitivní zjištění, že testovaná půda je jednoznačně v pořádku.

Pro určení, zda je testovaná půda podezřelá z ekotoxicity, se výsledky pro testovanou půdu srovnají s kritérii v Tabulce 16. Pokud alespoň jeden ze sledovaných parametrů ukáže na ekotoxicitu, je potřeba se problémem více zabývat. Jsou-li překročena kritéria u více parametrů, lze s vysokou jistotou říci, že půda má z biologického hlediska vážný problém a situaci je třeba řešit.

Kritéria pro určení ekotoxicity lesních půd byla odvozena z rozsáhlého testování 49 lesních půd v ČR (u 42 půd oba horizonty) oběma testy v rámci „QI112A201 – Metody hodnocení zátěže lesních půd rizikovými látkami a identifikace ekologických rizik kontaminace lesních půd“. U výsledků testu s *F. candida* byly vzorky rozděleny na smysluplné kategorie, kde byla kritéria stanovena statisticky. Jako nejvýznamnější se ukázalo rozdělení dle typu lesa (listnatý, smíšený, jehličnatý), které ale také

koreluje s formou humusu (mul, moder, mor). Byly pozorovány významně odlišné výsledky tam, kde byl ještě dostačující počet vzorků pro analýzu. U roupic se vzhledem k malému počtu vzorků (omezení na vzorky s pH nad 4,5) nedá soubor dělit na více skupin, ale je logické, že omezením pH z hodnocení prakticky vypadly půdy z vyšších LVS s jehličnatými lesy. Kritériem pro výsledky byly zvoleny 90. percentily výsledků inhibice zvláště pro hodnocené parametry v dané skupině vzorků. To znamená, že na daném souboru kritéria v Tabulce 16 neidentifikovala jako ekotoxické více než 10 % půd.

Takto odvozená kritéria jsou specifická pro reálné lesní půdy v ČR a jsou mnohem relevantnější než jakákoliv kritéria těchto testů z literatury, kterých je navíc velmi málo. Jediná dostupná oficiální kritéria těchto testů jsou uvedena v ISO 17616 (50 % pro reprodukci roupic a chvostoskoků). Tato kritéria však nejsou určena pro hodnocení přirozených *a priori* „nekontaminovaných“ půd ale spíše pro odpady, kaly, komposty, kontaminované zeminy apod. Jediná legislativní kritéria pro půdě podobné materiály se téměř nedají přenést na reálné lesní půdy, ale pro úplnost jsou uvedeny: a) kritéria z přílohy č. 4 vyhlášky 257/2009 Sb., o používání sedimentů na zemědělské půdě (50 % pro reprodukci roupic a chvostoskoků, 30 % pro růst rostlin); b) kritéria z návrhu nového Metodického pokynu odboru odpadů k hodnocení ekotoxicity odpadů pro účely vyhlášky č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady (50 % pro reprodukci roupic a chvostoskoků).

Použití půdních testů toxicity pro půdní vzorky má samozřejmě určitá úskalí. Zejména se jedná o fakt, že vlastnosti testovaného vzorku (struktura, pH, nevhodné složení organické hmoty apod.) mohou být nevhodné pro modelový organismus nezávisle na (ne)přítomných polutantech. Vzhledem k tomu, že modelové druhy pro standardní testy ISO a OECD byly vybrány s ohledem na praktické aspekty (kultivovatelnost v laboratoři, reprodukční doba – délka testu apod.), jejich ekologické požadavky mohou být často odlišné od vlastností reálných půd. Je přirozené, že každý druh má své optimální ekologické podmínky – rozpětí faktorů prostředí, kdy dosahuje maximálního přežívání, rozmnožování a růstu. Mezi nejdůležitější faktory, které mohou ovlivňovat modelové živočichy v testech, patří pH, textura a organická hmota. Ve chvíli, kdy testovaný vzorek svými vlastnostmi vybočuje z průniku důležitých optim pro modelový druh, nelze u něj očekávat dobré výsledky ekotoxikologického testu, ani kdyby ve vzorku nebyl jediný toxikant. Toto se ukázkově projevilo na výsledcích hodnocení lesních půd testem s *E. crypticus* v rámci projektu QI112A201, kdy v půdách s pH pod 4,5 byla téměř 100 % mortalita a inhibice reprodukce.

Výpočty u ekotoxikologických testů

Pro každý sledovaný parametr (počet dospělců, počet juvenilů, počet juvenilů na dospělé) se spočítá průměr, směrodatná odchylka (SD) a relativní směrodatná odchylka (RSD) z příslušného počtu opakování jak pro jednotlivé testované půdy, tak pro relevantní kontrolu (umělou půdu). U kontroly je nepřipustné vyloučit jakékoliv opakování z výpočtů a výsledky kontroly jsou porovnány s kritérii validity testu (viz výše). U testované půdy je pro snížení variability možné (maximálně) jedno opakování z výpočtu průměru, SD a RSD vyloučit, ale jen tehdy, pokud je vysoký rozptyl způsoben jednou odlehlou hodnotou oproti třem zbývajícím, které leží blíže sobě. Je běžné, že v případech, kdy sledovaný parametr nabývá nízkých hodnot (silná ekotoxicitá, inhibice), mají velmi vysoké RSD, které nelze nijak snížit.

Následně se pro každý parametr spočítá inhibice – relativně (procentuálně) vyjádřený pokles parametru oproti kontrole:

$$\text{Inh (\% kontroly)} = \frac{K - P}{K} \times 100$$

kde P a K jsou průměry parametru pro testovanou půdu respektive kontrolu.

Směrodatná odchylka nového vyjádření formou inhibice (SD_{Inh}) se spočítá dle „propagace chyby“:

$$SD_{\text{Inh}} = \text{Inh} \times \sqrt{\left(\frac{SD_P}{P}\right)^2 + \left(\frac{SD_K}{K}\right)^2}$$

kde SD_P a SD_K jsou směrodatné odchylky parametru v testované půdě, respektive kontrole.

