



ÚSTAV ZEMĚDĚLSKÝCH A POTRAVINÁŘSKÝCH INFORMACÍ

ZAHRADNICTVÍ

Horticultural Science

ČESKÁ AKADEMIE ZEMĚDĚLSKÝCH VĚD

2

VOLUME 22 (XXIV)
PRAHA 1995
CS ISSN 0862-867X

Mezinárodní vědecký časopis vydávaný z pověření České akademie zemědělských věd a s podporou Ministerstva zemědělství České republiky

An international journal published by the Czech Academy of Agricultural Sciences and with the promotion of the Ministry of Agriculture of the Czech Republic

Redakční rada – Editorial Board

Předseda – Chairman

Doc. Eva Pekárková-Troníčková, CSc. (zelinářství – vegetable growing)

Místopředseda – Vice-chairman

Ing. Jan Blažek, CSc. (ovocnářství – fruit growing)

Členové – Members

Ing. Eva Dušková, CSc. (fytopatologie – phytopathology)

Prof. ing. Jan Goliáš, DrSc. (posklizňové zpracování – post-harvest processing)

Prof. ing. Karel Kopecký, DrSc. (posklizňové zpracování – post-harvest processing)

Prof. ing. František Kobza, CSc. (květinářství – floriculture)

Ing. Jaroslav Rod, CSc. (fytopatologie – phytopathology)

Ing. Irena Spitzová, CSc. (léčivé rostliny – medicinal herbs)

Prof. ing. Zdeněk Vachůn, DrSc. (ovocnářství – fruit growing)

Vedoucí redaktorka – Editor-in-Chief

Ing. Zdeňka Radošová

Cíl a odborná náplň: Časopis slouží vědeckým, pedagogickým a odborným pracovníkům v oboru zahradnictví. Uveřejňuje původní vědecké práce a studie typu review ze všech zahradnických odvětví: ovocnářství, zelinářství, vinařství a vinnohradnictví, léčivých a aromatických rostlin, květinářství, okrasného zahradnictví, sadovnictví a zahradní a krajinné tvorby. Tematika příspěvků zahrnuje jak základní vědecké obory – genetiku, fyziologii, biochemii, fytopatologii, tak praktická odvětví na ně navazující – šlechtění, semenářství, výživu, agrotechniku, ochranu rostlin, posklizňové zpracování a jakost produktů a ekonomiku.

Časopis Zahradnictví uveřejňuje práce v češtině, slovenštině a angličtině.

Abstrakty z časopisu jsou zahrnuty v těchto databázích: Agris, CAB Abstracts, Czech Agricultural Bibliography, WLAS.

Periodicita: Časopis vychází 4x ročně, ročník 22 vychází v roce 1995.

Přijímání rukopisů: Rukopisy ve dvou vyhotoveních je třeba zaslat na adresu redakce: Ing. Zdeňka Radošová, vedoucí redaktorka, Ústav zemědělských a potravinářských informací, Slezská 7, 120 56 Praha 2, tel.: 02/25 75 41–9, fax: 02/25 70 90. Den doručení rukopisu do redakce je uváděn jako datum přijetí k publikaci.

Informace o předplatném: Objednávky na předplatné jsou přijímány pouze na celý rok (leden–prosinec) a měly by být zaslány na adresu: Ústav zemědělských a potravinářských informací, vydavatelské oddělení, Slezská 7, 120 56 Praha 2. Cena předplatného pro rok 1995 je 132 Kč.

Aims and scope: The journal is for scientific, pedagogic and technical workers in horticulture. The published original scientific papers cover all these sectors of horticulture: fruit-growing, vegetable-growing, wine-making and vine-growing, growing of medicinal and aromatic herbs, floriculture, ornamental gardening, garden and landscape architecture. The subjects of articles include both basic disciplines – genetics, physiology, biochemistry, phytopathology, and related practical disciplines – plant breeding, seed production, plant nutrition, technology, plant protection, post-harvest processing of horticultural products, quality of horticultural products and economics.

The journal *Zahradnictví* publishes original scientific papers written in Czech, Slovak or English. Abstracts from the journal are comprised in the databases: Agris, CAB Abstracts, Czech Agricultural Bibliography, WLAS.

Periodicity: The journal is published 4 issues per year, Volume 22 appearing in 1995.

Acceptance of manuscripts: Two copies of manuscript should be addressed to: Ing. Zdeňka Radošová, editor-in-chief, Institute of Agricultural and Food Information, Slezská 7, 120 56 Praha 2, tel.: 02/25 75 41–9, fax: 02/25 70 90. The day the manuscript reaches the editor for the first time is given upon publication as the date of reception.

Subscription information: Subscription orders can be entered only by calendar year (January–December) and should be sent to: Institute of Agricultural and Food Information, Slezská 7, 120 56 Praha 2. Subscription price for 1995 is 35 USD (Europe), 37 USD (overseas).

THE EFFECT OF DIFFERENTIATED NITROGEN APPLICATION RATES AND FORMS ON THE CONTENT OF SOME HEAVY METALS IN CARROT

VPLYV STUPŇOVANÝCH DÁVOK A FORIEM DUSÍKA NA OBSAH VYBRANÝCH ŤAŽKÝCH KOVOV V MRKVE

A. Uher

University of Agriculture, Nitra, Slovak Republic

ABSTRACT: In a three-year trial on carrot, Rubfna cultivar, the effect was investigated of differentiated application rates (40, 80, 120, 160, 200 kg/ha) and forms of N-fertilizers on the content of nitrates and some heavy metals such as Cd, Pb, Zn, Cu, Ni in carrot roots. N-fertilizing was found to significantly result in NO_3^- , Cd and Pb cumulation in carrot. The carrot contained above-the-limit amounts of Cd and Pb. The other observed elements Cu, Zn and Ni showed increased contents in carrot roots in dependence upon the increasing N-rates, but their permissible limits in carrot roots were not exceeded in any of the fertilizing treatments. This is the reason why nitrate content as well as the content of heavy metals, particularly Cd and Pb, should be investigated in carrot and other vegetables.

carrot; nitrates; heavy metals (Cd, Pb, Zn, Cu, Ni); N application rates and forms

ABSTRAKT: V rámci trojročného pokusu s mrkvou, odroda Rubfna sme sledovali vplyv stupňovaných dávok (40, 80, 120, 160, 200 kg/ha) a foriem N-hnojív na obsah dusičnanov a niektorých vybraných ťažkých kovov Cd, Pb, Zn, Cu, Ni v jej koreňoch. Zistili sme, že hnojenie N preukazne reagovalo na kumuláciu NO_3^- , Cd a Pb v mrkve. Mrkva obsahovala nadlimitné množstvo Cd a Pb. Ostatné sledované prvky Cu, Zn, Ni stupňovaním dávok N síce vykazovali zvýšený obsah v mrkve, avšak ani pri jednom variante hnojenia prípustný limit v jej koreňoch neprekročili. Z toho dôvodu je potrebné sledovať v mrkve, ale i ostatnej zelenine okrem obsahu dusičnanov aj obsah ťažkých kovov, najmä Cd a Pb.

mrkva; dusičnany; ťažké kovy (Cd, Pb, Zn, Cu, Ni); dávky a formy N

ÚVOD

Výsledky štúdia interakcií ťažkých kovov s makroprvkami na príjem a ich toxicitu pre rastliny sú značne nejednotné a často rozporuplné. V trojročnom pokuse sme sledovali obsah ťažkých kovov Cd, Pb, Zn, Ni, Cu v koreňoch mrkvy (Uher, 1994). Římsa a Duffek (1989) sledovali obsah ťažkých kovov v zelenine, nadlimitné hodnoty Cd zistili v koreňoch paštrnáku, mrkvy, ďalej v cibuli, listoch zeleru a v plodoch zeleninovej papriky. Alegria (1991) zisťoval obsah Cd, Pb a Ni v pôde a v zelenine. Okrem štatisticky významných výsledkov sledovaných prvkov v zelenine zistil, že antropogénne faktory a životné prostredie majú dôležitú úlohu z hľadiska výskytu týchto prvkov v pôde a v rastline.

Potvrdila sa skutočnosť, že najmä kadmium patrí medzi najškodlivejší prvok, ktorý pri výskyte v požívatinách v množstve presahujúcom najvyššiu prípustnú hodnotu môže dlhodobým účinkom negatívne ovplyv-

niť zdravie človeka. Z rastlinných produktov sa kumuluje aj v zelenine, kde mrkva je zvlášť citlivá na jeho obsah v koreňoch.

MATERIÁL A METÓDA

Cieľom pokusu bolo zistiť vplyv stupňovaných dávok a foriem dusíka na výšku úrody mrkvy a jej kvalitatívne vlastnosti, t. j. obsah beta-karoténu, ďalej obsah NO_3^- a vybraných ťažkých kovov v jej koreňoch.

Poľný pokus sme založili blokovou metódou na ilovitohlinitej nivnej pôde, v štyroch opakovaníach pre každý variant. Do pokusu bola zaradená mrkva, odroda Rubfna, v šestnástich variantoch hnojenia čo do množstva a foriem dusíkatých hnojív. Pri zakladaní pokusu sme stanovili rovnakú dávku P a K pre všetky pokusné varianty. Dávka P predstavovala množstvo 67 kg/ha a dávka K bola 199 kg/ha. Použili sme priemyselné hnojivá superfosfát a draselnú sol.

Pre jednotlivé pokusné varianty sme stanovili nasledovné dávky dusíka:

variant	dávka N (kg/ha)
K - kontrola	0
A	40
B	80
C	120
D	160
E	200

Použité formy a druhy dusíkatých hnojív:

- síran amonný - (NH_4^+): celá dávka hnojiva sa zapracovala do pôdy pred sejbou;
- síran amonný - (NH_4^+): zapracovaný pred sejbou + liadok amonný s vápencom - (50 % NO_3^- + 50 % NH_4^+) zapracovaný prihnojovaním jedenkrát počas vegetácie;
- DAM 390 - (15 % NH_2^- + 7,5 % NO_3^- + 7,5 % NH_4^+): celá dávka hnojiva bola zapracovaná do pôdy pred sejbou postrekom.

Prihnojovanie na list sa uskutočnilo štyri týždne po vzídení mrkvy. Príprava pôdy pred sejbou, ošetrovanie porastu počas vegetácie bola podľa výrobných systémov platných v praxi pre pestovanie mrkvy.

Korene mrkvy sa zberali v jednom termíne naraz a triedili sa podľa vtedajšej platnej normy na 1. a 2. akosť a neštandard. Každá akostná trieda podľa variantov a opakovaní sa osobitne odvážila. Z priemerných vzoriek koreňov mrkvy z každej parcelky sa stanovil obsah sušiny, vlákniny, beta-karoténu (tab. I), ďalej dusičnanov a ťažkých kovov (Cd, Pb, Cu, Zn, Ni). Výsledky boli matematicko štatisticky vyhodnotené ana-

I. Obsah refraktometrickej sušiny, vlákniny a beta-karoténu v mrkve - The content of refractometric dry matter, fiber and beta-carotene in carrot

Variant ¹	Variácia ²	Refraktometrická sušina ³	Vláknina ⁴ (%)	β -karotén ⁵ (mg/100 g)
Kontrola ⁶	-	11,15	0,95	10,15
A	a	10,92	0,97	11,13
	b	10,58	0,90	10,25
	c	10,82	0,91	9,58
B	a	11,13	0,94	10,27
	b	10,99	0,88	10,20
	c	10,48	0,87	13,04
C	a	11,28	0,94	9,33
	b	10,53	0,85	13,22
	c	11,10	0,98	11,42
D	a	11,14	1,01	11,18
	b	11,20	0,93	10,47
	c	11,70	0,97	10,11
E	a	11,24	1,29	10,17
	b	11,97	0,92	10,57
	c	11,26	0,95	11,82

¹treatment, ²variation, ³refractometric dry matter, ⁴fiber, ⁵beta-carotene, ⁶control

lyzou variácií (Uher, 1994). Obsah vlákniny sme stanovili Henneber-Stohmannovou metódou, obsah beta-karoténu podľa normy a extrakt sa vyhodnotil kolorimetricky, dusičnany sme stanovili iontoselektívnou elektrodou (typ CRYTUR) a ťažké kovy metódou AAS.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Z dosiahnutých výsledkov v trojročnom priemere sme zistili najnižší obsah 0,04 mg/kg kadmia v mrkve pri aplikácii dusíkatých hnojív v kombinácii síran amonný plus liadok amonno-vápenatý v celkovej dávke dusíka 40 kg/ha. Obsah kadmia v mrkve vyhovoval povolenému limitu 0,05 mg/kg pre obsah kadmia v zelenine a zeleninových výrobkoch, podľa Vyhlášky MZ SR č. 2 z roku 1994 Zb. z. Pri všetkých ostatných variantoch hnojenia vrátane kontroly sme zistili prekročenie najvyššieho prípustného množstva kadmia v mrkve (tab. II).

II. Obsah vybraných prvkov v mrkve v mg/kg - The content of some elements in carrot (mg/kg)

Variant ¹	Variácia ²	Pb	Cd	Cu	Zn	Ni
Kontrola ³	-	0,40	0,059	1,07	2,37	0,257
A	a	0,52	0,066	1,28	3,05	0,160
	b	0,67	0,040	1,44	2,26	0,185
	c	0,65	0,079	1,51	2,48	0,272
B	a	0,56	0,057	1,23	2,53	0,243
	b	0,58	0,059	1,99	3,11	0,252
	c	0,56	0,068	1,54	2,40	0,256
C	a	0,54	0,065	0,80	2,62	0,204
	b	0,51	0,075	1,32	3,00	0,254
	c	0,50	0,052	1,15	2,80	0,214
D	a	0,40	0,085	1,47	3,89	0,220
	b	0,46	0,078	1,52	3,00	0,241
	c	0,53	0,072	1,09	2,56	0,249
E	a	0,49	0,124	1,26	4,19	0,231
	b	0,55	0,078	1,76	2,46	0,237
	c	0,61	0,155	1,69	3,38	0,266

¹treatment, ²variation, ³control

Stupňované dávky dusíka zvyšovali obsah Cd v koreňoch mrkvy takto (priemer za tri pokusné roky):

dávka N (kg/ha)	0	40	80	120	160	200
obsah Cd (mg/kg)	0,059	0,062	0,061	0,064	0,078	0,106
obsah Cd (%)	100,0	105,1	102,4	108,5	132,2	173,7

Formy dusíkatých hnojív ovplyvnili obsah Cd v mrkve takto:

hnojivo	kontrola	SA	SA + LAV	DAM 390
obsah Cd (mg/kg)	0,059	0,079	0,066	0,077
obsah Cd (%)	100,0	133,9	111,9	130,9

Najvýznamnejšie, vysokopreukazne sa na obsahu Cd v koreňoch mrkvy podielali stupňované dávky dusíkatých hnojív a pestovateľské roky, ďalej interakcia stupňované dávky N-hnojív a roky, ako aj druhy N-hnojív a roky (tab. III). Signifikantný rozdiel sme zistili pri vzájomnom pôsobení stupňovaných dávok a foriem N-hnojív. Medzi hnojivami síran amonný (SA) a DAM 390 sme nezistili preukazný rozdiel.

Vysokopreukazný rozdiel sme zistili medzi dávkami dusíka 40 až 160 kg/ha a dávkou dusíka 200 kg/ha. Javí sa určitá tendencia, že stupňovanými dávkami N-hnojív sa zvyšuje obsah Cd v koreňoch mrkvy. Aplikovaním hnojiva SA sme zistili signifikantný rozdiel v obsahu Cd v mrkve medzi dávkou 40 kg/ha a 200 kg/ha. Aplikovaním SA v dávke nad 120 kg/ha sa zároveň zvyšuje aj obsah Cd v mrkve nad prípustný limit.

Vplyv stupňovaných dávok hnojiva SA na obsah Cd v mrkve sa prejavil takto (priemer za tri roky):

dávka N (kg/ha)	40	80	120	160	200
obsah Cd (mg/kg)	0,066	0,057	0,065	0,085	0,124
obsah Cd (%)	100,0	86,4	98,5	128,8	187,9

Použitím hnojiva DAM 390 sa javí tendencia, že zvyšovaním dávky hnojiva sa mierne znižuje obsah kadmia v mrkve až na dávku 200 kg/ha.

Vplyv stupňovaných dávok dusíkatého hnojiva DAM 390 na obsah Cd v mrkve sa prejavil takto (priemer za tri roky):

dávky N (kg/ha)	40	80	120	160	200
obsah Cd (mg/kg)	0,079	0,068	0,052	0,072	0,115
obsah Cd (%)	100,0	86,1	65,8	91,1	145,6

Zistili sme, že stupňované dávky N sa výraznejšie na obsahu Pb v mrkve neprejavili:

dávka N (kg/ha)	0	40	80	120	160	200
obsah Pb (mg/kg)	0,40	0,61	0,57	0,52	0,46	0,55
obsah Pb (%)	100,0	152,5	142,5	130,0	115,0	137,0

Preukazný rozdiel sme zistili iba medzi dávkou N 40 kg/ha a dávkou 160 kg/ha. Stupňovaním dávok dusíka (40–200 kg/ha) sa javí tendencia znižovania obsahu Pb v koreňoch mrkvy.