Je na místě zdůraznit, že inhibice přežívání pro dospělé u testu s roupicemi a chvostoskoky není totéž co mortalita. Mortalita je vztažena na počátečně přidány počet jedinců, inhibice je vztažena na kontrolu, kde může být také určitá mortalita.

Srovnávání s limity ekotoxicity probíhá u všech testů a parametrů v této podobě.

Výsledky testů lze považovat za seriózní, pouze pokud jsou k finálním výsledkům a rozhodnutím, která z nich vychází, doložena a řádně zdokumentována veškerá data, a to včetně primárních výsledků počtů dospělců, juvenilů, délky kořínků. Zdokumentováno a obhájeno musí být zejména jakékoliv vylučování odlehlých hodnot originálních dat z dalších výpočtů.

Tab. 16: Kritéria pro výsledky testování půd pomocí testů ekotoxicity založená na výsledcích 90. percentilu vzorků lesních půd hodnocených v projektu QI112A201. Před porovnáním s kritérii musí být výsledky testu pro hodnocenou půdu vyjádřeny jako inhibice vůči kontrole (viz výpočty níže). Zjednodušeným způsobem (prosté srovnání výsledku s kritériem ze 4. sloupce tabulky bez použití statistiky) lze ekotoxicitu vyhodnotit pouze tehdy, není-li relativní směrodatná odchylka (RSD) konkrétních parametrů pro testovanou půdu vyšší než hodnoty uvedené ve 3. sloupci tabulky. Pokud je variabilita vyšší, nesmí být půda zhodnocena zjednodušeným postupem, ale musí být provedeno statistické porovnání výsledků daného parametru pro testovanou půdu s kritérii uvedenými v 5. sloupci tabulky. Kritéria pro roupice *E. crypticus* jsou pouze orientační (malý počet vzorků).

Test	Parametr	Pro hodnocení bez použití statistiky musí být u testované půdy relativní směrodatná odchylka původních výsledků parametru:	Kritéria pro srovnání bez statistiky Půdu lze podezřít z ekotoxicity, pokud je inhibice větší než:			Kritéria pro statistické srovnání ^a Půdu lze podezřít z ekotoxicity, pokud je $(Inh + 1,5 \times \frac{SD_{inh}}{2,34})$ větší než:		
			lesy listnaté n = 31	lesy smíšené n = 24	lesy jehličnaté n = 36	lesy listnaté n = 31	lesy smíšené n = 24	lesy jehličnaté n = 36
chvostoskok <i>F. candida</i>	Inhibice přežívání dospělců	max. 50 %	20 %	55 %	30 %	30 %	75 %	40 %
	Inhibice reprodukce	max. 50 %	80 %	85 %	80 %	100 %	100 %	100 %
	Inhibice specifické reprodukce	max. 50 %	75 %	70 %	70 %	95 %	90 %	90 %
roupice <i>E. crypticus</i> pouze vzorky s pH(H ₂ O) nad 4,5 ! n = 24	Inhibice přežívání dospělců	max. 60 %		80 %			100 %	
	Inhibice reprodukce	max. 60 %		95 %			100 %	
	Inhibice specifické reprodukce	max. 60 %		90 %			100 %	

^a Jde o jednostranný jednovýběrový Studentův t-test na hladině významnosti 0,10. Hodnota 1,5 je je kritická hodnota Studentova t rozdělení $t_{0,90}$ s počtem stupňů volnosti = 4 (tj. n – 1). Jmenovatel pod SD_{inh} je $\sqrt{n}$, tedy 2,34. Postup založený na tom, že vzorek vyhovující limitu musí být pod limitem včetně horní meze intervalu spolehlivosti, je inspirován sdělením MŽP (2011).

7 DOPLŇKOVÉ INFORMACE

7.1 Přínos metodiky

Metodika jako první v České republice poskytuje srovnávací hodnoty pro posuzování míry znečištění lesních půd rizikovými látkami. Aplikace této metodiky umožní jednotné hodnocení kontaminace lesních půd na různých pracovištích a usnadní tak vzájemnou porovnatelnost výsledků a lepší interpretaci.

7.2 Zhodnocení novosti postupů

Metodika představuje první stanovení srovnávacích hodnot pro hodnocení kontaminace lesních půd v České republice. Dosud zde a ani v okolních zemích žádná kritéria či srovnávací hodnoty pro lesní půdy neexistovaly. Výsledky průzkumů obsahů rizikových látek v půdách byly často srovnávány s limitními hodnotami pro půdy zemědělské, což je chyba, neboť lesní půdy mají jiný charakter zejména vzhledem k existenci nadložních organických horizontů. Rovněž důvod nebezpečnosti rizikových látek v lesních půdách je jiný: zatímco v zemědělských půdách se jedná o přímé potenciální ohrožení potravního řetězce, v případě lesních půd jde spíše o nebezpečí poškození lesního ekosystému jako takového.

Srovnávací hodnoty vycházejí z rozsáhlého originálního průzkumu skutečného stavu obsahu potenciálně rizikových prvků i perzistentních organických polutantů v lesních půdách neznečištěných oblastí a jsou rozlišeny do šesti kategorií podle typu stanovišť. V případě potenciálně rizikových prvků jsou navíc uvedeny pseudo-totální obsahy (stanovené ve výluhu půdy lučavkou královskou) a obsahy přístupných forem (stanovené ve výluhu půdy dusičnanem amonným).

7.3 Popis uplatnění metodiky

Metodika je určena pro organizace zabývající se průzkumem půdního prostředí lesních porostů ve vztahu ke zdravotnímu stavu dřevin, produkci a plnění mimo-produkčních funkcí lesních ekosystémů. Bude využita především výzkumnými pracovišti, univerzitami a rezortními organizacemi působícími v oblasti lesního hospodářství (VÚLHM, ÚKZÚZ, ÚHÚL) a ochrany přírody (AOPK, ČIŽP).

V návaznosti na diferencované srovnávací referenční hodnoty bude možné metodiku uplatnit jako první krok pro hodnocení úrovně kontaminace lesních půd

ve vymezených územích nebo i na menších plochách. Výsledky tohoto prvního kroku hodnocení by měly sloužit k rozhodování, zda je účelné použití přesnějších (avšak náročnějších) metod hodnocení, především rizikové analýzy, která by charakterizovala rizika pro ekosystémy nebo člověka vzhledem ke konkrétním podmínkám stanoviště.