Formy dusíkatých hnojív ovplyvnili obsah Pb v koreňoch mrkvy takto (trojročný priemer):

hnojivo	kontrola	SA	SA + LAV	DAN 390
obsah Pb (mg/kg)	0,40	0,50	0,55	0,57
obsah Pb (%)	100,0	125,0	137,5	142,5

Signifikantný rozdiel sme zistili medzi hnojivami SA a DAM 390. Pri aplikácii hnojiva SA mrkva obsa-

III. Analýza rozptylu – obsah kadmia (Cd) v mrkve – Analysis of variance – cadmium (Cd) content in carrot

Zdroj premenlivosti ¹	N	$S(x - \bar{x})^2$	V	F-test	Preukaznosť ²
Opakovania ³	3	4,826	1,609	0,209	–
Druh hnojiva ⁴	1	2,290	2,290	0,297	–
Roky ⁵	2	0,104	0,052	67,464	++
Dávka hnojiva ⁶	4	0,028	7,215	9,362	++
Druh hnojiva x roky ⁷	2	3,047	0,524	1,976	++
Druh hnojiva x dávka hnojiva ⁸	4	9,953	2,488	3,228	+
Roky x dávka hnojiva ⁹	8	0,051	6,395	8,297	++
Druh hnojiva x roky dávka hnojiva ¹⁰	8	0,013	1,634	2,120	–
Chyba ¹¹	87	0,067	7,707	–	–
Celkova premenlivosť ¹²	119	0,277	–	–	–

¹source of variability, ²significance, ³replication, ⁴fertilizer type, ⁵years, ⁶application rate, ⁷fertilizer type x years, ⁸fertilizer type x application rate, ⁹years x application rate, ¹⁰fertilizer type x years x application rate, ¹¹error, ¹²total variability

IV. Analýza rozptylu – obsah olova (Pb) v mrkve – Analysis of variance – lead (Pb) content in carrot

Zdroj premenlivosti ¹	N	$S(x - \bar{x})^2$	V	F-test	Preukaznosť ²
Opakovania ³	3	0,119	0,039	1,917	–
Druh hnojiva ⁴	1	0,137	0,137	6,605	+
Roky ⁵	2	0,276	0,138	6,670	++
Dávka hnojiva ⁶	4	0,207	0,052	2,499	+
Druh hnojiva x roky ⁷	2	0,090	0,045	2,174	+
Druh hnojiva x dávka hnojiva ⁸	4	0,155	0,039	1,869	–
Roky x dávka hnojiva ⁹	8	0,387	0,048	2,341	++
Druh hnojiva x roky x dávka hnojiva ¹⁰	8	0,126	0,016	0,762	–
Chyba ¹¹	87	1,800	0,021	–	–
Celkova premenlivosť ¹²	119	3,178	–	–	–

For 1–12 see Tab. II

V. Obsah Pb, Cd v koreňoch mrkvy (mg/kg) – trojročný priemer – Pb, Cd contents in carrot roots (mg/kg) – three-year average

Variant ¹	Pb – limit 0,5					Cd – limit 0,5				
	Variačné rozpatie ³		\bar{x}	%	limit	Variačné rozpatie ³		\bar{x}	%	limit
	min.	max.				min.	max.			
Kontrola ²	0,31	0,46	0,40	100,0	V	0,042	0,074	0,059	100,0	N
40 kg N/ha SA	0,42	0,69	0,52	130,0	N	0,047	0,078	0,066	111,8	N
	DAM	0,61	0,68	0,65	162,5	N	0,053	0,133	0,079	133,9
80 kg N/ha SA	-0,47	0,64	0,56	140,0	N	0,047	0,072	0,057	96,6	N
	DAM	0,51	0,59	0,56	140,0	N	0,008	0,128	0,058	135,6
120 kg N/ha SA	0,53	0,55	0,54	135,0	N	0,030	0,089	0,065	110,2	N
	DAM	0,36	0,57	0,50	125,0	V	0,009	0,120	0,052	88,1
160 kg N/ha SA	0,33	0,48	0,40	100,0	V	0,050	0,104	0,085	144,1	N
	DAM	0,40	0,70	0,53	132,5	N	0,028	0,105	0,072	122,0
200 kg N/ha SA	0,38	0,67	0,49	122,5	V	0,046	0,178	0,124	210,2	N
	DAM	0,55	0,71	0,61	152,5	N	0,047	0,220	0,115	194,9

V = vyhovuje – complies with the limit

N = nevyhovuje – exceeds the limit

¹treatment, ²control, ³range of variation

VI. Obsah Cu, Zn, Ni v koreňoch mrkvy (mg/kg) – trojročný priemer – Cu, Zn, Ni contents in carrot roots (mg/kg) – three-year average

Variant ¹	Cu – limit 10,0			Zn – limit 10,0			Ni – limit 0,5		
	\bar{x}	%	limit	\bar{x}	%	limit	\bar{x}	%	limit
Kontrola ²	1,07	100,0	V	2,37	100,0	V	0,25	100,0	V
40 kg N/ha SA	1,28	119,6	V	3,05	128,7	V	0,16	64,0	V
	DAM	1,51	141,1	V	2,48	104,6	V	0,27	108,9
80 kg N/ha SA	1,23	114,9	V	2,53	106,7	V	0,24	96,0	V
	DAM	1,54	143,9	V	2,40	101,3	V	0,25	100,0
120 kg N/ha SA	0,90	74,8	V	2,62	110,5	V	0,20	80,0	V
	DAM	1,15	107,5	V	2,80	118,1	V	0,21	84,0
160 kg N/ha SA	1,47	137,4	V	3,89	164,1	V	0,23	88,0	V
	DAM	1,09	101,9	V	2,52	106,3	V	0,25	100,0
200 kg N/ha SA	1,26	117,7	V	4,19	176,8	V	0,23	92,0	V
	DAM	1,69	157,9	V	3,38	142,6	V	0,26	104,0

V = vyhovuje – complies with the limit

For 1–2 see Tab. V

hovala v priemere za tri roky 0,50 mg/kg Pb, teda spĺňala normu pre obsah Pb v zelenine.

Použitím hnojiva DAM 390 obsahovala mrkva 0,57 mg/kg Pb, čo znamená prekročenie prípustného limitu.

Hnojenie dusíkom preukazne reagovalo na kumuláciu Cd a Pb v koreňoch mrkvy (tab. III, IV). Porovnaním obsahu Pb v mrkve s prípustným limitom (0,5 mg/kg) sme zistili, že z pokusných variantov len tri neprekročili prípustný limit. Potvrdilo sa, že Cd v ostatnom čase patrí medzi jeden z najrizikovejších ťažkých kovov z hľadiska jeho výskytu v zelenine, ale i celej rastlinnej produkcii. Pri všetkých variantoch vrátane kontroly bol prekročený prípustný limit (0,05 mg/kg) Cd v mrkve (tab. V).

Ostatné sledované prvky Cu, Zn, Ni stupňovaním dávok N síce vykazovali zvýšený obsah v mrkve, avšak

ani pri jednom variante hnojenia prípustný limit neprekročili (tab. VI). Podobné výsledky sme zistili v roku 1989 sledovaním obsahu Cd, Pb, Cu, Zn v mrkve v rôznych pestovateľských lokalitách v okolí Nitry (Uher, 1989). Ak porovnáme naše dosiahnuté výsledky s hodnotami, ktoré publikovali Wu a i. (1989) môžeme konštatovať, že zvyšovanie dávok dusíka vo forme SA (NH_4^+) zvyšuje absorpciu kadmia v mrkve, čiže zisťujeme určitý synergizmus medzi Cd a amonnou formou dusíka.

ZÁVER

Na základe dosiahnutých výsledkov sme dospeli k záveru, že zo sledovaných ťažkých kovov v mrkve pre organizmus človeka sú zvlášť nebezpečné hlavne

dva prvky, kadmium a olovo. Z toho dôvodu je potrebné sledovať v koreňoch mrkvy, ale i v ostatnej zelenine najmä tieto. Ostatné sledované prvky Cu, Zn, Ni i keď stupňovaním dávok dusíka zvyšovali svoj obsah v mrkve, ale ani v jednom prípade neprekročili prípustný limit. To znamená, že okrem dusičnanov je dôležité sledovať v produkcii aj obsah ťažkých kovov, najmä kadmia a olova. Zistili sme, že i napriek nízkemu obsahu dusičnanov v koreňoch mrkvy (Kralovič a Uher, 1986) bol obsah kadmia a olova vyšší ako povoľuje norma. Obsah kadmia sa pohyboval v koreňoch mrkvy od 0,040 do 0,124 mg/kg a obsah olova od 0,40 do 0,65 mg/kg.

LITERATÚRA

- ALEGRIA, A. a i.: Kontaminácia Cd, Pb a Ni v životnom prostredí, možné súvislosti medzi ich obsahom v pôde a zelenine. *Fresenius J. Analyt. Chem.*, 339, 1991: 654–657.
- ŘÍMSA, V. – DOUFFEK, J.: Kontaminace zelenin těžkými kovy. In: *Zbor. Ref.*, Nitra, 1989: 122–125.
- KRÁLOVIČ, J. – UHER, A.: Vzťah hnojenia mrkvy dusíkom a draslíkom k obsahu dusičnanov. *Zahradníctví*, 13, 1986: 122–135.
- UHER, A.: Výskyt niektorých ťažkých kovov v mrkve. *Zahradníctvo, Příroda* 1990: 113–115.
- UHER, A.: Vplyv niektorých rizikových faktorov na kvalitu a úrodu vybraných druhov zeleniny a možnosti eliminácie ich negatívnych účinkov. [Habilitationná práca.] Nitra 1994. 97 s. – Vysoká škola poľnohospodárska.
- WU, O. T. a i.: Effect of nitrogen source on cadmium uptake by plants. *C. Z. Acad. Sci., Ser. III.*, 1989: 215–220.

Došlo 18. 1. 1995

Kontaktná adresa:

Ing. Anton Uher, CSc., Vysoká škola poľnohospodárska, tr. Andreja Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovenská republika
Tel. 087/601, fax 087/51 14 51

HODNOTENIE FYZIOLOGICKÝCH A MORFOLOGICKÝCH VLASTNOSTÍ PEŤU VYBRANEJ KOLEKČIE MARHÚĽ

J. Oboňová

V rokoch 1991–1992 boli sledované fyziologické a morfológické vlastnosti peťu vybraných odrôd a klonov marhúľ. Sledovanie klíčovosti, životnosti a anomálií peťu je dôležité pre šľachiteľské využitie z dôvodu dobrého opelenia (a tým aj výnosu), či už pri odrodách šľachtených a pestovaných na konzum alebo pre podporné účely. Overovali sa zákonitosti platné pre ostatné odrody druhu *Prunus armeniaca* Mill. na nových odrodách a klonoch: Bergeron, Karola, Kišinevskij rannij, VP-LE-6/2, 11/2, 12/2, M-VA-1, 2, 3, 4 a M-LE-1.

Skúška klíčovosti prebiehala na agarovom substráte s rôznymi koncentraciami sacharózy (10–15 % a 20 %). Životnosť bola určená roztokom TTC (2–3–5 trifenylnetrazoliumchlorid) na základe farbiteľnosti peťových zŕn.

V roku 1991 sa sledovala klíčovosť peťu priamo po odbere vzoriek z nakvitnutých konárikov v laboratóriu (odber prevedeny tri týždne pred fenofázou kvitnutia) a klíčovosť po krátkodobom uskladnení (30 dní) v exikátore, v chladných podmienkach pri teplote 2–5 °C. Klíčovosť bola sledovaná pri 10–15% a 20% koncentracii sacharózy s prídavkom 1,5 % agaru pri teplote 21 °C.

Najlepšie peť klíčil pri 10% koncentrácii sacharózy (VP-LE-9/2 – 20 %). Priemerná klíčovosť za celý súbor bola 13,9 %. Peť dobre klíčil tiež pri koncentrácii 11 % a 12 %. Celkovo bola klíčovosť peťu nízka. Môže to byť ovplyvnené i odberom peťu z kvetov, ktoré sa nachádzali na hornej časti rodového konára. V bazálnej a vrcholovej časti konára je klíčovosť rozdielna, čo je spôsobené rôznou úrovňou výživy v týchto častiach. Vo vrcholovej časti je podstatne nižšia klíčovosť peťu ako v bazálnej (Benediková, 1987). Klíčovosť po uskladnení bola nižšia (najvyššia bola pri 11% koncentrácii sacharózy – 6,3 %).

V nasledujúcom roku bola zisťovaná klíčovosť peťu z dvoch odberov: Prvý odber (20. 3. 1992) bol z nakvitnutých vetví v laboratóriu a druhý odber (11. 4. 1992) priamo z rozkvitnutých stromov. Klíčovosť peťu bola opäť najlepšia v 10% koncentrácii sacharózy (priemer za celý súbor bol: prvý odber – 16,2, druhý odber – 26,7 %). P o (1929) prevádzal tri odbery a zistil, že klíčovosť peťu bola u prvého odberu nižšia ako u druhého a tretieho. Domnieval sa, že peť je podobný semenám a musí nejaké obdobie „dozrievať“ preto, aby

prejavil maximálnu klíčovosť. Toto potvrdili i Ševčenko a Gorina (ústne podanie, 1994), peť klíči tým viac, čím časovo bližšie ho odoberáme k dobe kvitnutia.

Pri ďalších pokusoch sa vyhodnocovala životnosť a anomálie peťu. Percento životnosti koreluje s klíčovosťou peťu, býva však o niečo vyššie, pretože medzi životné peťové zrná sú zaraďované i tie, ktoré majú živú protoplazmu, ale sú celkovo menej vyvinuté a nemusia klíčiť (Vitkovskij a Lomakin, 1981). Z prvého odberu najvyššiu životnosť preukázali klony M-VA-1 a VP-LE-12/2 (96 %). priemer za celý súbor bol 89,8 %. Z druhého odberu to boli klony VP-LE-12/2 a VP-LE-6/2 (96 %), priemer za celý súbor bol 93,3 %. Najviac anomálnych peťových zŕn v oboch odberoch mala odroda Kišinevskij rannij (13 a 30 %).

Z výsledkov vyplýva, že najlepšia koncentrácia sacharózy v klíčovom substráte pre klíčenie peťu marhúľ je od 10 % do 12 %. Najvýhodnejšie je odberať peť v čase kvitnutia alebo v krátkom čase pred rozkvitnutím a skladovať ho len krátku dobu. Najvyššia životnosť peťu bola zaznamenaná u klonu VP-LE-12/2 (96 %) a najnižšia M-VA-2 (74 %). Napriek tomu, že bolo percento anomálií u odrody Kišinevskij rannij vysoké, nemá to v tomto rozsahu vplyv na klíčovosť peťu.

PodĎakovanie

Ďakujem za odbornú pomoc Ing. E. Ondruškovéj, CSc. a Ing. H. Saskovéj.

LITERATÚRA

- BENEDIKOVÁ, D.: Opeľovacie pomery u vybranej kolekcie odrôd a hybridov marhúľ. [Kandidátska dizertácia.] Lednice na Moravě 1987. 24 s. – Zahradnícká fakulta VŠZ v Brně.
PO, L. M.: 1929. In: GERGĽOVÁ, L.: Hodnotenie klíčovosti peťu u vybraných klonov marhúľ. [Diplomová práca.] Lednice na Moravě 1982. 29 s. – Zahradnícká fakulta VŠZ v Brně.
VITKOVSKIJ, V. L. – LOMAKIN, E. N.: Mirovaja kolekcia vir-cennij istočnik novych dljaabrikosa. 1981: 18–22.

Došlo 23. 6. 1994

Kontaktní adresa:

Ing. Jarmila Oboňová, Zahradnícká fakulta MZLU v Brně, 691 44 Lednice na Moravě, Česká republika
Tel. 062/982 80, fax 0627/984 11

DETERMINATION OF FIVE VIRUSES IN PLANTS OF BLACK, RED AND WHITE CURRANT BY ELISA

STANOVENÍ PĚTI VIRŮ V ROSTLINÁCH ČERNÉHO, ČERVENÉHO A BÍLÉHO RYBÍZU POMOCÍ ELISA

M. Janečková, L. Svobodová

Research and Breeding Institute of Pomology, Holovousy, Czech Republic

ABSTRACT: Selected plants of black, red and white currant were indexed for virus presence (ArMV, SLRV, RRV, CMV and ApMV) by ELISA. None of the above viruses was determined in plants of black currant cultivars Gornaja, Holandský černý and Ójebyn. Only in some plants of black currant cvs. Eva, Nigra, some new-selections, Otelo, Roodknop, Silvergieter and Viola, ArMV, SLRV, RRV and CMV were identified. From the total number of indexed black currant plants, ArMV was determined in 0.73%, SLRV in 8.08%, RRV in 4.41% and CMV in 1.47%. None of the 5 viruses determined was present in tested plants of red currant cultivars and clones, respectively: Detvan, Holandský BO, Losan LO, Rondon and Vierlandenský. RRV and ApMV were determined in some plants of red currant Holandský PLR and some new-selections. From the total number of indexed red currant plants RRV was determined in 11.85% and ApMV in 6.66%. None of the 5 viruses tested was determined in plants of white currant cultivars Blanka and Primus.

currant; ELISA; Arabis mosaic virus; strawberry latent ringspot virus; raspberry ringspot virus; cucumber mosaic virus; apple mosaic virus

ABSTRAKT: Vybrané rostliny černého, červeného a bílého rybízů byly testovány na přítomnost virů ArMV, SLRV, RRV, CMV a ApMV pomocí ELISA. Žádný z uvedených virů nebyl zjištěn v rostlinách odrůd černého rybízů Gornaja, Holandský černý a Ójebyn. Pouze v některých rostlinách odrůd a novošlechtění černého rybízů Eva, Nigra, novošlechtění, Otelo, Roodknop, Silvergieter a Viola byly zjištěny ArMV, SLRV, RRV a CMV. Z celkového počtu testovaných rostlin černého rybízů byl ArMV stanoven u 0,73 % rostlin, SLRV v 8,08 %, RRV v 4,41 % a CMV v 1,47 %. Žádný z pěti zjišťovaných virů nebyl přítomen v testovaných rostlinách odrůd resp. klonů červeného rybízů Detvan, Holandský BO, Losan LO, Rondon a Vierlandenský. V některých rostlinách červeného rybízů Holandský PLR a novošlechtění byly zjištěny RRV a ApMV. Z celkového počtu testovaných rostlin červeného rybízů byl RRV stanoven u 11,85 % rostlin a ApMV u 6,66 %. Žádný z pěti zjišťovaných virů nebyl stanoven v rostlinách odrůd bílého rybízů Blanka a Primus.

rybíz; ELISA; virus mozaiky husenřku; latentní krouřkovitost jahodřku; virus krouřkovitosti malinřku; virus mozaiky okurky; virus mozaiky jabloně

ÚVOD

Virové choroby drobného ovoce včetně rybízů v poslední době popsali Converse aj. (1987). Źlutá strakatost černého rybízů (yellow mottle of black currant) je způsobena virem mozaiky husenřku – Arabis mosaic virus (ArMV). Tato choroba byla oznámena v Anglii (Tresh, 1966). Virus byl izolován z černého rybízů ve Francii (Putz a Stocky, 1971) a z černého rybízů z ruského Dálného východu (Gordejchuk aj., 1977).

ArMV a virus latentní krouřkovitosti jahodřku – strawberry latent ringspot virus (SLRV) byly prvně izolovány z červeného rybízů při testování anglické kolekce kultivarů přenosem řřavou na bylinné hostitele (Tresh, 1967). Oba viry (ArMV a SLRV) byly zjiřřeny v červeném rybízů také v bývalé NDR (Klein-

hempel, 1968). SLRV byl izolován rovněž z keře černého rybízů (cv. Baldwin) ve Skotsku. Keř byl také infikován reverzř – zvratem černého rybízů (Adams a Tresh, 1987) a nebylo stanoveno zda SLRV způsobuje specifické symptomy na černém rybízů (Lyster, 1964). Murrant (1970, 1974) podal detailní popisy obou virů (ArMV a SLRV). Spolehlivé odliřření obou virů je možné sérologickými testy. ArMV je snadno detekovatelný technikou ELISA v extraktech listů nebo pupenů černého rybízů (Clark aj., 1976).

Źřicovitost červeného rybízů (spoon leaf of red currant) byla prvně oznámena z Nizozemska (Maarse, 1926, 1938). Později bylo shledáno, že infekce je způsobena řřdou přenosným virem (van der Meer, 1960, 1962). Následně bylo dokázáno, že je to kmen viru krouřkovitosti malinřku – raspberry ringspot virus (RRV) – Harrison (1961), Maat aj. (1962).

Kmen RRV způsobující lžicovitost červeného rybízu je sérologicky nerozlišitelný od skotských izolátů získaných z maliníku. Identifikace RRV je možná sérologickými testy.

Zelená strakatost černého rybízu (green mottle of black currant) je způsobena virem mozaiky okurky – cucumber mosaic virus (CMV), kosmopolitním patogenem s neobvykle širokým hostitelským okruhem. Infekce černého rybízu byla oznámena z Anglie a Walesu (Thresh, 1966), z Německa (Kleinhempel, 1970) a z cv. Primorskij a Champion z ruského Dálného východu (Gordejchuk aj., 1977). Extrakty z infikovaných listů černého rybízu připravené v červnu reagovaly silně v ELISA při užití antiséra pro CMV (Adams, nepublikovaná data). Zelená strakatost červeného rybízu byla oznámena z Nizozemska (van der Meer, 1962) a z Anglie (Thresh, 1967). Virus byl identifikován jako kmen CMV. Proti jednomu izolátu CMV z červeného rybízu bylo připraveno antisérum (Mat, 1966). V difuzních testech v agaru všech šest izolátů z červeného rybízu nalezených v Nizozemsku reagovalo podobně.

V bývalém Československu byl izolován CMV z *Ribes rubrum* L. a některé jeho vlastnosti popsali Musil aj. (1979).

Doporučené postupy testování pro detekci virů, viroidů, organismů podobných mykoplazmám a rickettsiím a chorob podobných virózám v drobném ovoci včetně rybízu byly publikovány v dodatku (Anoným, 1992).

Výzkum problematiky testování ovocných keřů (*Ribes* sp.) na přítomnost virů technikou ELISA byl vyvolán potřebou kontrolovat zdravotní stav množitelského materiálu.

Imunoenzymatické stanovení pomocí ELISA je velmi citlivou a výkonnou metodou pro diagnózu rostlinných virů. Rutinní diagnostika založená na jejím užití má však u ovocných dřevin své specifické problémy vyplývající z nerovnoměrného rozmístění virových částic v jednotlivých orgánech testované rostliny a z proměnlivé stanovitelnosti virů v průběhu roku.

Práce uvádí výsledky testování rostlin odrůd a novošlechtění rybízu na přítomnost pěti virů pomocí ELISA.

MATERIÁL A METODY

Vybrané rostliny odrůd a novošlechtění rybízu (ŠS Velké Losiny) byly testovány na přítomnost virů ArMV, SLRV, RRV, CMV, ApMV pomocí ELISA.

Do první skupiny bylo zahrnuto 10 odrůd a novošlechtění resp. 136 rostlin černého rybízu, druhá skupina obsahovala pět odrůd a novošlechtění, resp. 135 rostlin červeného rybízu a ve třetí skupině byly dva kultivary, resp. 10 rostlin bílého rybízu.

Testy byly provedeny na počátku vegetace (třetí dekáda března, první dekáda dubna). Rašící pupeny, listy a květy byly odebrány z výhonů rostlin narašených v přírodě. Směsné vzorky tvořily podíly z narašených pupenů, listů a květů. Pro stanovení ArMV, SLRV,

CMV pomocí ELISA byly použity soupravy firmy Loe-we, pro zjištění RRV a ApMV byla užitá antiséra firmy Bioreba.

Potahování

Mikrotitrační destičky zn. KOH-I-NOOR Hardtmuth byly potaženy ústojným roztokem, ve kterém byly zředěny specifické IgG v poměru 1 : 100 (ArMV, SLRV) a inkubovány při teplotě 37 °C po dobu čtyř hodin, v poměru 1 : 200 (CMV) a inkubovány při teplotě 37 °C po dobu čtyř hodin, v poměru 1 : 1000 (RRV, ApMV) a inkubovány při teplotě 30 °C po dobu čtyř hodin. Po inkubaci byly destičky vymyty v automatické promývače (ULTRAWASH II fy Dynatech).

Příprava vzorků

Směsné vzorky byly připraveny mletím odvážené části rostliny (0,25 g) v extrakčním pufru na homogenizátoru (POLYTRON fy Anselma-Industrie, Vídeň). Bylo použito ředění 1 : 20, na 0,25 g vzorku bylo pipetováno 5 ml extrakčního pufru. Umleté vzorky v chladu sedimentovaly po dobu minimálně dvou hodin. Vzorky (190 µl extraktu) byly pipetovány do jamek vymytých mikrotitračních destiček, které byly uloženy do Petriho misek s vlhkým filtračním papírem a ponechány v chladničce při teplotě 4 °C přes noc. Po vymytí mikrotitračních destiček bylo přikročeno ke konjugaci. Konjugáty IgG s alkalickou fosfatázou byly zředěny v konjugacním roztoku v poměru 1 : 100 (ArMV, SLRV) a reakce v destičkách inkubovány po dobu čtyř hodin při teplotě 37 °C, v poměru 1 : 200 (CMV) a reakce inkubovány po dobu čtyř hodin při teplotě 37 °C, v poměru 1 : 1000 (RRV a ApMV) a reakce inkubovány po dobu pěti hodin při teplotě 30 °C. Reakce se substrátem proběhly během 1 hodiny při pokojové teplotě na tmavém místě. Jako substrát byl použit 4-nitrofenylfosfát rozpuštěný v substrátovém ústojném roztoku (0,75 mg/ml). Reakce byly vyhodnoceny na spektrofotometru fy Dynatech typ MR 580 při 405 nm. Příprava používaných roztoků je uvedena v práci Janěčkova aj. (1986). Při přípravě extrakčního ústojného roztoku je možno snížit náložku vaječného albuminu z 10 na 2 g na liter.

Positivní a negativní kontroly byly zasušené a rovněž z vegetujících rostlin.

Hraniční (prahové) hodnoty absorbancí byly vypočítány z hodnot absorbancí negativních kontrol (zasušených i vegetujících rostlin). Při ELISA byly dodržovány pracovní postupy dodané výrobcem testovacích souprav.

VÝSLEDKY

V rostlinách odrůd a novošlechtění černého, červeného a bílého rybízu byly zjištěny viry ArMV, SLRV, RRV, CMV a ApMV pomocí ELISA.

Odrůda ¹	Počet testovaných rostlin ²	Výsledek ELISA ³	Viry ⁴				
			ArMV	SLRV	RRV	CMV	ApMV
Gornaja	1	–	1	1	1	1	1
Holandský černý	2	–	2	2	2	2	2
Ojebyn Iz.	20	–	20	20	20	20	20
Eva Iz.	5	– Pd +	5	1 1 3	5	5	5
Nigra Iz.	5	– +	5	5	4 1	5	5
Novošlechtění ⁵	44	– Pd +	44	42 1 1	42	43 1	44
Onyx Iz.	5	– Pd	5	5	5	5	4 1
Otelo Iz.	23	– Pd +	22	16 3 4 1	20 1 2	23	23
Roodknop Iz.	20	– +	20	20	20	19 1	20
Silvergietter Iz.	3	– Pd +	3	2 1	2 1	3	3
Viola Iz.	8	– Pd +	8	5 1 2	7 1	8	8
Celkem ⁶	136	– Pd +	135	119 6 11 1	128 2 6	134 2	135 1
	100 %	+ v %	0,73	8,08	4,41	1,47	

Vysvětlivky k tab. I a II – Explanatory notes for Tabs. I and II:

– = negativní test – negative test

+ = pozitivní test – positive test

Pd = podezřelý test – suspect test

Pd = absorbance v rozmezí \bar{X} až $\bar{X} + 3 \times s$ – absorbance in the range \bar{X} to $\bar{X} + 3 \times s$

¹cultivar, ²number of tested plants, ³result, ⁴viruses, ⁵new-selections, ⁶total

Žádný z uvedených virů nebyl zjištěn v rostlinách odrůd černého rybízu: Gornaja, Holandský černý a Ojebyn. V některých rostlinách odrůd černého rybízu byly zjištěny pomocí ELISA některé viry nebo směsi virů SLRV (Eva), RRV (Nigra), SLRV, RRV, CMV (novošlechtění), ArMV, SLRV, RRV (Otelo), CMV (Roodknop), SLRV (Silvergietter) a SLRV,RRV (Viola). Z celkového počtu testovaných rostlin černého rybízu (136) byl ArMV stanoven v 0,73 % rostlin, SLRV v 8,08 %, RRV v 4,41 % a CMV v 1,47 % (tab. I).

Žádný z pěti uvedených virů nebyl stanoven v rostlinách odrůd resp. klonů červeného rybízu: Detvan, Holandský BO, Losan LO, Rondon a Vierlandenský. V některých rostlinách odrůd resp. klonů červeného rybízu byly zjištěny pomocí ELISA viry RRV a ApMV (Holandský PLR a novošlechtění). Z celkového počtu

testovaných rostlin červeného rybízu (135) byl RRV stanoven v 11,85 % rostlin a ApMV v 6,66 % (tab. II).

Žádný z těchto pěti virů nebyl zjištěn v rostlinách dvou odrůd bílého rybízu (Blanka a Primus) (tab. II).

ZÁVĚR

V některých rostlinách šesti odrůd a novošlechtění černého rybízu byla pomocí ELISA zjištěna přítomnost ArMV, SLRV, RRV a CMV. RRV a ApMV byly technikou ELISA zjištěny pouze v některých rostlinách jedné odrůdy a novošlechtění červeného rybízu. V rostlinách dvou odrůd bílého rybízu nebyl stanoven žádný z pěti zjišťovaných virů.

II. Výsledky stanovení virů ArMV, SLRV, RRV, CMV a ApMV v rostlinách červeného a bílého rybízu pomocí ELISA – The results of detection of ArMV, SLRV, RRV, CMV and ApMV viruses in red and white currant plants by ELISA

Odrůda ¹	Počet testovaných rostlin ²	Výsledek ELISA ³	Viry ⁴						
			ArMV	SLRV	RRV	CMV	ApMV		
Detvan BO, Iz.	10	–	10	10	10	10	10		
Holandský BO	15	–	15	15	15	15	15		
Losan LO	10	–	10	10	10	10	10		
Random Dá, Iz.	10	–	10	10	10	10	10		
Random Pha, Iz.	3	–	3	3	3	3	3		
Vierlandenský PLR	2	–	2	2	2	2	2		
Holandský PLR	30	–	30	29	22	30	22		
		Pd						1	3
		+						8	5
Losan BO, Iz.	10	–	10	10	9	10	10		
		Pd						1	
Novošlechtění ⁵	45	–	45	45	35	45	40		
		Pd						2	1
		+						8	4
Celkem ⁶	135	–	3	1	1	3	2		
		Pd						1	3
		+						16	9
		+ v %						11,85	6,66
Bílý rybíz ⁷ Blanka BO, Iz.	5	–	5	5	5	5	5		
Primus BO, Iz.	5	–	5	5	5	5	5		

For 1–6 see Tab. I, ⁷white currant

Poděkování

Za pozitivní rostliny révy vinné s ArMV děkuji ing. G. V anekovi, CSc. z ÚEFE SAV Ivanka pri Dunaji a ing. Kozelské z VŠÚZ Olomouc za pozitivní vzorky okurky s CMV.

LITERATURA

- ADAMS, A. N. – TRESH, J. M.: Reversion of black currant. In: CONVERSE, R. H. (ed.): Virus Diseases of Small Fruits. USDA, Agric. Handb., No. 631, 1987: 133–136.
- ANONYM: Acta Hort., Dodatek 308, 1992.
- APPENDIX, I.: Recommended indexing procedures for detecting viruses, viroids, mycoplasma- and rickettsia-like organisms, and virus-like diseases in small fruit crops. Acta Hort., Dodatek 308, Small Fruit Virus Diseases, 1992: 151–154.
- CLARK, M. F. – ADAMS, A. N. – THRESH, J. M. – CASPER, R.: The detection of plum pox and other viruses in woody plants by enzyme-linked immunosorbent assay (ELISA). Acta Hort., 67, 1976: 51–57.
- CONVERSE, R. H.: Virus Diseases of Small Fruits. USDA, Agric. Handb., No 631, 1987: 133–166.
- GORDEJCHUK, O. G. – KRYLOV, A. V. – KRYLOVA, N. V. – SAMONINA, I. N.: Virus diseases of berry crops in the Soviet Far East. Zbl. Bakt. Parasitenk. Infektionskrank. Hyg., 132, 1977: 686–707.
- HARRISON, B. D.: Identity of red currant spoon leaf virus. Tijdschr. Pl.-Ziekt., 67, 1961: 562–565.
- JANEČKOVÁ, M. – PLUHAŘ, Z. – KAREŠOVÁ, R.: Použití metody Elisa pro detekci viru chlorotické skvrnitosti listu jabloně (CLSV) v matečných roubových stromech jabloní a hrušní udržovaných v Československém přírodním izolátu. Zahradnictví, 13, 1986: 241–251.
- KLEINHEMPEL, H.: Zur Analyse von Viren in Johannis- und Stachelbeerbeständen der Deutschen Demokratischen Republik. Arch. Gtnb., 16, 1968: 151–159.
- KLEINHEMPEL, H.: Verbreitung und Schädigung von Virosen an Johannis- und Stachelbeere. Arch. Gtnb., 18, 1970: 319–325.
- LISTER, R.: Strawberry latent ringspot: a new nematode-borne virus. Ann. Appl. Biol., 54, 1964: 167–176.
- MAARSE, J.: Een nieuwe afwijking in de Fay's Prolific en een raadgeving aan kwekers en telers. (A new deviation in Fay's Prolific, and advice to nurserymen and growers.) Floralia, 41, 1926: 41–473.
- MAARSE, J.: Lepelblad bij rode bessen. (Spoon leaf in red currants.) Fruitteelt, 28, 1938: 311–312.
- MAAT, D. Z. – VAN DER MEER, F. A. – PFAELTZER, H. J.: Serological identification of some soil-borne viruses in The Netherland. Tijdschr. Pl.-Ziekt., 68, 1962: 120–122.
- MAAT, D. Z.: Jaarverslag 1965. A. Rep. Inst. Pl.-Ziektenk. Onderzoek, 1966: 80–81.

MEER, F. A. van der : Onderzoekingen betreffende bessevirussen in Nederland, I. Lepelblad van rode bes. (Investigations of currant viruses in The Netherlands. I. Spoon leaf of red currant.) Tijdschr. Pl.-Ziekt., 66, 1960: 12-23.

MEER, F. A. van der: Een nieuw virus bij het rode-besseres Maarse's Prominent (A new virus in Maarse's Prominent red currant.) Jaarverslag 1961. A. Rep. Inst. Pl.-Ziektenk. Onderzoek, 1962: 93-94.

MURANT, A. F.: Arabis mosaic virus. Commonwealth Mycological Institute/Association of Applied Biologists, Descriptions of Plant viruses No 16. Kew, Surrey, England 1970: 4.

MURANT, A. F.: Strawberry latent ringspot virus. Commonwealth Mycological Institute/Association of Applied Biolo-

gists. Descriptions of Plant Viruses No. 126., Kew, Surrey, England 1974: 4.

MUSIL, M. - RAKÚS, D. - MUCHA, V.: Some properties of cucumber mosaic virus isolated in Czechoslovakia from *Ribes rubrum* L. Biológia, 34, 1979: 321-327.

PUTZ, C. - STOCKY, G.: Identification du virus de la mosaïque de l' Arabis chez le framboisier et le cassis en France. Ann. Phytopath., 3, 1971: 503-507.

THRESH, J. M.: Virus disease of black currant. [Report.] East Malling Research Station 1966: 158-163.

THRESH, J. M.: Virus diseases of red currant. [Report.] East Malling Research Station 1967: 146-152.

Došlo 2. 1. 1995

Kontaktní adresa:

Ing. Marie Janěková, CSc., Výzkumný a šlechtitelský ústav ovocnářský, 507 51 Holovousy, Česká republika
Tel. 0435/921 21, fax 0435/924 33

OSMÁ MEZINÁRODNÍ KONFERENCE O VIROVÝCH CHOROBÁCH ZELENINY

EIGHTH INTERNATIONAL CONFERENCE ON VIRUS DISEASES OF VEGETABLES

Konferenci pořádá evropská skupina pro výzkum virů zeleniny, která je součástí Mezinárodní společnosti pro zahradnické vědy (ISHS - International society for Horticultural Sciences).