Metodika přináší cenné informace i pro vlastníky a správce lesních majetků, na kterých se projevují narušení zdravotního stavu či ztráta na produkci vlivem kontaminace půdního prostředí, zejména v oblastech výrazněji zatížených vstupy potenciálně rizikových prvků nebo perzistentních organických polutantů.

7.4 Ekonomické aspekty

Ekonomické efekty uplatnění metodiky vyplývají ze zpřesnění a zjednodušení metod identifikace rizikových lokalit zatížených rizikovými prvky a ze zjednodušení laboratorních postupů. Z větší části jsou nepřímé – nevznikají na straně uživatele metodiky, ale následně u vlastníků a správců lesních majetků v oblastech s narušeným půdním prostředím. Nejvýraznější efekt je ovšem celospolečenský – posílení všech funkcí lesních ekosystémů, zejména zabezpečení jejich environmentální bezpečnosti a vhodnosti pro rekreaci.

Identifikace lokalit je významná zejména v oblastech zatížených v minulosti i v současné době průmyslem (Ostravsko, Těšínsko, Krušnohorské pánve, lokality v blízkosti bodových zdrojů znečištění, jako jsou některé sklářské provozy) a v bývalých vojenských prostorech – zejména tam, kde se předpokládá plnohodnotné využití funkcí lesa včetně rekreační, sběru lesních plodů apod. (Brdy 260 km², Ralsko 250 km²). Plochu takto potenciálně zatížených oblastí lze předběžně odhadnout na cca 2.000 km². Cílené analýzy půd, které poskytnou objektivní informace o obsahu a účincích rizikových látek, umožní efektivnější plánování případných remediačních zásahů. V tomto směru lze očekávat celkový ekonomický přínos v rozsahu 1 až 2 mil. Kč ročně. Společenský přínos při zohlednění všech potenciálních funkcí lesa je ovšem ještě výrazně vyšší.

7.5 Dedikace

Metodika byla vypracována v rámci řešení projektu NAZV QI112A201 „Metody hodnocení zátěže lesních půd rizikovými látkami a identifikace ekologických rizik kontaminace lesních půd“. Využity byly i podklady získané jednotlivými zúčastněnými pracovišti v rámci předchozích výzkumných projektů.

8 POUŽITÁ LITERATURA

- Borůvka, L., Sáníka, M., Šrámek, V., Vácha, R., Čechmánková, J., Čupr, P., Drábek, O., Fadrhonsová, V., Fraňková, A., Hofman, J., Houška, J., Horváthová, V., Rotter, P., Sáníka, O., Skála, J., Šindelářová, L., Tejnecký, V., Vašíčková, J., Vortelová, L.: Metodika hodnocení kontaminace lesních půd. Certifikace: Státní pozemkový úřad, 5/2013-ČZU.
- ČSN EN ISO 11267 (2014): Kvalita půdy – Inhibice reprodukce chvostoskoků (*Folsomia candida*) látkami znečišťujícími půdu.
- ČSN EN ISO 14240-1 (2011) Kvalita půdy – Stanovení půdní mikrobiální biomasy – Část 1: Metoda substrátem indukované respirace.
- ČSN EN ISO 14240-2 (2011) Kvalita půdy – Stanovení půdní mikrobiální biomasy – Část 2: Fumigační extrakční metoda.
- ČSN EN ISO 16072 (2011): Kvalita půdy – Laboratorní metody pro stanovení mikrobiální půdní respirace.
- ČSN ISO 11268-2 (2014): Kvalita půdy – Účinky znečišťujících látek na žížaly - Část 2: Stanovení účinků na reprodukci *Eisenia fetida*/*Eisenia andrei*.
- ČSN ISO 11465 (1998): Kvalita půdy – Stanovení hmotnostního podílu sušiny a hmotnostní vlhkosti půdy – Gravimetrická metoda.
- ČSN ISO 16387 (2010): Kvalita půdy – Vliv znečišťujících látek na Enchytraeidae (*Enchytraeus* sp.) – Stanovení vlivu na reprodukci a na přežití.
- Doelman, P., Eijssackers, H.J.P. (2004): Vital soil – function, value and properties. Elsevier. ISBN 0444517723.
- Fisher, R.F., Binkley, D., (2000): Ecology and management of forest soils. John Wiley & Son: 489 pp.
- Hofman, J., Dušek, L., Klánová, J., Bezchlebová, J., Holoubek, I. (2004): Monitoring microbial biomass and respiration in different soils from the Czech Republic – a summary of results. Environment International 30, 19-30.
- ISO 17616 (2008): Soil quality - Guidance on the choice and evaluation of bioassays for ecotoxicological characterization of soils and soil materials. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.
- MŽP (2011): Sdělení odboru odpadů MŽP k problematice „Limitní hodnoty ukazatelů – interpretace výsledků zkoušek“. Věstník Ministerstva životního prostředí XXI, částka 2.

- Pankhurst, C.E., Doube, B.M., Gupta, V.V.S.R. (1997): Biological indicators of soil health. CAB International, Wallingford. ISBN 0851991580.
- RIVM 2001. Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., Otte, P.F., Rikken, M.G.J., Swartjes, F.A., Verbruggen, E.M.J. and van Wezel, A.P. Report 711701 023. Technical evaluation of the intervention values for soil/sediment and groundwater human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. 2001.
- RIVM 2007. van Vlaardingen, P.L.A. and Verbruggen, E.M.J. Report 601782001/2007. Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of 'International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands' (INS), Revision 2007.
- RIVM 2012. van Herwijnen, R., Environmental risk limits for organotin compounds. RIVM report 607711009/2012.