Konference se bude konat ve dnech 8.-15. července 1995 v Praze v hotelu Krystal, Jose Martiho 2/407, Praha 6.

Konferenci zajišťuje virologické oddělení Odboru rostlinolékařství ve Výzkumném ústavu rostlinné výroby v Praze 6-Ruzni.

Úvodní referáty budou věnovány současnému stavu a perspektivám pěstování zeleniny v České republice a rozšíření fytovirů na jejím území. Další referáty budou pojednávat o biotechnologiích uplatněných při výzkumu virů, o charakteristice virů a jejich kmenů, o imunologických metodách diagnózy, o významných otázkách epidemiologie a ochrany zeleniny vůči hospodářsky důležitým virům.

Konference se zúčastní asi 70 zahraničních odborníků z evropských států, z Izraele a USA. Účastnický poplatek je 160 DM. Z konference bude vydán sborník přednesených referátů.

RECENZE

DACHBEGRÜNUNG

OZELEŇOVÁNÍ STŘECH

K. H. Härtl

Naturbuchverlag 1994. 96 s. 90 barevných fotografií, kreseb a tab.

Ozeleňování střeche se stalo významným především pro města. Zelené střechy vyrovnávají ztrátu zelených ploch se stromy a keři, zlepšují mikroklima a z kvalitnější životní podmínky pro lidi i pro zvířata.

Kniha je vlastně rádcem. Jejím těžištěm nejsou velké střešní zahrady noblesních moderních budov, ty zůstávají očím pěších většinou skryty. Autor se zaměřuje spíše na malé plochy, které si může jednotlivec ozelenit s nízkým nákladem a vlastními silami. Zkrášlení si zaslouží zejména střešní plochy, které jsou v ohnisku viditelnosti a poutají proto pozornost kolemjdoucích. Vřesovištní zahradou, která se snadno určuje, se může bouda na nářadí změnit v okrasný prvek, panelovou garáž může zase přerůst skalka s alpínkami, kontejner na odpad se dá zakrýt porostem pnoucího břečťanu apod. Všechny důležité aspekty – od nosnosti střechy

až k praktickým stavebním postupům, od různých substrátů až k sázení a péči o vhodně vybrané rostliny – jsou v knize rozebrány prakticky, podrobně a názorně. Konkrétní příklady byly vždy vybírány s ohledem na to, aby se daly úspěšně realizovat – všechno ostatní by totiž vybočovalo z rozumných hranic budování vlastními silami.

Tato praktická kniha se vedle bohatosti informací a podnětných barevných fotografií vyznačuje i příkladně přijatelnou cenou. Uzavírají ji přehledy, adresy a údaje o dodavatelských zdrojích. Určena je pro zahrádkáře, majitele domů a nájemce, pro zahradníky, školkaře a pro obchod se zahradnickými potřebami.

Recenze zpracována podle *Gartenbauwirtschaft*, 49, 1994, č. 21, s. 11.

Doc. Eva Pekárková, CSc.

FUCHSIENATLAS

ATLAS FUCHSIÍ

M. Nijhuis

Gottmer, Ulmer Verlag, 1994. 175 s. 1 000 barevných fotografií. Překlad z holandštiny do němčiny.

Atlas s bohatstvím barevných fotografií a krátkých přesných popisů dává přehled o šíři šlechtění tohoto druhu a je pomůckou pro poznávání jednotlivých odrůd. Obrazová část představuje odrůdy seřazené v pořadí 1–1 000 podle barev. Vyniká tu barevná různorodost fuchsí od bílé přes růžovou a červenou až k fialové a oranžové. V následujícím textovém oddílu jsou odrůdy seřazené podle názvů a jsou popsány jejich hlavní znaky a vlastnosti. Pro čtenáře je zajímavých 55 seznamů, v nichž jsou odrůdy seřazené podle různých kritérií, např. podle zimovzdornosti nebo nároků

na stanoviště. Z nich je možno vyčíst, zda příslušné rostliny snáší slunce, zda se hodí do skupinových výsadeb nebo do rabat a jaké tvary jsou pro ně vhodné. Tím se zájemci usnadňuje výběr odrůd, ale také umožňuje cílevědomé rozšiřování odrůdových sbírek. Kniha je velmi cenným průvodcem odrůdovým bohatstvím jak pro pokročilé pěstitele fuchsí, tak i pro začátečníky.

Recenze zpracována podle *Gartenbauwirtschaft*, 49, 1994, č. 21, s. 11.

Doc. Eva Pekárková, CSc.

EVALUATION OF THE CHARACTERISTICS OF SUBCLONES OF VELKOPAVLOVICKÁ APRICOT CULTIVAR AT THE ONSET OF COMMERCIAL PRODUCTIVITY

HODNOCENÍ VLASTNOSTÍ SUBKLONŮ ODRŮDY MERUNĚK VELKOPAVLOVICKÁ V OBDOBÍ NÁSTUPU DO PLODNOSTI

Z. Vachůn

Horticultural Faculty of the Mendel University of Agriculture and Forestry at Brno, Lednice na Moravě, Czech Republic

ABSTRACT: The Velkopavlovická variety has been one of the most frequently grown apricot cultivars in the Czech Republic. Clone selection has been performed in this variety for a long time as part of maintenance breeding. Subclones evaluated in this paper have been produced by individual selection from the clones of the first cycle of clone selection, representing a very uniform group with small variations in the phenophases of blossoming and ripening. Blossom buds confirmed large sensitivity to frost in the postdormancy period. This is the reason why the first crops were low. An earlier onset of productivity was observed in the control clone LE-12/2. Quantitative characteristics of fruits and stones can be used for clone description. There was not any significant correlation between productivity, time of blossoming, fruit ripening and decline of blossom buds. The correlation coefficients ranged from $r = 0.15$ to $r = 0.34$. Fruit weight was in a highly significant correlation with fruit height, width and thickness, as well as with flesh thickness and refractometric dry matter content. The values of correlation coefficients ranged from $r = 0.48^{**}$ to $r = 0.82^{**}$. Stone weight was in a highly significant correlation with stone width and thickness and stone percentage out of fruit weight. The value of correlation coefficients ranged from $r = 0.41^{**}$ to $r = 0.73^{**}$. The growth of subclones produced from less vigorous clones was slower than that of subclones coming from more vigorously growing clones (difference up to 15%; Tab. II). The results indicate an opportunity for selection of larger-fruited clones. The evaluation of subclones will be in progress.

apricot; clones; subclones; growth vigor; phenophases; fruit and stone characteristics; correlations

ABSTRAKT: Subklony odrůdy meruňek Velkopavlovická tvoří značně uniformní skupinu s malými rozdíly ve fenofázi kvetení a zrání. Jsou citlivé na úhyn květních pupenů po mrazovém poškození v postdormanci. I z tohoto důvodu byly první sklizně malé (do 5 kg na strom). Rychlejší nástup do plodnosti měl kontrolní klon LE-12/2. Mezi plodností, dobou kvetení a zráním a úhynem květních pupenů v rámci sledovaného souboru nebyla zjištěna průkazná korelace ($r = 0,15$ až $r = -0,34$). Vysoce průkazné kladné korelační koeficienty však byly zjištěny mezi hmotností plodu, výškou, šířkou a tloušťkou plodu, ale i tloušťkou dužniny a refraktometrickou sušinou ($r = 0,48^{**}$ až $r = 0,82^{**}$). Vysoce průkazná kladná korelace byla zjištěna rovněž mezi hmotností pecky a její šířkou, výškou a tloušťkou, ale i mezi hmotností pecky a procentním podílem pecky z hmotnosti plodu ($r = 0,41^{**}$ až $r = 0,73^{**}$). Kvantitativní znaky plodu a pecky mohou být využity k charakteristice subklonů. Subklony vzniklé ze slaběji rostoucích klonů rostly slaběji než subklony z bujněji rostoucích klonů (rozdíl až o 15 %). Klon LE-103 měl o 16,2 % vyšší průměrnou hmotnost plodu a zároveň vyšší refraktometrickou sušinu než kontrola.

meruňka; klony; subklony; vzrůstnost; fenofáze; parametry plodu a pecky; korelační vztahy

ÚVOD

Cílem práce bylo zhodnotit subklony vzniklé individuálním výběrem z klonů prvního cyklu klonové selekce u odrůdy Velkopavlovická a srovnat jejich vlastnosti s kontrolním klonem Velkopavlovická LE-12/2 v období nástupu do hospodářsky významné plodnosti.

Význam a poslání klonové selekce u ovocných dřevin uvádí podrobně Dvořák aj. (1982). S úspěchem

byla uplatňována klonová selekce už v minulosti, např. u jablek (Rosati a Faedi, 1975), u broskvoni (Bernhard aj., 1966) i u meruňek (Paunovič, 1985; Vachůn, 1978–1979, 1992; Cirami aj., 1992). Badenes (1993) studoval kvantitativní a kvalitativní znaky klonů meruňek. Uvádí, že na rozdíl od kvalitativních znaků řada kvantitativních znaků má význam i pro rozlišení klonů. Nejdříve je klonová selekce uplatňována ve vinohradnictví, kde byly vybrány

v některých případech již klony z klonů. Takové klony je snaha označovat jako superklony nebo subklony (Hubáčková, 1987). Název subklon ve stejném smyslu je používán i v předložené práci. Klonová selekce u nejvýznamnějších odrůd by měla mít trvalý charakter, poněvadž výkonnost klonů může klesat a po 15 letech není u žádného klonu možné očekávat původní výkonnost (Pospíšilová, 1978).

MATERIÁL A METODY

Hodnocené subklony a kontrolní klon odrůdy Velkopavlovická byly vysazeny v roce 1989 na podnoží meruňkovy semenáč v pokusném areálu Zahradnické fakulty MZLU Brno v Lednici na Moravě v jednom opakovaní po pěti stromech. Pěstitelský tvar byl čtvrtkmen s dutou korunou, spon 6 x 2 m. Ve výsadbě byl prováděn jednotný systém řezu, ochrany a ošetření půdy. Vyšší hustota v řadách je zdůvodněna tím, že jde o staniční zkoušku s krátkodobým trváním hodnocení (do pěti plnohodnotných sklizní). Z této staniční zkoušky jsou v příspěvku vyhodnoceny pouze subklony LE-111, LE-126, LE-103, LE-118 a klon LE-12/2. Klon LE-12/2 byl vybrán ve druhém cyklu klonové selekce, je zapsán v Listině povolených odrůd a v pokusu je kontrolou. Ostatní klony jsou individuálními selekcemi z původních klonů prvního cyklu. LE-111 je subklon z klonu LE-7/1, LE-126 je subklon z klonu LE-11/1, LE-118 je subklon z původního klonu LE-10/1 a LE-103 je subklon z původního klonu LE-6/1. Klonová selekce prvního cyklu proběhla v letech 1969 až 1978. Subklony vznikly na základě individuální selekce v letech 1980 až 1986. Stalo se tak po rozmnožení typického jedince z jednotlivých klonů po pěti stromech. Individuálním výběrem z nich byli získáni jedinci s vyšší plodností a nadprůměrnou velikostí plodů. Tito po rozočkování a výsadbě opět po pěti rostlinách se stali předmětem hodnocení jako subklony.

Pro klonovou selekci bylo použito metodiky udržovacího šlechtění ovocných plodin (Dvořák aj., 1992). K vlastnímu hodnocení jednotlivých vlastností bylo použito metodiky hodnocení pro výběr nejvhodnějších odrůd a hybridů (Vachůn a Krška, 1991). V tabulkách uváděné výsledné údaje jsou průměrem z období tří let. Počet pozorování (n) pro jednotlivé vlastnosti se pohybuje za tříleté období od 35 do 44. Vlastnosti plodů byly zjišťovány u jednotlivých stromů změřením průměrného plodu ze vzorku pěti plodů. Obvod kmene je reprezentován hodnotou v mm naměřenou v posledním roce pozorování po skončení vegetace.

VÝSLEDKY

Sledovaný soubor čtyř subklonů a kontrolního klonu odrůdy Velkopavlovická je charakterizován rozdílnými fenologickými projevy a rozdílnou plodností. Fenofáze

začátek kvetení za sledované tříleté období se liší v průměru nejvíce o jeden den. Fenofáze začátek sklizňové zralosti se liší maximálně o tři dny. Absolutní hodnoty sklizní jsou relativně nízké nejen proto, že jde o období vstupu stromů do hospodářsky významné plodnosti, ale i z důvodu mimořádně nepříznivého průběhu teplot po skončení hlubokého vegetačního klidu, kdy došlo k silnému úhynu květních pupenů v rozmezí 72 až 88 %. Tento stupeň poškození již významně snižuje sklizně i když pak v době kvetení a po něm jsou již podmínky vcelku příznivé. Přesto možno konstatovat, že nejrychlejší nástup do plodnosti i za těchto zhoršených podmínek měl kontrolní klon Velkopavlovická LE-12/2.

Mezi začátkem kvetení a začátkem sklizňové zralosti sledovaného souboru nebyla zjištěna průkazná korelace ($r = 0,14$) stejně jako mezi začátkem kvetení a hmotností sklizně ($r = -0,34$). Rovněž mezi začátkem kvetení a procentem úhynu květních pupenů nebyla průkazná závislost ($r = 0,15$). Přesto, že u kontrolního klonu LE-12/2 byl úhyn květních pupenů z celého souboru nejvyšší, byl tento klon schopen udržet nejvíce plodů a tedy i nejvyšší sklizeň v období vstupu do plodnosti (období růstu a plodnosti podle Šitta).

Subklony LE-126 a LE-118 rostly slaběji než LE-111 a LE-103. Poslední dva byly vzrůstností srovnatelné s klonem LE-12/2 (tab. I a II).

Po tři roky byly rovněž sledovány vybrané vlastnosti plodů jednotlivých subklonů a kontrolního klonu LE-12/2. Průměrná hmotnost plodů byla od 60 do 69 g (tab. III). S touto vlastností významně korelovaly ostatní vlastnosti plodu (výška: $r = 0,79^{++}$ ($n = 43$), šířka: $r = 0,82^{++}$ ($n = 43$), tloušťka: $r = 0,48^{++}$ ($n = 43$) a refraktometrická sušina: $r = 0,80^{++}$ ($n = 41$)). Průměrné hodnoty refraktometrické sušiny jednotlivých členů souboru se pohybovaly od 13,9 do 15 %, maximální rozdíl u jednotlivých plodů byl od 10 do 19 %.

Subklony LE-111 a LE-103 měly největší plody, klon LE-12/2 a zbývající subklony LE-118 a LE-126 měly hmotnost plodů nižší a přibližně na stejné úrovni. Subklon LE-103 převyšoval hmotností plodu kontrolu o 16,2 % a zároveň měl i nejvyšší refraktometrickou sušinu.

Kvantitativní znaky pecky (hmotnost, výška, šířka, tloušťka pecky a procentní podíl pecky na hmotnosti plodu) byly u jednotlivých subklonů a kontroly rozdílné (tab. IV). Průměrná hmotnost pecky se pohybovala v rozmezí od 3,19 do 4,22 g. S touto vlastností významně korelovaly ostatní vlastnosti pecky (výška: $r = 0,73^{++}$ ($n = 37$), šířka: $r = 0,45^{++}$ ($n = 35$), tloušťka: $r = 0,46^{++}$ ($n = 35$) a procentní podíl pecky z plodu: $r = 0,41^{++}$ ($n = 44$)).

DISKUSE

Byla potvrzena zkušenost z předchozích cyklů klonové selekce (Vachůn, 1992), že lze u meruňek klonovou selekci získat i po vyloučení přítomnosti

I. Vybrané vlastnosti subklonů a kontrolního klonu odrůdy Velkopavlovická v letech 1992–1994 – Some characteristics of subclones and control clone in the Velkopavlovická cultivar in 1992–1994

Odrůda ¹	Rok ²	Obvod kmene ³ (mm)	Začátek kvetení (datum) ⁴	Začátek sklízňové zralosti (datum) ⁵	Plodnost (kg/strom) ⁶	Úhyn pupenů mrazem ⁷ (%)
LE-111	1992		10,04	13,07	0,5	
	1993		21,04	14,07	1,0	74,7
	1994	335,0	30,03	13,07	3,5	88,0
Průměr ⁸		335,0	10,04	13,07	1,7	80,4
LE-126	1992		10,04	12,07	0,7	
	1993		19,04	16,07	2,1	52,0
	1994	292,5	02,04	17,07	0,6	92,0
Průměr		292,5	10,04	15,07	1,2	72,0
LE-103	1992		10,04	12,07	0,4	
	1993		20,04	16,07	0,5	56,0
	1994	335,0	30,03	12,07	2,8	90,0
Průměr		335,0	09,04	13,07	1,2	73,0
LE-118	1992		10,04	12,07	2,5	
	1993		19,04	14,07	0,4	61,0
	1994	300,0	30,03	17,07	2,3	85,0
Průměr		300,0	09,04	14,07	1,7	73,2
LE-12/2	1992		10,04	14,07	1,5	
	1993		19,04	19,07	0,4	91,0
	1994	327,5	31,03	16,07	5,0	85,0
Průměr		327,5	09,04	15,01	2,3	88,0

¹cultivar, ²year, ³stem girth, ⁴onset of blossoming (date), ⁵onset of harvest ripeness (date), ⁶productivity (kg/tree), ⁷frost injury to buds, ⁸average

II. Vzrůstnost subklonů a klonů odrůdy Velkopavlovická podle obvodu kmene. Měřeno na konci vegetace – Growth vigor of subclones and clones of the Velkopavlovická cultivar according to stem girth (measured at the end of the growing season)

Subklon a klon ¹	Obvod kmene ² (mm)	Vzrůstnost ³ (%)
LE-12/2	327,0	100,0
LE-111	335,0	102,4
LE-103	335,0	102,4
LE-118	300,0	91,7
LE-126	292,5	89,3

¹subclone and clone, ²stem, ³growth vigor

hospodářsky významných viróz slaběji rostoucí klony. Ve vzrůstnosti bylo možné srovnat údaje o původních výchozích klonech prvního cyklu (V a c h ů n, 1992)) s údaji získanými u subklonů. Ve vzrůstnosti se chovaly subklony podobně jako původní klony, z nichž byly vybrány. Subklony LE-111 a LE-103 byly až o 15 % vzrůstnější než subklony LE-126 a LE-118. Stejně tak tomu bylo u původních klonů LE-7/1 a LE-6/1 ve srovnání s klony LE-10/1 a LE-11/1, z nichž subklony vznikly.

Kvantitativně vyjádřené znaky plodů jednotlivých subklonů mohou být použity pro případnou identifikaci jako pomocný znak v souladu s poznatky ze zahraničí

III. Průměrné hodnoty vybraných vlastností plodu u subklonů a kontrolního klonu odrůdy Velkopavlovická za tříleté období 1992–1994 – Average values of some fruit characteristics in subclones and control clone of the Velkopavlovická cultivar in 1992–1994

Subklon a klon ¹	Hmotnost plodu ² (g)	Výška plodu ³ (mm)	Šířka plodu ⁴ (mm)	Tloušťka plodu ⁵ (mm)	Tloušťka dužniny ⁶ (mm)	Refraktometrická sušina ⁷
LE-111	66,67	47,42	48,33	48,42	13,25	14,50
LE-126	60,56	47,22	47,89	46,22	12,67	14,56
LE-103	69,17	48,50	51,00	49,67	14,00	15,00
LE-118	62,51	47,89	48,11	47,44	12,75	14,34
LE-12/2	59,50	47,00	47,67	42,92	13,42	13,86
Průměr ⁸	63,68	47,61	48,60	46,93	13,22	14,45

¹subclone and clone, ²fruit weight, ³fruit height, ⁴fruit width, ⁵fruit thickness, ⁶flesh thickness, ⁷refractometric dry matter content, ⁸average

IV. Průměrné hodnoty vybraných vlastností pecky subklonů a kontrolního klonu odrůdy Velkopavlovické za období 1992–1994 – Average values of some stone characteristics in subclones and control clone of the Velkopavlovická cultivar in 1992–1994

Subklon a klon ¹	Hmotnost pecky ² (g)	Podíl pecky z plodu ³ (%)	Výška pecky ⁴ (mm)	Šířka pecky ⁵ (mm)	Tloušťka pecky ⁶ (mm)
LE-111	4,22	6,25	29,00	23,50	12,00
LE-126	3,64	5,98	28,75	22,28	12,17
LE-103	3,35	5,20	27,00	21,67	12,00
LE-118	3,19	6,05	26,90	20,90	11,60
LE-12/2	3,48	5,52	29,00	24,25	12,17
Průměr ⁷	3,58	5,80	28,13	22,60	11,99

¹subclone and clone, ²stone weight, ³stone percentage out of fruit, ⁴stone height, ⁵stone width, ⁶stone thickness, ⁷average

(Badenes, 1993). Významným zjištěním pro další období hodnocení je prokázána možnost výběru klonů s většími plody a nižším procentem hmotnostního podílu pecky. Z tohoto hlediska je nejzajímavější klon LE-103 převyšující hmotností plodu kontrolu o 16,2 % a mající zároveň ze všech hodnocených subklonů nejvyšší refraktometrickou sušinu.

Rozdíly v době kvetení mezi subklony a kontrolním klonem nejsou velké, ale mohou být užitečné při zhoršených podmínkách odkvětu, kdy zabezpečují jistou postupnost kvetení v rámci jedné odrůdy.

Vybrané subklony za sledované období neprokázaly vyšší plodnost než kontrolní klon LE-12/2. Byla potvrzena vysoká citlivost všech klonů odrůdy Velkopavlovická k úhynu květních pupenů při nepříznivých teplotních podmínkách v postdormanci. Malé rozdíly v začátku sklizňové zralosti neznemožňují v podstatě jednotný systém sklizně.

LITERATURA

BADENES, M.: Pomological characterisation of apricot varieties and clones. *Invest. Agr. Prod. Protec. Veg.*, 8, 1993: 55–65.

BERNHARD, R. et al: Valeur agronomique comparative des différentes clones d'un même cultivar de pecher. *Pomol. Franc.*, 11, 1966: 323–333.

CIRAMI, R. N. et al.: Clonal selection within the apricot varieties Trevatt and Moorpark. *Austral. J. Exp. Agric.*, 32, 1992: 413–416.

DVOŘÁK, A. a kol.: Metodika udržovacího šlechtění ovocných plodin. Praha, 1982. 67 s.

HUBÁČKOVÁ, M.: Obdobie hladania účinných spôsobov klonovej selekcie viniča. *Vinohrad*, 11, 1987: 248–249.

PAUNOVIČ, S. A.: Thirty five years of apricot breeding and clonal selections of apricots CVS and rootstocks. In: 8th Int. Symp. on Apricot Culture and Decline, 15–21. 7. 1985, Kecskemet, Hungary. *Acta Hort.*, 1985: 299–306.

POSPÍŠILOVÁ, D.: Z teoretických a praktických poznatků v selekcii viniča. *Vinohrad*, 11, 1978: 224–245, 270–271.

ROSATTI, J. – FAEDI, W.: Indigini sul melo. 9. shede pomologiche et agronomiche di cloni spur Red Delicious. *Frutticoltura*, 9, 1975: 15–23.

VACHŮN, Z.: Výsledky klonové selekce u meruňky Velkopavlovické (1. cyklus). *Zahradnictví*, 5–6, 1978–1979: 213–220.

VACHŮN, Z.: Klonová selekce u meruňek (odrůda Velkopavlovická). [Habilitation práce.] *Lednice na moravě 1992*. 209 s. – Zahradnická fakulta VŠZ v Brně.

VACHŮN, Z. – KRŠKA, B.: Metodika hodnocení meruňek pro výběr nejvhodnějších odrůd a hybridů. 1991. 5 s.

Došlo 14. 2. 1995

Kontaktní adresa:

Prof. ing. Zdeněk Vachůn, DrSc., Zahradnická fakulta Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity v Brně, 691 44 Lednice na Moravě, Česká republika
Tel. 0627/982 10–11, fax 0627/984 11

HEAVY METALS IN URBAN SOIL COVERS. A REVIEW COMPLETED BY PRAGUE PARK AND STREET SOIL ANALYSES

OBSAH TĚŽKÝCH KOVŮ V MĚSTSKÝCH PŮDNÍCH POKRYVECH. PŘEHLED DOPLNĚNÝ ROZBORY PŮDY Z PRAŽSKÝCH PARKŮ A ULIC

J. Sucharová, I. Suchara

Research Institute of Ornamental Horticulture, Průhonice, Czech Republic

ABSTRACT: Elemental information about urban soil covers, those of the most contaminated soils by heavy metals can be found in the introductory part of this paper. Main anthropogenous sources of metals, ways of urban soil covers contamination, space pattern of metal contents in soil covers within cities, potential harmful effects of contaminated urban soil covers on inhabitants, biota sharing urban habitats, soil microbiology, limits of soil protecting acts and other information are mentioned. To elucidate better the problems outlined above, some published data from the rich pool of literature have been chosen and presented here. Tab. I provides data on contamination of typical urban soil covers measured by various methods in different cities. In a special part own analytical data of metal concentrations along profiles of soil covers in urban parks and in an urban forest in Prague are presented in Tabs. II and IV. Contamination of top (depth 10–15 cm) soil covers of street tree bowls, under park turfgrasses and under woody species have been under investigation as well (Tabs. III and V). Simple linear regression analysis was applied to the obtained data and correlations between metal concentrations and some soil characteristics (clay and C_{ox} contents and pH values) of the soil covers were computed (Tabs. VI, VII, VIII). Strong correlation and high coefficients of determination when fitting the linear equations for the soil chemical results were found for the most of metal concentrations and total C_{ox} in the given soil covers. Contrary, there did not appear any significant correlation between metal concentrations and clay contents or pH values in the soil covers under investigation. Also other types of regression functions were fitted to the data of metal concentrations and the soil cover characteristics above. Tabs. IX and X show all combination pairs of mutual dependent variables which determined fitted regression equations at least from 25 or 56%. The number of those pairs increased with the depth of soil covers and from street soil covers through park turfgrasses soils to soil covers under woody species, it is from the most deteriorated soil covers towards less influenced urban soil covers.

urban soil covers; heavy metals; analyses

ABSTRAKT: Příspěvek v úvodní části podává základní informace o obsazích kovů v městských půdních pokryvech, jedné z nejvíce kontaminovaných půd vůbec. Uvádějí se hlavní antropogenní zdroje kovů, způsoby kontaminace městských půdních pokryvů, vertikální a horizontální rozložení obsahu kovů v půdních pokryvech města, potenciální nepříznivé vlivy znečištěných městských půdních pokryvů na obyvatele, organismy osidlující městské prostředí a půdní mikrobiologii, limity znečištění v zákonech na ochranu půd a další informace. Pro lepší osvětlení uvedených problémů byly převzaty některé údaje z četných literárních pramenů. Tab. I přebírá publikované údaje o znečištění typických městských půdních pokryvů měřené různými metodami v rozličných městech. Ve speciální části jsou uvedeny výsledky vlastních měření koncentrací kovů podél profilů půdních pokryvů v městských parcích a Krčském lese v Praze (tab. II a IV). Znečištění svrchní (10–15 cm) vrstvy půdních pokryvů bylo také sledováno v uličních stromových mísách, pod parkovými trávníky a v půdních pokryvech pod dřevinami (tab. III a V). Jednoduchá regresní analýza, lineární model, byla použita ke zjištění závislosti mezi koncentracemi kovů a některými půdními charakteristikami (obsah jílu a oxidovatelného C, hodnoty pH) uvedených půdních pokryvů (tab. VI, VII, VIII). Silná korelační závislost a vysoké hodnoty koeficientů determinace pro lineární rovnice aplikované na výsledky chemických analýz byly zjištěny pro většinu sledovaných kovů a obsah C_{ox} v daných půdních pokryvech. Naopak, nebyla zjištěna významná korelace mezi koncentracemi kovů a obsahem jílu, nebo pH hodnotami ve sledovaných půdních pokryvech. Byly zkoušeny i alternativní typy regresních rovnic pro hodnoty koncentrací kovů a půdní charakteristiky. Tab. IX a X ukazuje všechny kombinační páry sledovaných proměnných u nichž alespoň 25 nebo 56 % variability závisle proměnné bylo vysvětleno použitím uvedené regresní rovnice. Počet takových párů vzrůstal s hloubkou půdního pokryvu a od ulice přes půdy parkových trávníků po půdní pokryvy pod dřevinami, tedy od nejvíce narušených půdních pokryvů po antropicky méně ovlivněné městské půdní pokryvy.

městské půdní pokryvy; těžké kovy; rozbor

INTRODUCTION

Knowledge of contamination levels of heavy metals in urban soil covers is important in consideration of health risk assessment, potential adverse effects at biology of soil cover itself, danger for biota sharing ecosystem of urban vegetational areas etc.

More than 50% of human population lives or works in large industrial agglomerations. During work, recreational or leisure activities some unconscious ingestion of contaminated urban soil and dust may occur when one contacts urban soil covers. Soiled fingers-to-mouth way represents the most common input of heavy metals into children playing in an urban environment. Z í m o v á (1988) gave a list of 7 types of links between contaminated soil covers and people.

Though urban soil covers are not considered for crop production, there are usually present, some gardens, orchards or fields within cities. Crops entering food chains may be polluted by urban dust and soil particles or contaminated internally by accumulation of accepted heavy metals. Finally, potential mutation and phytotoxic effects of heavy metals have been reported.

However, in spite of the threads mentioned above only little concern has been voiced regarding contamination of urban soil covers by heavy metals. Mainly Pb, lately Cd and several few heavy metals in urban soil covers were under investigation, while other metals and their synergistic actions in the complexity are being usually ignored. The aim of the paper is to review the topic and present analytical data of chosen soil covers from Prague.

SOURCES OF HEAVY METALS IN URBAN ENVIRONMENT

Thornton (1991) distinguished the following six sources of heavy metals contamination in an urban environment: household activities, waste disposal, transport, metalliferous mining and smelting, manufactory industries, and scrap yards. Let us mention the 4 outstanding ones at least.

1. Dwellings and their accessories

Weathering of metal parts such as roofs, gutters, banisters, fence networks, noble alloy knobs or scaffolding, gates etc. these are the immediate sources of heavy metals for soil covers surrounding such dwellings. What is more, the metallic parts, as a rule, are painted by anticorrosive paints which may contain Pb, Cr, Zn, Cu etc. In some residential areas wooden houses used to be painted by lead-based paints prior regulations of their use were accepted (K r u e g e r and D u g v a y, 1989). Chips of such a weathering home coat may be significant Pb source for garden soil covers around the house foundations.

2. Urban traffic

Concentrated automobile traffic in cities has become the marked source of metals such as Pb, Cd, Zn, V, Ni, Cu, Cr, Pt, Pd etc.

Pb contamination dominates where leaded petrol is used. When alternative Mn-base additives (MMT) to petrol is added, levels of Mn contamination are related with traffic density (L o r a n g e r et al., 1994). Metals come from original fuels, fuel's and oil's additives, metallic car parts, paints, catalyzators, etc. Particles carrying heavy metals in emitted exhaust fumes are very fine (primary mode) and mobile. They electrostatically or chemically gather each other or join with fine soil particles successive creating coarse sedimenting particles. Other coarse particles containing heavy metals arise by abrasion of friction parts of cars or road surface, weathering of paints and corrosion of metals etc. (S á ě k a et al., 1994). Particles which were not trapped on soil cover surface or vegetation are repeatedly fanned up (resuspension) by passing cars being kept in street canyons for a long time (N i c h o l s o n and N r a n s o n, 1990). In winter when road spreadings (ash, slag, sand) and de-icing salts with Zn-based anticorrosive additives are used, Zn, Cd, Ni, Fe, Cu and many other metals may get onto soil covers adjacent to the urban roads.

3. Manufacture industrial sources

Due to burning enormous quantity of fossile fuels in fire places, industrial works produce flying and sedimenting dust particles, soot, ash and slag matter containing metals and metalloides such as As, Se, Zn, Cd, Pb etc. Running of smelter and chemical works, leather industry, printing houses, painting works, light fillings workshops, incinerators, crematoria etc. within cities may release metals and other special pollutants into urban environment.

It should be mentioned that so called "heat island" phenomenon can modify urban atmospheric movement. When the weather is calm and sunny, there sets up over a city a self-contained circulation pattern known as a hase hood from which flying particles containing heavy metals can not escape (P a d m a n a b h a m u r t y and H i r t, 1974).

Finally, particulate heavy metals can be transported for a long distance from far industrial sources when a city is situated downwind the industrial areas.

4. Parent substrates of soil covers

Urban soil covers develop on man-made parent substrates which have great vertical and spatial variability not only in physical and chemical properties but in potential heavy metal contents as well.

WAYS OF URBAN SOIL COVERS CONTAMINATION

As outlined above, the most important way of all-urban soil covers contamination is atmospheric heavy metals deposition within the city. Sedimenting or washed out particles carrying metals and metals in the form of dissolved salts in rain water reach urban soil surface (dry and wet deposition).

Speed of heavy metals dry deposition is a function of particle size, mass medium diameters (MMD). E.g. Milford and Davidson (1985) reviewed particle size distribution for 38 trace elements reported in the literature. They showed that volatile elements emitted into the atmosphere are associated rather with submicron particles, while less volatile elements with larger particles. In urban environment the particles tend to have the most mass associated with larger particles compared in contrast to non-urban particle size spectra. McDonald and Duncan (1979) reported association of individual metals with particles of similar size categories. As, Cr, Cu, Zn, V containing atmospheric particles are assumed to have small MMD, contrary Sr, Hg, Al, Fe etc. are associated with particles of bigger MMD. The greater MMD the faster deposition of heavy metal carriers.

Several studies have been published on element contents of urban dusts and dirt (Solomon and Hartfort, 1976; Harrison, 1979; Biggins and Harrison, 1980; Thornton et al., 1985; Asami, 1989; Harrop et al., 1990 and others). E.g. Hopke et al. (1980) reported that typical street dust was composed from soil particles (76%), abraded tyre particles (7.2%), cement (5%), automobile exhaust particles (1.1%) and salts (0.3%). There was found increased concentrations of at least 35 elements in the dust. The respective chosen fractions of individual metals expressed as a percentage of the total quantity of Pb, Zn, Cu, and Cd were found to be for exchangeable forms (1M ammonium acetate extract) 13, 10, 11, and 27%, for organic forms ($\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$) 14, 16, 43, and 22% and for soluble resistant forms (aqua regia + HF) 13, 26, 31, and 16% in urban dirt (Gibson and Farmer, 1984). Akhter and Madany (1993) gave a table comparing a range of Pb, Zn, Cd, Ni, and Cr contents in urban dust as published from some cities. Ratio of concentrations of participated elements in the urban dust may reveal origin (source) of urban dust at a locality. E.g. Pb/Br indicates automobile exhaust fumes, Fe/Pb industrial sources etc. (Linton et al., 1980). Chutke et al. (1994) gave concentration of 27 elements in urban dust particles of 4 cities in India and found great variability of some element content in dusts collected in commercial, industrial and residential zones of the cities. Pattern of atmospheric heavy metal deposition within cities is conditioned on different location of pollution sources, variability of emission quality and quantity, complicated air movement in urbanized area etc. While deposition loads of heavy me-

tals dramatically (exponentially) decreases with the distance from a street road, decrease of heavy metal deposition around individual industrial sources need not be so regular.

However, three zones according to the intensity of heavy metals deposition can be generally distinguished in a city. The least loaded soil cover surfaces: in suburban zones, larger urban forests and parks surrounded by woody belt barriers, moderately loaded soil surfaces: in villa catchments and non-industrial parts of a city, and finally heavily loaded areas: in a city centre, in industrial zones of a city and in the vicinity of roads. E.g. Bachmann-Steiner and Hofer (1985) documented different Pb and Cd deposition loads in such zones within the city of Zürich. Hedges and Wren (1987), however, revealed neither significant pattern of Fe, Pb, Zn, Cu, Ni, and Cd month deposition rates within Chelmsleys Wood estate catchment nor correlation between deposition rate and place location and nor relationships between heavy metals deposition and meteorological conditions. Revitt et al. (1990) measured contribution of motor vehicles exhausts to airborne, street sediment and stream water levels of metals and pathways of the metals in typical street environment of a residential area of Chilwell Gardens on London's outskirts.