9 SEZNAM PŘEDCHÁZEJÍCÍCH PUBLIKACÍ AUTORŮ K TÉMATU

- Borůvka, L., Drábek, O. (2004): Heavy metal distribution between different fractions of humic substances in a heavily polluted soil. *Plant, Soil and Environment*, 50 (8): 339-345.
- Borůvka, L., Huan-Wei, Ch., Kozák, J., Křišťoufková, S. (1996): Heavy contamination of soil with cadmium, lead and zinc in the alluvium of the Litavka river. *Rostlinná výroba*, 42 (12): 543-550.
- Borůvka, L., Kozák, J., Křišťoufková, S. (1997): Distribution of Cd, Pb and Zn in plants grown on heavily polluted soils. *Rostlinná výroba*, 43 (6): 249-256.
- Borůvka, L., Kozák, J., Křišťoufková, S. (1997): Speciace těžkých kovů v kontaminované půdě. *Chemické listy*, 91: 868-870.
- Borůvka, L., Křišťoufková, S., Kozák, J. (1997): Heavy metal accumulation in plants grown in heavily polluted soils. *Folia Microbiologica*, 42 (5): 524-526.
- Borůvka, L., Křišťoufková, S., Kozák, J., Huan-Wei, Ch. (1997): Speciation of cadmium, lead and zinc in heavily polluted soils. *Rostlinná výroba*, 43 (4): 187-192.
- Borůvka, L., Mládková, L., Drábek, O., Vašát, R. (2005): Factors of spatial distribution of forest floor properties in the Jizera Mountains. *Plant, Soil and Environment*, 51 (10): 447-455.

- Borůvka, L., Podrázský, V., Mládková, L., Kuneš, I., Drábek, O. (2005): Some approaches to the research of forest soils affected by acidification in the Czech Republic. *Soil Science and Plant Nutrition*, 51 (5): 745-749.
- Borůvka, L., Sánka, M., Šrámek, V., Vácha, R., Čechmánková, J., Čupr, P., Drábek, O., Fadrhonsová, V., Fraňková, A., Hofman, J., Houška, J., Horváthová, V., Rötter, P., Sánka, O., Skála, J., Šindelářová, L., Tejnecký, V., Vašíčková, J., Vortelová, L. Metodika hodnocení kontaminace lesních půd. Certifikace: Státní pozemkový úřad, 5/2013-ČZU.
- Borůvka, L., Vacek, O., Jehlička, J. (2005): Principal component analysis as a tool for the indication of the origin of potentially toxic elements in soils. *Geoderma*, 128 (3-4): 289-300.
- Borůvka, L., Vácha, R. (2006): Litavka River alluvium as a model area heavily polluted with potentially risk elements. Some methods for studying polluted soils. In: Morel, J.-L., Echevarria, G., Goncharova, N. (eds.): *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils. Proceedings of the NATO Advanced Study Institute on Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils*, held in Trest, Czech Republic, 18-30 August 2002. Chapter 9. Springer, Dordrecht: 267-298.
- Čupr, P., Bartoš, T., Sánka, M., Klánová, J., Mikeš, O., Holoubek, I. (2010): Soil burdens of persistent organic pollutants - their levels, fate and risks. Part III. Quantification of the soil burdens and related health risks in the Czech Republic. *Science of the Total Environment*, 408 (3): 486-94.
- Galušková, I., Borůvka, L., Drábek, O. (2011): Urban soil contamination by potentially risk elements. *Soil and Water Research*, 6 (2): 55-60.
- Holoubek, I., Dušek, L., Sánka, M., Hofman, J., Čupr, P., Jarkovský, J., Zbírál, J., Klánová, J. (2009): Soil burdens of persistent organic pollutants - Their levels, fate and risk. Part I. Variation of concentration ranges according to different soil uses and locations. *Environmental Pollution*, 157 (6): 1917-1923.
- Chrastný, V., Vaněk, A., Komárek, M., Farkaš, J., Drábek, O., Vokurková, P., Němcová, J. (2012): Incubation of air-pollution-control residues from secondary Pb smelter in deciduous and coniferous organic soil horizons: Leachability of lead, cadmium and zinc. *Journal of Hazardous Materials*, 209: 40-47.
- Kočárek, M., Kodešová, R., Kozák, J., Drábek, O. (2010): Field study of chlorotoluron transport and its prediction by the bps mathematical model. *Soil and Water Research*, 5 (4): 153-160.
- Kodešová, R., Kočárek, M., Hájková, T., Hýbler, M., Drábek, O., Kodeš, V. (2011): Chlorotoluron mobility in compost amended soil. *Soil & Tillage Research*, 118: 88-96.

- Kodešová, R., Kočárek, M., Kodeš, V., Drábek, O., Kozák, J., Hejtmánková, K. (2011): Pesticide adsorption in relation to soil properties and soil type distribution in regional scale. *Journal of Hazardous Materials*, 186 (1): 540-550.
- Kratina, J., Borůvka, L., Tejnecký, V., Drábek, O., Šebek, O. (2010): Rozdíly ve vlastnostech horských lesních půd na kyselých a bazických matečních horninách. *Geologické výzkumy na Moravě a ve Slezsku*: 66-72.
- Kubošová, K., Komprda, J., Jarkovský, J., Sánka, M., Hájek, O., Dušek, L., Holoubek, I., Klánová, J. (2009): Spatially resolved distribution models of POP concentrations in soil: A stochastic approach using regression trees. *Environmental Science and Technology*, 2009, 43 (24): 9230-9236.
- Kukučka, P., Klánová, J., Sánka, M., Holoubek, I. (2010): Soil burdens of persistent organic pollutants; their levels, fate and risk. Part II. Are there any trends in PCDD/F levels in mountain soils? *Environmental Pollution*, 157 (12): 3255-3263.
- Kváčová, M., Ash, C., Borůvka, L., Pavlů, L., Nikodem, A., Němeček, K., Tejnecký, V., Drábek, O. (2015): Contents of potentially toxic elements in forest soils of the Jizera Mountains region. *Environmental Modeling and Assessment*, 20: 183-195.
- Lochman, V., Šrámek, V., Fadrhonsová, V., Lachmanová, Z. (2008): Změny zásoby sledovaných prvků v lesních půdách na plochách Moldava v Krušných horách. *Zprávy lesnického výzkumu*, 53: 165-178.
- Lomský, B., Šrámek, V., Novotný, R. (2012): Changes in the air pollution load in the Jizera Mts.: effects on the health status and mineral nutrition of the young Norway spruce stands. *European Journal of Forest Research*, 131: 757-771.
- Němeček, J., Podlešáková, E., Vácha, R. (1996): Geochemické a antropogenní zatížení půd. *Rostlinná výroba*, 42 (12): 535-541.
- Němeček, J., Podlešáková, E., Vácha, R. (2001): Prediction of the transfer of trace elements from soils into plants. *Rostlinná výroba*, 47 (10): 425-432.
- Němeček, J., Podlešáková, E., Vácha, R. (2002): Transfer of trace elements with low soil mobility into plants. *Rostlinná výroba*, 48 (2): 45-50
- Němeček, J., Vácha, R., Podlešáková, E. (2010): *Hodnocení kontaminace půd v ČR*. VÚMOP; 148 s. ISBN: 978-80-86561-02-4
- Nikodem, A., Kodešová, R., Drábek, O., Bubeníčková, L., Borůvka, L., Pavlů, L., Tejnecký, V. (2010): A numerical study of the impact of precipitation redistribution in a beech forest canopy on water and aluminum transport in a podzol. *Vadose Zone Journal*, 9 (2): 238-251.