Metals may come in urban soil covers by other ways such as burying or storing municipal and industrial wastes, fertilization by sewage sludges and mineral fertilizers, deposition of urban river sediments, irrigation by river water, application of metals containing pesticides, accidental leaks of metal based matters etc. These are less common and hence they are behind the interest of the paper.

PATTERN OF URBAN SOIL COVERS CONTAMINATION

Deposited forms of heavy metals on soil surfaces are affected by given properties of the soil cover. It is evident that on the soil surface heavy metals are precipitated into carbonates, phosphates or sulphates, adsorbed at clay particles, chelated by soil organic matters ($\text{Cu} > \text{Pb} \gg \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Zn}$), interact with hydrated Fe, Mn, Al oxides according to the actual soil pH ($\text{Cd} < \text{Ni} < \text{Zn} \ll \text{Cu} < \text{Pb}$) etc. In general decreasing of pH values in a soil cover increases movement of heavy metals in the soil profile ($\text{Cd} > \text{Zn} > \text{Ni} \gg \text{Cu} > \text{Pb}$). Though information concerning behaviour of heavy metals in urban soil covers is very limited one can suppose due to properties of urban soil covers that e.g. Zn, Cd and Pb may occur predominantly in carbonate (EDTA extractable) forms, Cu in organic compounds (NaOH extractable), and Ni in sulfide (HNO_3 extractable) forms. Using of various extractants, analytical procedures and presentation of analytical results without proper description of analytical conditions make impossible comparison and generalization of

published data. E.g. Sauerbeck and Rietz (1982) tested 25 extractants frequently used for extraction of soil heavy metals. Ryglewicz (1988) gave then a table for mutual conversion of analytical results obtained by several different soil extractants. When concentrations of heavy metals in urban soil covers have log-normal distribution, than geometric mean is a better indicator of average concentration than arithmetical mean (Culbald et al., 1988). Both mean values should be distinguished properly, because they may markedly differ from each other.

However, published data show that concentration of metals in urban soil covers copy the presumptive pattern of atmospheric heavy metal deposition, ignoring small area irregularities caused by mentioned other than atmospheric sources of soil contamination. E.g. Komai (1981) reported that contamination of soil covers by Zn, Cr and Mn had the same distribution as zones of SO₂ and dust fall within cities. The higher contamination by Zn the higher Zn-soluble/Zn-total ratio appears in soil covers. Mielke (1991) found proportionality between average concentration of Pb in urban soil covers and a city size (population density).

When isolines of metal concentrations in soil covers within a city area are drawn then it is evident that the highest contaminations occur in the city centre and in industrial zones, ports etc. (Czarnowska, 1976, 1978; Czarnowska, et al., 1983; Umweltbehörde Hamburg, 1985; Czarnowska and Walczak, 1988; Gibson and Farmer, 1988; Pfeiffer et al., 1988; Kenneth and Lutz, 1993). Pouyat and McDonnell (1991) measured decreasing content and concentration of seven metal cations in soils and forest floors along urban (New York City)-rural land using a gradient of the length of 140 km. Total content values (soil plus forest floor metal contents), as opposed to forest floor content values alone, were more representative for estimating the deposition patterns along the transect.

At a mesoscale level urban soil covers are most affected by heavy metals contamination in the vicinity of roads, industrial objects and older dwellings. Distribution of heavy metal concentrations in street soil covers was frequently under investigation (Cool et al., 1980; Hentschel, 1983; Warren and Birch, 1987 and many others). Tam et al. (1987) found close correlation between traffic volume and contents of 7 metals in top-soils, dusts and Bauhina leaves of 13 parks closed urban roads. Applications of de-icing salts to roads not only contaminate soil covers by metals but may induce mobility of heavy metals in a soil cover either by their desorption from the exchange complex or suspension of colloidal particles carrying metals and their shift in depth. Use of recent alternative Ca.Mg acetate de-icing salts should be less risky for the environment (Amrhein and Strong, 1990; Amrhein et al., 1993). Also potential protective effects of vegetational barriers of wooden species planted along street sides against metal contamination are sometimes

discussed (Czarnowska and Konecka-Betley, 1984; Desaulles, 1992; Lebel et al., 1992). Francek (1992), Francek et al. (1994) reported on increased Pb concentrations in garden soil covers around foundations of older houses painted by minium.

As far as vertical distribution of metals along soil cover profiles is concerned decreasing metal concentrations with the soil depth is abundantly described (Höllwarth et al., 1985; Lux, 1986). E.g. Czarnowska (1980) found the highest index of contamination for 9 metals in the top layer along profiles of Warsaw's soil covers. Participation of soluble forms of the metals in the top layer decreased in the row Zn > Pb > Cu. In contrast, however, Lichtfuss and Neumann (1982) showed that concentration of metals in urban soil covers need not decrease with the soil depth due to the variability in contamination of anthropogenic parent substrates forming urban soil covers.

To document actual of above mentioned factors affecting analytical data of urban soil cover contamination Tab. I was constructed. Chosen data show concentrations of heavy metals in soil covers of typical urban areas in cities of different size, differences in used methods, statistics etc.

POTENTIAL HARMFUL EFFECTS OF HEAVY METALS

Contaminated urban soil covers stress soil microorganisms, aboveground plant and animal biota sharing urban vegetational areas.

Bacterial population density, diversity and activity were observed in heavy metals contaminated substrates usually under experimental conditions and in sewage sludge amended soils. Metal toxicity decreases in the row Hg > Cd > Cu > Ni > Co > Zn, soluble metal salts are more toxic than little soluble joints and gram positive bacteria are more tolerant and adaptable to metal stress than gram negative bacteria (Nordgren et al., 1983; Stadelmann et al., 1984; Badura et al., 1987). Nevertheless, Duxbury and Bicknell (1983) observed multiple metal tolerant populations of bacteria not only in contaminated but clean soil covers as well. Żukowska-Wieszczyk (1980) measured microbial enzyme activities in soil covers in Warsaw and found higher activities in urban parkland soil covers than under grassy belts along streets. Changes in microbial biology of soil covers affected by metals may cause disorders or an interruption of elements and energy cyclings.

Heavy metal contamination of plants or crops as a threat to food chains has attracted the attention of environmentalists. Surface deposition of sedimenting particles, soil and dust contamination of underground or aboveground soiled plant parts, and internal accumulation of metals inside plant's bodies were studied (Purvers and McKenzie, 1969, 1970; Little and Wiffen, 1977; Mohamed, 1979).

Measurements of Cu, Pb, and Zn deposition in 5 parks in Skopje city showed the greatest momentary accumulation of the metals in soil surface layers, then on lime trunk bark and the least at lime leave surfaces (Mulev et al., 1992). Tong and Farrell (1991) studied distribution of Cu and Pb in leaves of urban forest profiles in Cincinnati. The deposition of the metals on forest floor was much higher than that on the foliage. Moreover 70% of Pb and 50% of Cu in Red Maple leaves and 85% of Pb and 58% of Cu in Eastern White Pine needles were readily leached by (rain) water.

Surprisingly, Höllwarth et al. (1985) did not find any correlation between concentrations of 6 metals in urban soil cover and in yew needles within Darmstadt city. But there were higher concentrations of the metals in urban yew needles than in needles from a control forest. Davies et al. (1979) however, found increasing Pb concentrations in both urban soil covers and planted radish towards London's centre and linear model of regression analysis documented close correlation between concentrations of soil and radish Pb ($r = 0.85^{**}$). Hentschel (1983) presented data about increasing contamination of carrots, potatoes, and lettuce by Pb and Cd in gardens situated along roads in Zürich and measured washing effect at decreasing of the crop contamination. Farmer (1979) found as much as six times more Pb in black berries near suburban roads compared to the berries grown in a close control forest. Maximally about 0.1 mg Pb could have been washed out from a kg of berries. Surface pollution of urban vegetation seems to be the most important form of its contamination in a city habitat. Levels of surface contamination of frequent wild plants within a city may be used as an alternative indicator of heavy metal loads in urban environment (Kovács et al., 1993). On the other hand Xu and Thornton (1985) reported that in a mine city of Cornwall in six kinds of investigated vegetables grown on highly contaminated soil cover (144–892 mg As/kg) As concentration was not found increased in any crops, excepting lettuce.

Some heavy metals are necessary for plant life (Cu, Ni, Zn) but when abundantly accumulated in plant tissues, they may be phytotoxic (Hewitt, 1990). Potential phytotoxicity of metal contaminated soil covers can be tested for example by a system of morphological and biochemical measurements on bean seedling indicators (Vangronsveld and Clijsters, 1991). Contrary, some metals and metalloides (As, Cd, Se) can be hyperaccumulated in plants without any harmful effects to crops themselves but they may be a hidden threat for consumers. Commonly special mechanisms in roots control low metals income to the plant and unwanted quantity of metals which may get in the plant is usually stored in roots. As urban soil covers are basic, precipitated metals likely can not be accepted from the substrate in higher quantities by plants.

Extremely polluted soil covers by heavy metals may cause chromosomal mutations in plants within urban

habitats. An onion test (Fiskesjö, 1988) can be used to assess potential mutagenicity of the urban soil covers.

CONTROL OF URBAN SOIL COVERS CONTAMINATION

As mentioned earlier, extreme pollution of urban soil covers by heavy metals is a potential threat for all urban biota. That is why control of contamination levels of urban soil covers is being introduced.

To reduce potential harmful effects of contaminated soil covers maximum limits of heavy metal concentrations in soil covers were given to protect human health, proper plant development and soil biology. Environmental quality standards differ for the individual purposes and according to differently estimated trigger concentrations in individual countries. When national limit concentrations of metals in soil covers have not been introduced, usually Klocke's orientation values, DIN limits or Dutch guidelines are accepted instead of them. E.g. British Interdepartmental Committee on the Redevelopment and Contaminated Land (ICRCL) gave tentative trigger concentrations of several metals which may pose hazards to health and which are not hazard to health but which are phytotoxic. The values were published for soils of domestic gardens (allotments) and public places (open space) in 1983 and updated in 1987.

When some metal concentrations in urban soil covers exceed the limit value, remedial actions should start to stabilize or decrease the hazardous concentrations. Although several procedures of detoxication of polluted soils were developed (bacterial, thermal, and chemical cleaning, exhausting by plant accumulators etc.) they are not widely applicated even in sophisticated and rich countries. To regulate sources of heavy metal pollution, if necessary, proper monitoring of heavy metals deposition and levels of urban soil covers contamination runs in some cities.

HEAVY METALS IN PRAGUE PARK AND STREET SOIL COVERS

MATERIAL AND METHODS

Twelve soil pits (P1–P12) were dug in five public parks and six (P13–P18) in an urban forest in Prague. Soil samples were mainly taken from the depths of 0–5, 10–20, 40–50 and 80–85 cm. Additional top soil samples from the depth of 10–15 cm were taken from tree bowls in 5 streets (T1–T5), under turfgrasses of 5 parks (T6–T11) and from soil covers under tree and shrub canopies (T12–T15). Details about location, taking samples, physical and some chemical characteristics of investigated soil samples were presented earlier (Suchara and Sucharová, 1995).

I. Published concentrations of heavy metals in soil covers (mg/kg) of typical localities within chosen cities

City/town	Type of area	Soil depth (cm)	Methods	N	Value	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg _a	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn	References
						(mg/kg d.w.)												
Ghent Brussels	urban gardens	n.f.	0.5N HNO ₃	n.f.	a.m.					48			24				25	Alsabel and Cottenie (1985)
	urban gardens	n.f.	30 min.		a.m.					42			300		55	55		
Des Moines	urban lawns	0-7.6	hot	39	a.m.	14.7	0.85					0.61				102	Carey et al. (1980)	
			4N HO ₃ + +0.7N HCl	39	g.m.	9.9	0.68					0.14				68		
	urban wastes		20	a.m.	5.5	0.96					0.11				65			
			24 hours As-9.6N HCl	20	g.m.	3.7	0.57					0.05				38		
Fitchburg	urban lawns	7	a.m.	13.0	0.18						0.44				119			
		7	g.m.	12.4	0.05						0.37				80			
	urban wastes	19	a.m.	15.4	0.10						0.30				116			
19		g.m.	8.2	0.05						0.26				56				
Lake Charles	urban lawns	9	a.m.	2.3	0.63						0.09				224			
		9	g.m.	1.9	0.03						0.03				68			
	urban wastes	7	a.m.	1.2	0.02						0.02				29			
7		g.m.	1.2	0.01						0.01				19				
Pittsburgh	urban lawns	22	a.m.	11.9	1.20						0.51				398			
		22	g.m.	10.1	0.79						0.38				219			
	urban wastes	29	a.m.	17.0	1.20						0.74				480			
29		g.m.	13.4	0.71						0.53				310				
Reading	urban lawns	1	a.m.	16.4	0.11						0.11				48			
		9	a.m.	15.7	0.68						0.69				1550			
	9	g.m.	12.7	0.29							0.32				198			
Moncton	streets 3.5m	0-7.5	1N HCl + 1N HNO ₃	9	a.m.		0.90			28	3 230		290			240	96	Cool et al. (1980)
	streets 7.0m		75 °C/24 hours	9	a.m.		1.50			65	3 290		280			80	64	
London	garden soils	0-5	HNO ₃ , 105 °C/1 hour	579	g.m.		1.30			73						654	424	Culbard et al. (1988)
	public garden			35	g.m.		1.00			49						294	183	
Łódź	whole city	0-5.0	20% HCl	238	range a.m.								64-436 189.4			6-650 55.7	16-800 125.2	Czarnoska and Walczak (1988)
Warszaw	urban parks	0-5	HNO ₃ + H ₂ SO ₄ + HCl	12	a.m.		0.73	5.1	32	31	10 400		337	1.78	12	57	166	Czarnowska (1980)
		10-20		11	a.m.		0.34	3.5	30	26	9 360		334	1.39	8	41	108	
	settlement green streets	0-5	Fe, Mn, Mo colorimetry	12	a.m.		0.53	4.9	29	29	10 870		284	2.32	10	70	242	
		10-20		8	a.m.		0.32	4.0	29	25	10 160		307	2.16	9	45	152	
	0-5		17	a.m.		1.13	6.3	43	57	13 960		265	2.31	17	196	346		
10-20		14	a.m.		0.38	4.2	24	39	10 220		251	1.85	9	51	163			

Warszaw	urban parks	0-5	HNO ₃ + H ₂ SO ₄ + HCl	14	range					7-13E3		232-560	0.80-2.7				Czarnowska and Konecka-Betlay (1984)
	streets	0-5	colorimetry	16	range					10 000		351	1.61				
					a.m.							187-624	1.3-5.5				
					a.m.					8-26E3		416	2.16				
Warszaw	whole city	0-20	20% HCl	760	range			2-210	2-3150			10-1360		2-551	4-7100		Czarnowska et al. (1983)
					a.m.			n.f.	5			184			8	20	
Darmstadt	inner city	0-15	HNO ₃ + H ₂ O ₂	41	a.m.		0.34	18	25			0.18		17	130		Höllwarth et al. (1985)
Sakai	urban parks	0-3	x-ray fluor.	34	range			41-300				205	990			108-1580	Komai (1981)
					a.m.				122				470			410	
Kishiwada	urban parks	0-3		34	range				31-120				188-540			55-560	
					a.m.				65				332			177	
Kiel	streets	0-4	x-ray fluor.	61	a.m.				31				269	18	176	150	Lichtfuss and Neumann (1982)
		12-25		61	a.m.				30				314	15	72	86	
Hamburg	SE part of the city	0-5	x-ray fluor.	162	range	2-980	20-28	18-232	19-2387				30-128	12-3074	16-4789		Lux (1982, 1986)
			Cd-HNO ₃ , AAS		a.m.	218	2.0	95	147					63	218	517	
					g.m.	143	1.4	98	105					63	143	618	
Manila	whole city	0-5	x-ray fluor.	130	range	1-98	0.02-5.5	24-576	26-1213		0.09-1.77			4-91	6-3888	56-4115	Pfeiffer et al. (1988)
			Cd-HNO ₃ , AAS		a.m.	4.4	0.57	114	99		0.26			21	214	440	
		5-15		80	range	1-150	0.05-0.27	32-263	23-149		0.09-1.78			6-66	2-990	52-2404	
					a.m.	4.7	0.19	94	79		0.22			18	114	276	
Edinburgh		n.f.	Cu-EDTA, Pb, Zn-Acet. acid	5	a.m.				33					2.6	3.9	64.5	Purvers and Mackenzie (1970)
Speyer	whole town	n.f.	aqua regia	19	range		0.2-0.8	3-47	5-83		0-0.57			5-43	6.3-159	4-395	Rasp (1990)
Tokyo	Nat. Park	surface	n.f.-AAS	7	range		0-15.4		141-209						11-1200	79-1170	Sakagami et al. (1982)
Brno	whole town	0-20	1M HNO ₃	54	a.m.		0.49	6.9	27.5					8.0		80	Sáňka et al. (1991)
					g.m.		0.31	6.5	21.2					7.8		60	
London	urban gardens	0-10	80% HNO ₃	2	a.m.		2.3		166	27 000				29	3140	1871	Thornton and Jones (1984)
Newcastle/T.							1.6		117	32 000				27	1224	583	
Leeds							1.5		104	31 500				24	413	372	
Stoke/Trent							0.7		39	29 000				17	157	225	
Scunthorpe							0.2		31	7 500				41	86	289	

n.f.= not found; a.m. = arithmetical mean; g.m. = geometric mean

Air dried soil samples were homogenized and sieved to get fine earth. It was rubbed in a mortar and sieved through a propylene sieve with a mesh diameter of 0.1 mm.

The homogeneous sieved soil was shaken with 2N HNO₃ (1 g : 10 ml) for 6 hours. Heavy metal concentrations in filtered extract were determined by AAS (VARIAN Spectr 300). Analytical data were statistically processed by a Statgraphics programme.