- Nikodem, A., Pavlů, L., Kodešová, R., Borůvka, L., Drábek, O. (2013): Study of podzolization process under different vegetation cover in the Jizerské hory Mts. Region. *Soil and Water Research*, 8: 1-12.
- Novotný, R., Lachmanová, Z., Šrámek, V., Vortelová, L. (2008): Air pollution load and stand nutrition in the forest district Jablunkov, part Nýdek. *Journal of Forest Science*, 54: 49-54.
- Pavlů, L., Borůvka, L., Nikodem, A., Rohošková, M., Penízek, V. (2007): Altitude and forest type effects on soils in the Jizera Mountains region. *Soil and Water Research*, 2: 35-44.
- Petrovský, E., Kapička, A., Jordanová, L., Borůvka, L. (2001): Magnetic properties of alluvial soils contaminated with lead, zinc and cadmium. *Journal of Applied Geophysics*, 48: 127-136.
- Podlešáková, E., Němeček, J., Pastuszková, M., Vácha, R. (1996): Contamination of soils with persistent organic xenobiotics substances in the Czech Republic. *Proceedings 3rd International Symposium "Fate and Effects of Persistent Organic Pollutants in the Environment" TOCOEN 96, and Stelite Workshops, programme; April 1996, Luhačovice, Czech Republic; 265-268 p.*
- Podlešáková, E., Němeček, J., Vácha, R. (2001): Mobility and bioavailability of trace elements in soils. In: Ed. by Iskandar, I. K., Kirkham, M. B. *Trace Elements in Soil: Bioavailability, Flux, and Transfer*. Boca Raton, London, NY, Washington, DC, USA: CRC Press LLC., 2001, s. 21 – 42. ISBN 1-56670-507-X.
- Podlešáková, E., Němeček, J., Vácha, R. (1994): Kontaminace půd severočeského regionu rizikovými prvky. *Rostlinná výroba*, 40 (2): 123-130.
- Podlešáková, E., Němeček, J., Vácha, R. (1997): Zatížení půd v České republice persistentními organickými xenobiotickými látkami. *Rostlinná Výroba*, 43 (8): 357-364.
- Podlešáková, E., Němeček, J., Vácha, R. (1999): Approaches to the assessment of soil vulnerability against contaminants and soil pollution. *Proceedings International Conference "Soil conservation in large – scale land use"*, May 1999, Bratislava, Slovak Republic, 241-246 p.
- Podlešáková, E., Němeček, J., Vácha, R. (1999): Stav kontaminace půd v imisně zatížených regionech severních a severozápadních Čech. *Časopis lékařů českých*, 138 (18): 547-551.
- Podlešáková, E., Němeček, J., Vácha, R. (1999): Zatížení půd a rostlin severomoravského imisního regionu rizikovými látkami. *Vědecké práce VÚMOP* (10): 109-122.

- Podlešáková, E., Němeček, J., Vácha, R. (2000): The transfer of less hazardous trace elements with a high mobility from soils into plants. *Rostlinná výroba*, 47 (10): 433-439.
- Podlešáková, E., Němeček, J., Vácha, R. (2000): Zatížení zemědělských půd polychlorovanými dibenzo-p-dioxiny a dibenzofurany. *Rostlinná výroba*, 46 (8): 349-354.
- Podlešáková, E., Němeček, J., Vácha, R. (2002): Critical values of trace elements in soils from the viewpoint of transfer pathway soil – plant. *Rostlinná výroba*, 48 (5):193-202.
- Podlešáková, E., Němeček, J., Vácha, R., Pastuszková, M. (1998): Contamination of soils with persistent organic xenobiotic substances in the Czech Republic. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 66: 91-103.
- Rotter, P., Šrámek, V., Vácha, R., Borůvka, L., Fadrhonsová, V., Sánka, M., Drábek, O., Vortelová, L. (2013): Rizikové prvky v lesních půdách: review. *Zprávy lesnického výzkumu*, 58 (1): 17-27.
- Sánka, M.(2012): Areal, regional and local levels of soil contamination and possible risks for humans and environment. Proceedings from the conference Effects of acidification on the soil and water sources. September 6–7, 2012 in Mariánské Lázně.
- Slodičák, M., Balcar, V., Borůvka, L., Fadrhonsová, V., Jurásek, A., Hadaš, P., Kacálek, D., Kantor, P., Kulasová, A., Kulhavý, J., Leuber, F., Lomský, B., Matějka, K., Mauer, O., Navrátil, P., Nárovec, V., Novák, J., Ostrovský, J., Palátová, E., Podrázský, V., Rychnovská, A., Řiřáček, L., Skorupski, M., Smejkal, J., Souček, J., Stoklasa, M., Šach, F., Šrámek, V., Vacek, S. (2005) : Lesnické hospodaření v Jižerských horách. Lesy ČR, Hradec Králové (ISBN 80-86945-00-6), VÚLHM, Jíloviště-Strnady: 232 s.
- Šamonil, P., Tejnecký, V., Borůvka, L., Šebková, B., Janík, D., Šebek, O. (2010): The role of tree uprooting in Cambisol development. *Geoderma*, 159 (1-2): 83–98.
- Šmejkalová, M., Mikanová, O., Borůvka, L. (2003): Effects of heavy metal concentrations on biological activity of soil micro-organisms. *Plant, Soil and Environment*, 49 (7): 321-326.
- Šrámek, V. Borůvka, L., Drábek, O., Fadrhonsová, V., Novotný, R., Tejnecký, V., Vortelová, L. (2011): Metody analýz forem hliníku v lesních půdách, půdním roztoku a kořenech dřevin. Certifikovaná metodika. *Lesnický průvodce* 8/2011, 33 s.
- Šrámek, V., Slodičák, M., Lomský, B., Balcar, V., Kulhavý, J., Hadaš, P., Půlkrab, K., Šišák, L., Pěnička, L., Sloup, M. (2008): The Ore Mountains: Will successive re-

- covery of forests from lethal disease be successful? *Mountain Research and Development*, 28: 216-221.
- Šrámek, V., Fadrhonsová, V., Vortelová, L., Lomský, B. (2012): Development of chemical soil properties in the western Ore Mts. (Czech Republic) 10 years after liming. *Journal of Forest Science*, 58: 57-66.
- Štrudl, M., Borůvka, L., Dimitrovský, K., Kozák, J. (2006): Contents of potentially risk elements in natural and reclaimed soils of the Sokolov region. *Soil and Water Research*, 1: 99-107.
- Tejnecký, V., Bradová, M., Borůvka, L., Němeček, K., Šebek, O., Nikodem, A., Zenáhlíková, J., Rejzek, J., Drábek, O. (2013): Profile distribution and temporal changes of sulphate and nitrate contents and related soil properties under beech and spruce forests. *Science of the Total Environment*, 442: 165-171.
- Tejnecký, V., Drábek, O., Borůvka, L., Nikodem, A., Kopáč, J., Vokurková, P., Šebek, O. (2010): Seasonal variation of water extractable aluminium forms in acidified forest organic soils under different vegetation cover. *Biogeochemistry*, 101 (1-3): 151-163.
- Tejnecký, V., Šamonil, P., Borůvka, L., Drábek, O., Janík, D., Nikodem, A., Šebek, O. (2010): Změny forem Fe a Al v rámci pedogeneze vývratišť v přirozeně se vyvíjícím jedlo-bukovém pralese. *Geologické výzkumy na Moravě a ve Slezsku*: 209-211.
- Vácha R., Macurová H., Skála J., Havelková M., Čechmánková J., Horváthová V. (2008): Possibilities of some methods for risk assessment of arsenic load in soils. *Plant, Soil and Environment*, 54: 279-287.
- Vácha, R., Vysloužilová, M., Horváthová, V. (2005): Polychlorinated dibenzo-p-dioxines and dibenzofurans in agricultural soils of Czech Republic. *Plant, Soil and Environment*, 51 (10): 464-468.
- Vácha, R., Čechmánková, J., Skála, J. (2010): Polycyclic aromatic hydrocarbons in soil and selected plants. *Plant, Soil and Environment*, 56: 434-443.
- Vácha, R., Čechmánková, J., Skála, J. (2011): Persistent organic pollutants in agricultural soils and their evaluation in the Czech Republic. In: Daniels J.A. (ed.): *Advances in environmental research*. Volume 22. Nova Science Publishers, Inc., New York.
- Vácha, R., Čechmánková, J., Vysloužilová, M., Horváthová, V., Skála, J. (2008): Přestup polycyklických aromatických uhlovodíků z půdy do vybraných rostlin, *Chemické listy*, 102: 1003-1010.

- Vácha, R., Macurová, H., Javůrková, H., Čechmánková, J., Skála, J., Kuba, P. (2009): Pravidla pro odběr vzorků a operativní stanovení vybraných forem As v půdě. Certifikovaná metodika, VÚMOP: 45 s.
- Vácha, R., Němeček, J., Podlešáková, E. (2002): Geochemical and anthropogenic soil loads by potentially risky elements. *Rostlinná výroba*, 48 (10): 441-447.
- Vácha, R., Podlešáková, E., Němeček, J., Poláček, O. (2001): Stav zatížení zemědělských půd perzistentními organickými polutanty. *Chemické listy*, 95: 590-593.
- Vácha, R., Sánka, M., Sánka, O., Skála, J., Čechmánková, J. (2013): The Fluvisol and sediment trace element contamination level as related to their geogenic and anthropogenic source. *Plant, Soil and Environment*, 59 (3): 136-142.
- Vácha, R., Skála, J., Čechmánková, J. (2010): Development and opportunities for evaluation of anthropogenic soil load by risky substances in the Czech Republic. In: *Land and degradation and desertification*. Springer: 413-422.
- Vaněk, A., Borůvka, L., Drábek, O., Mihaljevič, M., Komárek, M. (2005): Mobility of lead, zinc and cadmium in alluvial soils heavily polluted by smelting industry. *Plant, Soil and Environment*, 51 (7): 316-321.
- Vaněk, A., Ettler, V., Grygar, T., Borůvka, L., Šebek, O., Drábek, O. (2008): Combined chemical and mineralogical evidence for heavy metal binding in mining- and smelting- affected alluvial soils. *Pedosphere*, 18(4): 464-478.
- Vaněk, A., Chrástný, V., Komárek, M., Galušková, I., Drahota, P., Grygar, T., Tejnecký, V., Drábek, O. (2010): Thallium dynamics in contrasting light sandy soils - Soil vulnerability assessment to anthropogenic contamination. *Journal of Hazardous Materials*, 173: 717-723.
- Vaněk, A., Komárek, M., Vokurková, P., Mihaljevič, M., Šebek, O., Panušková, G., Chrástný, V., Drábek, O. (2011): Effect of illite and birnessite on thallium retention and bioavailability in contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 191 (1-3): 170-176.