RESULTS AND DISCUSSION

Tab. II shows concentration of analysed metals in public parks and in an urban forest soil covers along individual soil cover profiles. Content of extractable metals in top soil covers (the depth of 10–15 cm) in street tree bowls, under park turfgrasses and under woody species in urban parks and the forest can be

found in Tab. III. Comparing the data in Tab. I it can be considered that contamination of top soils in Prague reaches the similar levels as in other cities, but different analytical methods must be considered (Sauerbeck and Rietz, 1982; Ryglewicz, 1988). Číhalík (1985) presented (total) concentrations of metals in top soil cover of some places within Prague including several parks under this study. Benešová and Beneš (1992) published metal concentrations (1M HNO₃) along a soil cover profile in the urban forest Krčský les in Prague. Their and here presented results are comparable excepting Zn, the concentrations of which were found higher by the authors above.

Tables IV and V provide statistics (mean, geometric mean, standard deviation) of analytical results from Tables II and III. Average metal concentrations in top soil covers in the Prague centre are similar to those which were published by the other authors. E.g. Lebllová et al. (1985) found that mean concentrations of Pb, Cu,

II. Concentrations of heavy metals (mg/kg) along soil profiles P1–P18 in public parks and in an urban forest within Prague

	Prague – urban parks												Prague – urban forest					
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18
	0–5 cm												3–7 cm					
Al	3630	3410	3140	3550	3350	3370	3470	3600	3570	3180	3230	5310	2670	3370	4050	4280	4120	4230
Cd	1.265	0.587	0.958	0.520	1.744	0.424	0.550	0.781	2.482	2.659	0.396	0.596	0.545	0.517	0.359	0.443	0.794	0.370
Cu	64.1	50.0	70.5	30.8	70.9	28.8	37.1	44.4	57.7	62.1	18.8	33.4	8.8	17.5	23.6	24.1	12.6	27.1
Fe	4150	3520	3500	2880	3790	4350	4140	3820	3430	5230	4460	11020	2140	2840	2840	4970	3110	3120
Ni	9.9	8.1	8.0	8.3	9.7	7.3	8.0	8.1	6.7	10.5	5.2	10.4	3.1	3.8	5.7	13.1	5.6	3.8
Pb	98.7	68.4	95.5	57.6	73.0	55.2	77.5	85.0	55.7	48.3	35.9	55.6	71.1	113.9	142.4	119.4	147.4	74.7
Zn	136.2	83.5	151.9	60.2	157.3	52.0	60.3	68.9	103.4	133.1	35.1	49.7	30.0	31.1	32.1	33.5	49.4	21.4
	20–25 cm												20–25 cm					
Al	3040	2970	2800	3000	2970	3430	3150	3220	2050	2920	3050	4340	1780	2990	2510	1140	2880	2370
Cd	0.587	0.416	0.308	0.158	0.380	0.170	0.260	0.415	0.188	0.330	0.267	0.231	0.033	0.044	0.033	0.013	0.063	0.099
Cu	68.5	46.9	39.7	20.1	42.1	25.8	30.4	45.6	10.4	15.2	13.7	20.2	0.80	1.10	5.10	1.70	1.10	2.90
Fe	4120	3110	3100	2900	2980	5250	4140	3590	1880	6540	4510	12170	1260	2570	1750	1510	3920	2180
Ni	7.8	7.4	6.6	5.0	6.4	7.9	7.0	7.3	2.0	7.7	4.7	8.1	0.30	0.10	0.40	0.10	0.80	1.80
Pb	127.2	87.5	56.2	70.8	61.1	45.1	72.3	109.1	22.8	27.5	27.5	40.4	6.5	9.1	7.1	9.0	7.3	31.3
Zn	94.0	60.2	48.7	19.6	50.7	28.0	30.3	42.5	11.2	26.6	29.2	30.2	2.7	3.0	1.8	2.8	4.8	6.1
	50–55 cm												50–55 cm					
Al	2330	2370	2410	2460	3190	2970	2650	2720	1610	1770	2910	3010	1960	2590	2670	3500	3350	2150
Cd	0.341	0.238	0.065	0.039	0.078	0.085	0.161	0.410	0.076	0.190	0.148	0.241	0.022	0.091	0.020	0.039	0.047	0.047
Cu	69.8	31.3	14.6	9.7	13.9	15.5	19.4	49.7	37.3	11.3	6.5	12.2	1.50	1.00	2.80	3.90	1.80	1.90
Fe	4140	3610	3230	2940	3710	4400	3950	3150	1700	9580	4380	6410	1000	1980	820	3220	5810	1680
Ni	7.4	7.0	6.8	2.7	4.0	5.9	5.9	6.7	1.1	9.0	4.4	2.7	0.90	0.10	0.70	2.00	1.90	2.20
Pb	159.1	78.5	27.8	19.2	29.5	48.3	38.1	118.6	5.0	12.5	8.0	13.1	3.30	2.80	3.10	7.30	10.70	9.00
Zn	51.0	36.3	9.6	6.3	8.2	15.8	15.7	49.6	4.6	22.9	16.1	15.6	3.60	2.30	0.60	5.10	5.10	2.80
	80–85 cm												80–85 cm					
Al	2120	2590	1930	.	3220	.	2610	2980	1260	.	1950	2770	.	1530
Cd	0.287	0.207	0.079	.	0.017	.	0.084	0.086	0.025	.	0.097	0.043	.	0.030
Cu	53.8	100.6	11.4	.	7.4	.	38.4	12.7	23.3	.	4.2	4.10	.	1.70
Fe	3440	2870	2120	.	2450	.	4110	3910	1430	.	3140	2020	.	1050
Ni	7.1	7.2	2.6	.	1.4	.	5.7	6.0	1.3	.	3.0	3.30	.	1.80
Pb	147.6	242.1	21.5	.	8.8	.	50.3	25.8	2.1	.	6.9	3.5	.	2.8
Zn	41.0	58.7	108.0	.	5.1	.	16.8	11.9	3.9	.	10.2	5.20	.	2.10

Zn, Cd and Ni fluctuated in the ranges of 89–110, 40–60, 141–198, 1.27–1.89 and 9–11 mg/kg (1M HNO₃) respectively in the surface layer of urban soil covers in Prague. Standard deviations reflect big variability of metal concentrations in heterogeneous soil covers within the city. Concentrations of the metals along the whole park soil cover profiles were greater than in soil covers of the urban forest. In both, park and forest soil covers there the mean concentration of measured metals evidently decreased with the depth of soil covers. Nevertheless there were noticed some irregularities of metal distribution patterns in several intraurban park soil profiles (see e.g. Cu and Pb concentrations) due to anthropogenic disturbance of urban soil cover development. It should be supposed that the most amount of metals deposited on the forest floor is selectively bonded by a humus layer (A₀, O horizon). Elevated concentrations of metals were recorded yet in the upper part of A horizons (3–10 cm), while in deeper parts of profiles metal concentrations remained low. Urban forest soil covers in the depth of 50 cm contained on average 5x less Cd and Ni, 6x less Pb and Zn and 10x less Cu than their counterparts in urban park soil covers.

In investigated top soil covers the highest concentrations of metals, excepting Mn, were found to be in street tree bowls. Mn elevated concentrations appeared in soil covers under park turfgrasses. The least concentrations of metals were revealed in soil covers under forest humus layer (see T14–15). There were the highest concentrations of metals in soil covers under woody species comparing to the park lawns. This is probably due to elevated C_{ox} content in soil covers under woody species.

The common knowledge is that metal mobilization in soils depends on soil properties such as C and clay contents, soil pH values etc. Simple regression analysis was applied to recognize the relationships between metal concentrations and individual soil properties. Linear model was used because adsorption of metals by soils should fit to the linear form of Langmuir adsorption equation (K i e k e n s , 1986). Results of the regression analysis can be seen in Tabs. VI, VII, VIII.

Strong positive correlations were found between C_{ox} content and individual metal concentrations for Al, Cd, Cu, Ni, and Zn in the urban park soil covers. Metal concentration dependences on pH values and on the finest park soil cover fractions were often negatively

III. Concentrations of heavy metals (mg/kg) in street soil covers, under park turfgrasses and in soil covers under park woody species (the depth of 10–15 cm) within Prague in 1986 and 1988

Street tree bowls														
	T1		T2		T3		T4		T5		T6		T7	
	1986	1988	1986	1988	1986	1988	1986	1988	1986	1988	1986	1988	1986	1988
Cd	0.9	0.8	2.7	2.5	1.2	0.8	2.2	1.5	0.7	0.9	2.1	0.7	2.3	1.6
Cr	6.8	7.3	11.0	12.0	6.4	5.1	7.2	5.9	3.7	4.5	11.2	5.5	9.9	8.5
Cu	31	40	252	249	157	83	118	94	15	27	109	52	373	167
Mn	337	341	311	316	250	260	279	244	172	197	270	331	240	267
Ni	10	9	14	15	8	7	12	9	4	5	11	7	10	10
Pb	49	96	255	276	250	125	149	108	35	52	481	95	388	193
Zn	146	218	303	311	147	75	380	192	208	294	663	155	534	400
Park turfgrasses														
	T8		T9		T10		T11		T12		T13			
	1986	1988	1986	1988	1986	1988	1986	1988	1986	1988	1986	1988	1986	1988
Cd	1.1	0.9	0.4	0.4	0.7	0.7	0.8	0.8	0.7	0.7	1.0	0.9		
Cr	8.1	6.0	3.4	3.2	6.7	8.3	5.3	6.1	5.4	9.4	7.9	7.1		
Cu	6	45	16	21	21	22	47	50	55	117	64	66		
Mn	779	532	224	264	547	585	355	346	320	457	393	381		
Ni	15	11	3	3	9	9	8	9	8	9	9	9		
Pb	85	89	29	31	44	36	82	102	77	65	114	113		
Zn	54	57	27	28	42	37	60	73	78	99	107	104		
Under park and forest woody species														
	T14		T15		T16		T17		T18		T19		T20	
	1986	1988	1986	1988	1986	1988	1986	1988	1986	1988	1986	1988	1986	1988
Cd	0.1	0.1	0.1	0.1	0.6	0.8	1.1	0.7	0.3	0.3	0.7	0.6	1.0	1.1
Cr	1.7	1.6	1.6	1.7	5.4	5.6	4.7	7.0	2.6	2.5	4.5	4.5	6.5	6.7
Cu	1.3	1.5	1.2	1.3	49	78	45	68	15	10	53	52	94	115
Mn	27	58	20	47	283	304	270	362	219	150	332	292	364	375
Ni	0.7	0.8	0.8	1.0	7	8	9	8	3	3	7	7	10	12
Pb	11	10	12	13	54	74	91	74	27	18	101	93	172	215
Zn	3.3	4.0	3.2	3.7	73	143	106	80	24	23	91	84	144	165

correlated and correlation coefficients were low. Also in forest soil covers the simple linear regression showed significant relationships between C_{ox} content and metal concentrations, excluding Fe. Any significant correlation between metal concentrations and pH values or clay content was not calculated for the urban forest soil covers. In investigated urban top soil covers rather random correlation was obtained for metal concentrations and individual characteristics of soil covers (clay - 0.01 mm C_{ox} , pH) as documented in Tab. VIII. Metal deposit need not be affected by the chosen soil cover properties notably when binding capacity of soil substances have already been exceeded in heavily contaminated urban soil covers.

Linear (l), logarithmic (L), exponential (e) and power (p) functions were fitted for the metal concentrations and soil cover characteristics in simple regression analysis as well. The best functional relationships and maximal percentage of total variance explained by the tested equation ($R^2 \cdot 100$) for individual pairs of corre-

lated variables can be seen in Table IX for park soil covers and Tab. X for individual kinds of urban top soil covers. When the coefficient of determination was found to be high for the first fitted function then for other fitted functions the coefficients were usually high as well. Processed data showed a close correlation between Cd, Cu, and Zn concentrations and C_{ox} content along the whole profiles of park soil covers. Linear and power functions fitted the analytical data best. Strong correlation of mutual metal occurrence in all depths of park soil covers was found for the following pairs of compared metals: Cu-Cd, Zn-Cd, Pb-Cu, Zn-Ni, and Zn-Pb. Again linear and power type of models did suitably.

In all analysed types of urban top soil covers in Prague close correlation for Mn concentration and clay content and for Ni concentrations and C_{ox} content was obtained. Relationship between individual metal concentrations was found for Ni-Cd, Pb-Cd, Zn-Cd, Mn-Cr, Ni-Mn, and Zn-Pb pairs in the top soil covers. Power

IV. Statistics of heavy metal concentrations (mg/kg) along soil cover profiles in parks and in an urban forest; \bar{x} - arithmetical mean; g.m. = geometric mean; s.d. - standard deviation

Parks P1-P12, n = 12														
0-5 cm								20-25 cm						
	Al	Cd	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn	Al	Cd	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
\bar{x}	3567.5	1.08	47.38	4524.2	8.35	67.20	91.0	3078.3	0.309	31.55	4524.2	6.49	62.29	39.2
g.m.	3533.4	0.868	44.00	4240.9	8.20	64.61	81.4	3039.2	0.287	27.27	4024.9	6.14	54.39	34.2
s.d.	572.8	0.798	17.70	2132.2	1.57	19.28	43.5	516.3	0.125	17.33	2701.4	1.79	33.04	22.1
50-55 cm								80-85 cm						
\bar{x}	2533.3	0.173	24.27	4266.7	5.30	46.48	21.0	2332.5	0.110	31.48	2933.8	4.29	63.14	32.0
g.m.	2486.3	0.138	18.95	3920.4	4.66	28.45	16.1	2248.0	0.078	19.60	2792.7	3.54	24.44	17.9
s.d.	482.7	0.117	19.26	2008.7	2.33	48.46	16.1	638.5	0.092	32.67	910.0	2.48	86.43	36.2
Urban forest P13-P18, n = 6														
3-7 cm								20-25 cm						
	Al	Cd	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn	Al	Cd	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
\bar{x}	3786.7	0.505	18.95	3170.0	5.85	111.48	32.9	2278.3	0.048	2.12	2198.3	0.58	11.72	3.5
g.m.	3735.8	0.486	17.62	3067.0	5.15	107.18	31.9	2168.4	0.040	1.70	2044.9	0.35	9.76	3.3
s.d.	638.9	0.160	7.21	951.3	3.70	32.55	9.1	703.5	0.030	1.64	965.2	0.65	9.65	1.6
50-55 cm														
\bar{x}	2703.3	0.044	2.15	2418.3	1.30	6.03	3.3							
g.m.	2644.1	0.039	1.96	1925.9	0.899	5.22	2.7							
s.d.	620.6	0.026	1.04	1868.1	0.851	3.43	1.7							

V. Statistics of heavy metal concentrations (mg/kg) in top soil covers (10-15 cm) of street tree bowls, under park turfgrasses, under woody species in parks and a forest and under woody species in urban parks

Street tree bowls T1-T7, n = 14								Park turfgrasses T8-T13, n = 12							
	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	
\bar{x}	1.493	7.50	126.21	272.5	9.36	182.29	287.6	0.758	6.41	44.17	431.9	8.50	72.25	63.8	
g.m.	1.327	7.07	87.76	267.7	8.83	139.31	247.5	0.727	6.110	34.33	407.7	7.80	65.11	57.7	
s.d.	0.734	2.64	104.48	51.2	3.10	133.51	163.3	0.211	1.908	30.38	156.4	3.18	31.02	28.6	
Under woody plants T14-T20, n = 14								Under woody plants T16-T20, n = 12							
	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	
\bar{x}	0.543	4.04	41.74	221.6	5.52	68.93	67.7	0.720	5.00	57.90	295.1	7.40	91.90	93.3	
g.m.	0.384	3.50	16.93	156.7	3.72	43.16	32.4	0.659	4.74	46.97	286.0	6.81	73.41	78.5	
s.d.	0.378	2.04	37.88	134.3	3.86	63.17	58.0	0.290	1.57	32.50	70.5	2.80	60.92	48.0	

VI. Results of regression analysis (linear model). Dependence of heavy metal concentrations on clay, C_{ox} , and $pH(H_2O)$ of urban park soil covers