10 PŘÍLOHY

10.1 POSTUPY STANOVENÍ MIKROBIOLOGICKÝCH PARAMETRŮ

10.1.1 Úpravy půdy

U mikrobiálních parametrů je třeba s půdou zacházet jako s živým systémem (ČSN ISO 10381-6). Půda co nejméně sušená a co nejdříve po odběru je přesáta přes síto s oky 2 mm a skladována v ledničce (4 °C) maximálně 2–3 měsíce v boxu, který částečně umožňuje výměnu vzduchu, ale současně zabraňuje vysychání.

Před mikrobiálními analýzami je u půdního vzorku (upraveného dle postupu výše) stanovena sušina dle ČSN ISO 11465 a maximální vodní kapacita dle Přílohy C ČSN ISO 11268-2.

Před analýzami je do vlhkého vzorku půdy z ledničky přidána deionizovaná voda tak, aby výsledná vlhkost byla 60 % maximální vodní kapacity, a půda se „oživí“ předinkubací: 4–5 dní ve 22 °C ve tmě v uzavřených lahvích s dostatečným objemem vzduchu nad půdou (minimálně 10krát větší objem vzduchu než půdy).

10.1.2 Stanovení mikrobiální biomasy v půdě

Velikost mikrobiální biomasy se stanoví jako uhlík vázaný do mikrobiálních buněk v půdě (C_{bio}) fumigačně-extrakční metodou dle ČSN ISO 14240-2. Půda ovlhčená na 60 % maximální vodní kapacity je navážena po 10 g do šesti skleněných lahvíček o objemu 100–120 ml. Tři lahvičky jsou umístěny do exsikátoru, kde je 60 ml chloroformu (nesmí být stabilizovaný etanolem) a exsikátor je evakuován na 22 hodin. Do třech dalších lahviček je přidáno 40 ml 0,5 M K_2SO_4 a po 30 min třepání jsou extrakty zfiltrovány přes kvantitativní filtrační papír. Po fumigaci je otevřen exsikátor, je vyjmut chloroform a opakovaným odsáváním jsou odstraněny zbytky chloroformu ze vzorků. Poté následuje stejná extrakce jako u nefumigovaných vzorků. Obsah C v extraktech je stanoven například spalováním chromsírovou směsí a zpětnou titrací zbývajících dichromanu roztokem Mohrovy soli, nebo pomocí analyzátoru uhlíku. Z kombinací odečtů tří hodnot pro nefumigované vzorky od tří hodnot pro fumigované vzorky se spočítá průměr, směrodatná odchylka (SD) a re-

lativní směrodatná odchylka (RSD) pro uhlík imobilizovaný v biomase (E_C), který se násobením konstantou 2,64 přepočítá na C_{bio} . Jednotky jsou $\mu\text{g } C_{bio} \cdot \text{g}_{suš.}^{-1}$. Relativní směrodatná odchylka (RSD) výsledku musí být pod 30 % (návrh autorů), jinak měření dané půdy není validní a je potřeba jej zopakovat. Vztahením C_{bio} na TOC a vyjádřením v procentech lze získat tzv. mikrobiální koeficient C_{bio}/TOC .

10.1.3 Stanovení bazální a substrátem indukované respirace půdy

Respirace půdy se měří jako produkce CO_2 buď bez přidavku substrátu jako bazální respirace (BR) dle ČSN ISO 16072 nebo po přidavku substrátu (glukózy), který stimuluje respiraci, jako substrátem indukovaná respirace (SIR) dle ČSN ISO 14240-1. Půda ovlhčená na 60 % maximální vodní kapacity je navážena po 10 g do šesti skleněných lahvíček o objemu 120 ml. Tři lahvičky jsou uzavřeny pryžovými zátkami a inkubovány ve 22 °C po dobu 24 hod. Poté je změřena koncentrace CO_2 analýzou vzorku plynu (1 ml) nad půdou, který byl odebrán z láhve injekční stříkačkou. Z koncentrace CO_2 je odvozena bazální respirace (BR) půdy v jednotkách $\mu\text{g } \text{CO}_2 \cdot \text{C} \cdot \text{g}_{suš.}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ jako průměr, směrodatná odchylka (SD) a relativní směrodatná odchylka (RSD). K půdě v dalších třech lahvičkách je přidáno takové množství roztoku glukózy, aby výsledná vlhkost byla 80 % maximální vodní kapacity a dodáno 0,5 % uhlíku v glukóze na 1 g sušiny půdy. Lahvičky jsou uzavřeny pryžovými zátkami, po dobu šest hodin (inkubace při 22 °C) je měřena produkce CO_2 a z vývoje koncentrací v čase je lineární regresí odvozena substrátem indukovaná respirace (SIR) v jednotkách $\mu\text{g } \text{CO}_2 \cdot \text{C} \cdot \text{g}_{suš.}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ jako průměr, směrodatná odchylka (SD) a relativní směrodatná odchylka (RSD). CO_2 je analyzován na plynovém chromatografu s tepelně vodivostním detektorem. Relativní směrodatná odchylka (RSD) výsledku BR i SIR musí být pod 30 % (návrh autorů), jinak měření dané půdy není validní a je potřeba jej zopakovat. Respirace půdy je ovlivněna velikostí mikrobiální biomasy a je smysluplné BR i SIR vztáhnout na jednotku biomasy a vypočítat tzv. specifickou respiraci v jednotkách $\mu\text{g } \text{CO}_2 \cdot \text{C} \cdot \text{mg}_{C_{bio}}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, která se řadí mezi ekofyziologické koeficienty půdy.

10.2 POSTUPY EKOTOXIKOLOGICKÝCH TESTŮ

10.2.1 Úpravy půdy

Před testy ekotoxicity je půda vysušena při laboratorní teplotě, přesáta přes síto s oky 2 mm a lze ji skladovat i delší dobu (několik měsíců).

U takto upravené půdy je stanovena sušina dle ČSN ISO 11465 a maximální vodní kapacita dle Přílohy C ČSN ISO 11268-2.

Těsně před zahájením testů je půda ovlhčena deionizovanou vodou na 50 % maximální vodní kapacity.

10.2.2 Kontrola

Kromě testované půdy je nutné testovat také **kontrolu**, což je umělá půda dle ČSN ISO 16387, směr:

- 10 % jemně mleté rašeliny
- 20 % kaolínového jílu (obsah kaolinitu nad 30 %)
- 70 % křemenného písku (obsah zrn 50–200 μm nad 50 %)
- pH_{KCl} 5,5–6,5 upraveno pomocí CaCO_3
- přídavek deionizované vody upravující vlhkost na 50 % (chvostokoci a roupice) maximální vodní kapacity (nutno změřit pro každou novou várku umělé půdy)
- každá nová várka umělé půdy musí být ověřena používanými testy, že splňuje bez problémů kritéria validity testů

Pokud je testováno více vzorků půd, stačí testovat jednu kontrolu pro tolik vzorků půd, kolik je možno otestovat v jedné sadě (na základě zkušenosti autorů maximálně 10 půd a kontrola).

Kontrola nemusí mít vždy nejlepší výsledek ve sledovaných parametrech a ani to není její účel. Kontrola slouží jednak pro kontrolu toho, zda testovaný organismus je v pořádku (splnění kritérií validity testu dle příslušné normy testu) a zejména pro **přepočet výsledků vzorků do relativních hodnot inhibice (o kolik procent kontroly se vzorek liší od kontroly)**, aby bylo možno srovnávat různé vzorky z různých testovaných sad, protože modelové organismy, a tím i výsledky testu podléhají určité přirozené fluktuaci v čase (tj. kontroly v opakovaném testu se mírně liší).

10.2.3 Test přežívání a reprodukce chvostoskoka *Folsomia candida*

Test je prováděn dle ČSN ISO 11267. Chvostoskoci *Folsomia candida* se chovají při 20 °C v krabičkách s vrstvičkou ovlhčené směsi (9 : 1) sádry a aktivního uhlí a krmí se drčenými kvasnicemi. Před testem se synchronizací (odstranění dospělců od nakladených vajíček) připraví 10–12 dní staří jedinci pro test. Do skleněné testovací nádoby se umístí cca 1,5–2 cm vrstva testované půdy či kontroly, přidá se špetka drčených kvasnic a přidá se 10 jedinců ze synchronní kultury. Pro každou testovanou půdu jsou připraveny 4 paralelní opakování a pro kontrolu 6 paralelních opakování. Nádoby jsou uzavřeny fólií a uloženy při 20 °C a cyklu 16 : 8 h světlo : tma. Každý týden je kontrolován úbytek vody vážením a přidána špetka kvasnic. Po 28 dnech expozice se stanoví počet přeživších dospělců a počet vyprodukovaných juvenilů. Ke vzorku je přidána voda, suspenze se kvantitativně přelije do ploché misky a přidá se inkoust, který zviditelní bílé chvostoskoky, kteří plavou na hladině. Povrch hladiny je vyfotografován a na snímcích jsou spočítáni dospělci i juvenilové odlišitelní na základě velikosti. Z počtu juvenilů a dospělců v každé nádobě se spočítá počet juvenilů na jednoho dospělého (specifická reprodukce). Validita testu je splněna, pokud je v kontrole: a) mortalita maximálně 20 % (ČSN ISO 11267), b) počet juvenilů na nádobu minimálně 200 (návrh autorů, dle jejich zkušenosti bývá v nádobách kontrol 300–1000 juvenilů; ČSN ISO 11267 uvádí hodnotu 100), c) relativní směrodatná odchylka pro juvenilů do 30 % (ČSN ISO 11267), d) relativní směrodatná odchylka pro dospělé do 20 % (návrh autorů).

10.2.4 Test přežívání a reprodukce rouvice *Enchytraeus crypticus*

Test je prováděn dle ČSN ISO 16387. Rouvice *Enchytraeus crypticus* se chovají při 20 °C na Petriho miskách s vrstvičkou 1,3 % agaru a krmí se mletými ovesnými vločkami. Nejméně tři dny před zahájením experimentu se dospělí jedinci (viditelný opasek s vajíčky) přemístí do umělé půdy (kontrolní půda) pro jejich aklimatizaci. Do skleněné testovací nádoby se přidá 1,5–2 cm vrstva testované půdy či kontroly, přidá se špetka mletých ovesných vloček a přidá se 10 dospělých jedinců z aklimatizace. Pro každou testovanou půdu jsou připravena 4 paralelní opakování a pro kontrolu 6 paralelních opakování. Nádoby jsou uzavřeny fólií a uloženy při 20 °C a cyklu 16 : 8 h světlo : tma. Každý týden je kontrolován úbytek vody vážením a přidána špetka vloček. Po 28 dnech expozice se stanoví počet přeživších dospělců a počet vyprodukovaných juvenilů. Ke vzorku se přidá 5 ml etanolu, voda a něko-

lik kapek roztoku bengálské červeně a po stání 24 hodin jsou roupice obarveny. Suspenze se kvantitativně přelije do ploché misky, přidá se běloba a koloidní roztok oxidu křemičitého, který po promíchání vynese obarvené roupice na hladinu. Povrch hladiny je vyfotografován a na snímcích jsou spočítáni dospělci i juvenilové odlišitelní na základě velikosti. Z počtu juvenilů a dospělců v každé nádobě se spočítá počet juvenilů na jednoho dospělého (specifická reprodukce). Validita testu je splněna, pokud je v kontrole: a) mortalita maximálně 20 % (ČSN ISO 16387), b) počet juvenilů na nádobu minimálně 50 (ČSN ISO 16387; dle zkušenosti autorů bývá v nádobách kontrol 100-300 juvenilů), c) relativní směrodatná odchylka pro juvenilů do 40 % (návrh autorů; ČSN ISO 16387 povoluje 50 %), d) relativní směrodatná odchylka pro dospělé do 20 % (návrh autorů).

LESNICKÝ PRŮVODCE



Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i.
www.vulhm.cz