Parks P1-P12															
Y	$Y = a + bX, X = \% \text{ of clay } (\leq 0.01 \text{ mm}), n = 12$												$n = 48$		
	0-5 cm			20-25 cm			50-55 cm			80-85 cm			0-85 cm		
	a	b	r	a	b	r	a	b	r	a	b	r	a	b	r
Al	3310.0	8.754	0.10	1884.7	33.862	0.69*	2039.1	14.154	0.34	1643.4	22.686	0.76*	2346.4	17.779	0.31*
Cd	1.1701	0.00306	-0.03	0.42934	-0.00341	-0.29	0.34689	-0.00499	-0.50	0.1718	-0.00203	-0.47	0.68947	-0.00745	-0.57
Cu	30.481	0.57460	0.21	40.581	-0.25620	-0.16	53.964	-0.85051	-0.51	51.539	-0.66053	-0.43	54.506	-0.63148	-0.35*
Fe	4101.0	14.385	0.04	-1382.4	167.56	0.65*	5233.6	-27.694	-0.16	2637.0	9.7697	0.23	3066.5	33.606	0.20
Ni	5.4109	0.09991	0.42	3.9623	0.07180	0.42	7.0940	-0.05138	-0.26	5.1476	-0.02832	-0.24	6.7361	-0.01418	-0.07
Pb	28.761	1.3067	0.45	72.161	-0.27999	-0.09	102.06	-1.5921	-0.38	113.43	-1.6557	-0.41	98.502	-1.1943	-0.31*
Zn	48.452	1.4453	0.22	56.367	-0.48513	-0.23	47.520	-0.76020	-0.55	51.141	-0.63181	-0.37	73.587	-0.81205	-0.25
Y	$Y = a + bX, X = \% C_{ox}, n = 12$												$n = 48$		
	0-5 cm			20-25 cm			50-55 cm			80-85 cm			0-85 cm		
	a	b	r	a	b	r	a	b	r	a	b	r	a	b	r
Al	2463.8	200.07	0.43	3335.9	-175.64	-0.22	2619.6	-127.79	-0.08	1777.0	1000.9	0.54	2487.8	200.82	0.62**
Cd	-0.35317	0.25982	0.40	0.05621	0.17200	0.90**	0.00709	0.24529	0.62*	0.00861	0.18313	0.68	0.01664	0.19612	0.76**
Cu	8.1529	7.1113	0.50	-4.2283	24.394	0.92**	-4.1991	42.171	0.65*	-3.8002	63.559	0.66	22.554	5.1675	0.51**
Fe	963.93	645.36	0.38	6793.1	1547.0	-0.37	4545.8	-413.51	-0.06	1845.8	1960.3	0.74*	3849.9	143.82	0.15
Ni	3.8148	0.82210	0.65*	5.2481	0.84292	0.31	1.2395	6.0156	0.76**	0.61047	6.6253	0.91**	4.6801	0.72739	0.66**
Pb	57.746	1.7138	0.11	2.4087	40.829	0.80**	-46.870	138.29	0.84**	-36.886	180.22	0.71*	49.400	4.5995	0.21
Zn	13.423	14.056	0.40	-5.7129	30.668	0.90**	-8.3200	43.400	0.80**	19.214	22.948	0.22	16.658	13.879	0.75**
Y	$Y = a + bX, X = pH(H_2O), n = 12$												$n = 48$		
	0-5 cm			20-25 cm			50-55 cm			80-85 cm			0-85 cm		
	a	b	r	a	b	r	a	b	r	a	b	r	a	b	r
Al	5777.3	-367.79	-0.33	6892.8	-567.42	-0.75	3518.8	-138.70	-0.19	-277.85	368.04	0.36	6371.6	-514.09	-0.53**
Cd	-4.2928	0.89424	0.57*	-0.03034	0.09112	0.61*	-0.11192	0.04005	0.23	-0.67655	0.11093	0.75*	1.7052	-0.18800	-0.24
Cu	-92.992	23.345	0.68*	-64.496	14.287	0.46	-27.047	7.2221	0.25	-174.51	29.043	0.56	15.178	2.7898	0.09
Fe	16695	2025.7	-0.49	28810	-3612.6	-0.75**	-128.59	618.62	0.20	458.74	478.32	0.33	10104	-886.56	-0.30*
Ni	5.4079	0.48966	0.16	11.446	0.73697	-0.23	-11.105	2.3090	0.66*	-16.546	2.9374	0.74*	9.2436	-0.44346	-0.13
Pb	-23.533	15.101	0.40	-126.03	28.014	0.47	-187.61	32.946	0.45	-643.98	99.699	0.72*	-74.273	19.964	0.30*
Zn	-232.83	53.891	0.63*	-71.695	16.506	0.42	-57.657	11.067	0.46	-153.78	26.187	0.45	106.79	-8.9177	-0.16

a = intercept; b = slope; r = correlation coefficient; * and ** significance levels at least $p = 0.05$ and 0.01 , respectively

type of fitted model ran usually best. Number of variables for which strong correlation was found increased in the order street, turfgrasses, woody species soil covers. High contamination loads and anthropogenous disturbance of street soil covers may destroy soil processes which should have run in more natural, moderately contaminated soils.

CONCLUSION

Contamination of Prague soil covers by metals, if comparable data are used, reaches similar levels as in other cities. The highest concentration of investigated metals appeared in soil covers of intraurban parks and in street tree bowls.

VII. Results of regression analysis (linear model). Dependence of heavy metal concentrations on clay, C_{ox} , and pH in the urban forest soil covers

Urban forest P13-P18 3(20)-55 cm									
Y	$Y = a + bX, X = \% \text{ of clay}, n = 12$			$Y = a + bX, X = \% \text{ of } C_{ox}, n = 18$			$Y = a + bX, X = \text{pH}(\text{H}_2\text{O}), n = 18$		
	a	b	r	a	b	r	a	b	r
Al	1581.1	19.996	0.44	2528.7	57.718	0.63**	5281.3	-588.44	-0.23
Cd	0.22938	-0.00418	-0.39	0.07497	0.01694	0.75**	0.19594	-0.00329	-0.01
Cu	3.6049	-0.01163	-0.07	2.5181	0.74538	0.87**	43.866	-9.0297	-0.38
Fe	1765.5	-2.0639	-0.04	2149.0	53.578	0.42	2698.7	-51.599	-0.01
Ni	2.3369	-0.02378	-0.31	1.0048	0.24709	0.84**	8.0319	-1.3459	-0.17
Pb	38.947	-0.71649	-0.50	9.4302	4.6664	0.92**	179.47	-34.625	-0.25
Zn	13.010	-0.20969	-0.37	4.6110	1.2060	0.84**	27.646	-3.7912	-0.10

a = intercept; b = slope; r = correlation coefficient, * and ** significance levels at least $p = 0.05$ and 0.01 , respectively

VIII. Results of regression analysis (linear model). Dependence of heavy metal concentrations on clay and C_{ox} content and pH(H_2O) values in urban top soil covers

T1-7 street tree bowls 10-15 cm									
Y	$Y = a + bX, X = \% \text{ of clay}, n = 14$			$Y = a + bX, X = \% \text{ of } C_{ox}, n = 14$			$Y = a + bX, X = \text{pH}(\text{H}_2\text{O}), n = 14$		
	a	b	r	a	b	r	a	b	r
Cd	1.9828	-0.02503	-0.14	1.0057	0.20416	0.39	0.32250	0.15210	0.16
Cu	239.49	-5.7877	-0.23	106.58	8.2302	0.11	-130.81	33.405	0.25
Ni	5.6115	0.1913	0.26	5.9161	1.4423	0.64*	7.1651	0.28490	0.07
Pb	292.14	-5.6128	-0.18	87.797	39.606	0.41	402.68	-28.644	-0.17
Zn	454.92	-8.5507	-0.22	178.92	45.541	0.39	821.47	-69.389	-0.33
Cr	4.8607	0.13485	0.21	4.4971	1.2587	0.66**	9.3250	-0.23719	-0.07
Mn	84.972	9.5818	0.78**	213.26	24.832	0.68**	457.45	-24.036	-0.37
T8-T12 turfgrasses 10-15 cm									
Y	$Y = a + bX, X = \% \text{ of clay}, n = 10$			$Y = a + bX, X = \% \text{ of } C_{ox}, n = 10$			$Y = a + bX, X = \text{pH}(\text{H}_2\text{O}), n = 10$		
	a	b	r	a	b	r	a	b	r
Cd	0.40106	0.01111	0.34	0.06491	0.21446	0.71*	1.6208	-0.1322	-0.48
Cu	54.733	-0.32847	-0.07	1.1865	13.293	0.31	-34.194	12.011	0.30
Ni	-0.21522	0.27094	0.55	1.3104	2.2276	0.50	27.746	-2.9500	-0.71**
Pb	88.591	-0.50801	-0.11	-38.775	34.338	0.78**	91.322	-2.9233	-0.07
Zn	65.567	-0.05389	-0.01	-28.609	28.590	0.71*	12.434	7.8783	0.21
Cr	1.8551	0.14155	0.48	3.2811	0.96719	0.36	11.171	-0.73002	-0.29
Mn	-94.593	16.368	0.67*	326.41	32.631	0.15	1417.2	-151.02	-0.74**
T15-T20 woody species 10-15 cm									
Y	$Y = a + bX, X = \% \text{ of clay}, n = 12$			$Y = a + bX, X = \% \text{ of } C_{ox}, n = 12$			$Y = a + bX, X = \text{pH}(\text{H}_2\text{O}), n = 12$		
	a	b	r	a	b	r	a	b	r
Cd	0.20203	0.02047	0.43	0.16822	0.19992	0.73**	-0.36385	0.17862	0.49
Cu	13.653	1.7489	0.33	13.395	16.125	0.52	-109.40	27.570	0.67
Ni	1.8114	0.22089	0.48	2.1900	1.8876	0.71*	-4.5670	1.9721	0.56
Pb	-5.9605	3.8680	0.39	30.770	22.149	0.38	-204.77	48.890	0.64
Zn	25.063	2.6971	0.34	18.551	27.083	0.60	0.22628	0.78670	0.40
Cr	2.2360	0.10925	0.42	2.0982	1.0514	0.71*	115.10	29.664	0.33
Mn	135.49	6.3086	0.55	172.70	44.349	0.66*	-172.80	43.853	0.72

a = intercept; b = slope; r = correlation coefficient, * and ** significance levels at least 0.05 and 0.01, respectively

IX. Correlation between heavy metal concentrations and soil cover properties (cl. – clay, C – C_{ox} content, and pH value) and mutual metals concentrations in park soil covers

Parks P1-P12							
0-5cm		20-25cm		50-55cm		80-85cm	
$R^2 \geq 0.25$	≥ 0.56	≥ 0.25	≥ 0.56	≥ 0.25	≥ 0.56	≥ 0.25	≥ 0.56
p Cd-C		l Cd-C	l Cu-C	l Cd-C		e Cd-C	
p Cu-C		l Zn-C		e Cu-C		e Cu-C	
p Zn-C			l Zn-C		p Zn-C		
L Ni-C		l Al-cl.		e Cd-cl.		l Al-cl.	l Ni-C
p Cd-pH		l Fe-cl.		L Cu-cl.		e Cd-cl.	e Pb-C
p Cu-pH		l Pb-C		e Zn-cl.		L Cu-cl.	
p Fe-pH		L Al-pH		L Ni-C		p Al-C	
p Zn-pH		L Fe-pH		e Pb-C		p Fe-C	
				L Ni-pH		l Cd-pH	
				p Pb-pH		l Cu-pH	
						l Ni-pH	
						e Pb-pH	
						p Zn-pH	
L Cu-Cd		p Zn-Ni	l Cu-Cd	l Cu-Cd	l Zn-Cd	l Cu-Cd	l Pb-Cu
p Zn-Cd			l Zn-Cd	p Zn-Ni	l Pb-Cu	p Zn-Cd	
p Pb-Cu			p Pb-Cu		l Zn-Pb	p Zn-Ni	
p Zn-Ni			l Zn-Pb			p Zn-Pb	
p Zn-Pb							
l Fe-Al	e Zn-Cu	p Fe-Al	l Zn-Cu	p Ni-Fe	l Pb-Cd	p Fe-Al	p Ni-Cd
p Ni-Cu		p Ni-Al		p Pb-Ni	l Zn-Cu	p Fe-Cd	e Pb-Ni
		p Ni-Cd				e Pb-Cd	
		l Pb-Cd				l Ni-Cu	
		p Ni-Cu				p Ni-Fe	
		p Ni-Fe				p Pb-Fe	
		p Pb-Ni					

R^2 = coefficient of determination. The strongest effect in fitted models: l = linear, L = logarithmic, e = exponential, p = power

X. Correlation between heavy metal concentrations and soil cover properties (cl. – clay, C – C_{ox} content, and pH value) and mutual metals concentrations in soil covers in street tree bowls, under park turfgrasses and under park woody species

Street tree bowls		Turfgrasses		Woody species		Street tree bowls		Turfgrasses		Woody species	
T1-T7	n = 14	T8-T12	n = 10	T15-T20	n = 12	T1-T7	n = 14	T8-T12	n = 10	T15-T20	n = 12
$R^2 \geq 0.25$	≥ 0.56	≥ 0.25	≥ 0.56	≥ 0.25	≥ 0.56	≥ 0.25	≥ 0.56	≥ 0.25	≥ 0.56	≥ 0.25	≥ 0.56
l Mn-cl.		l Mn-cl.		p Mn-cl.		l Ni-Cd		p Pb-Cd	p Ni-Cd	p Mn-Cr	p Ni-Cd
p Ni-C		p Ni-C		p Ni-C		p Pb-Cd		p Zn-Cd	L Ni-Mn		p Pb-Cd
						p Zn-Cd		p Mn-Cr	p Zn-Pb		p Zn-Cd
p Cr-C		l Ni-cl.		p Cd-cl.		p Mn-Cr		p Pb-Ni			p Ni-Mn
p Mn-C		p Cd-C		p Cu-cl.		p Ni-Mn					e Pb-Ni
		p Pb-C		p Ni-cl.		p Pb-Ni					p Zn-Pb
		p Zn-C		p Pb-cl.		l Zn-Pb					
		e Cd-pH		p Zn-cl.							
		L Mn-pH		p Cd-C							
		L Ni-pH		p Cu-C		l Cr-Cd	p Ni-Cr	p Cr-Cd		p Mn-Cd	p Cu-Cd
				p Mn-C		p Cu-Cd	p Pb-Cu	p Mn-Cd			p Mn-Cu
				p Pb-C		p Cu-Cr		p Ni-Cr			p Ni-Cu
				p Zn-C		p Pb-Cr		p Pb-Cr			p Pb-Cu
				l Cu-pH		l Zn-Cr		p Zn-Cr			p Zn-Cu
				l Ni-pH		p Ni-Cu		l Zn-Cu			e Pb-Mn
				l Pb-pH				p Zn-Ni			p Zn-Mn
				l Zn-pH							p Zn-Ni

R^2 = coefficient of determination. The strongest effect in fitted models: l = linear, L = logarithmic, e = exponential, p = power

The great metal contamination of deep soil cover layers was revealed in several park profiles. In the urban forest where deep soil layers were not much deteriorated by human activities and where protective function of humus layer was saved, the contamination levels were much lower than in the park soil counterparts.

A close correlation was found between concentration of individual metals, excepting Fe, and C_{ox} content in investigated urban soil covers. Rather random correlations were surprisingly obtained between metal concentrations and clay content or pH values of the urban soil covers.

Linear and power models of simple regression analysis fitted best for the functional dependence of metal concentrations on soil cover characteristics (clay, C_{ox} , pH) and for the mutual concentrations for individual combination pairs of analysed metals.

Most correlations among metal concentrations themselves and soil properties appeared in the least disturbed urban soil covers, e.g. in soil covers under woody species and in the deep layers of soil covers.

REFERENCES

- AKHTER, M. S. – MADANY, I. M.: Heavy metals in street and house dust in Bahrain. *Water, Air, Soil Pollut.*, **66**, 1993: 111–119.
- ALSABEL, N. – COTTENIE, A.: Heavy metal contamination near major highways, industrial and urban areas in Belgian grassland. *Water, Air Soil Pollut.*, **24**, 1985: 103–109.
- AMRHEIN, C. – STRONG, J. E.: The effect of deicing salts on trace metal mobility in roadside soils. *J. Envir. Qual.*, **19**, 1990: 765–772.
- AMRHEIN, C. – MOSHER, P. A. – STRONG, J. E.: Colloid-assisted transport of trace metals in roadside soils receiving deicing salts. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, **57**, 1993: 1212–1217.
- ASAMI, T.: Heavy metal pollution of street dusts in various cities in Japan. In: *Heavy metals in the environment*. Mater.Konf. Genf, CEP Consultants Ltd, Edinburgh, 1989: 408–411.
- BACHMANN-STEINER, R. – HOFER, P.: Staub- und Schwermetallbelastung der Züricher Familien- und Schüलगärten. Ber. 85-03-01, Gesundheitsinspektorat d. Stadt Zürich, 1985. 14 pp.
- BADURA, L. – GALIMSKA-STYPA, R. – SABUDA, D.: Toksyczne oddziaływanie związków ołowiu na bakterie glebowe. (Toxic effect of lead compounds on soil bacteria). *Arch. Ochr. Środow.*, 1987: 129–139.
- BENEŠOVÁ, J. – BENEŠ, S.: Obsah prvků a jejich dynamika v půdách a vegetaci smrkových porostů v lesoparcích Prahy. (Contents of elements and their dynamics in soils and vegetation of spruce stands in forest parks of Prague). *Lesnictví-Forestry*, **38**, 1992: 351–368.
- BIGGINS, P. D. E. – HARRISON, R. M.: Chemical speciation of lead compounds in street dusts. *Envir. Sci. Technol.*, **14**, 1980: 336–339.
- CAREY, A. E. – GOWEN, J. A. – FORCHAND, T. J. – TAI, H. – WIERSMA, G. B.: Heavy metal concentrations in soils of five United States cities, 1972 urban soils monitoring program. *Pestic. Monit. J.*, **13**, 1980: 150–154.
- CHUTKE, N. L. – AMBULKAR, M. N. – AGGARVAL, A. L. – GARG, A. N.: Instrumental neutron activation analysis of ambient air dust particulates from metropolitan cities in India. *Envir. Pollut.*, **85**, 1994: 67–76.
- COOL, M. – MARCOUX, F. – PAULIN, A. – MEHRA, M. C.: Metallic contaminants in street soils of Moncton, New Brunswick, Canada. *Bull. Envir. Contam. Toxicol.*, **25**, 1980: 409–415.
- CULBARD, E. B. et al.: Metal content in British urban dusts and soils. *J. Envir. Qual.*, **17**, 1988: 226–234.
- CZARNOWSKA, K.: Heavy metals in the soils of the zoological garden in Warsaw. *Pol. J. Soil Sci.*, **9**, 1976: 101–106.
- CZARNOWSKA, K.: Zmiany zawartosci metali ciężkich w glebach i roślinach z terenu Warszawy jako wskaźnik antropogenizacji środowiska. (Changes in the content of heavy metals in soils and plants from Warsaw area as an indicator of anthropogenization of the environment). *Zesz. Nauk. SGGW AR, Rozp. Nauk.*, Warszawa, **106**, 1978: 1–71.
- CZARNOWSKA, K.: Akumulacja metali ciężkich w glebach, roślinach i niektórych zwierzętach na terenie Warszawy. *Rocz. Glebozn.*, **31**, 1980: 77–115.
- CZARNOWSKA, K. – GWOREK, B.: Stan zanieczyszczenia cynkiem, ołowiem i miedzą gleb Warszawy. (Contamination state of Warsaw soils with zinc, lead and copper). *Rocz. Glebozn.*, **42**, 1991: 49–56.
- CZARNOWSKA, K. – GWOREK, B. – JANOWSKA E. – KOZANECKA T.: Spatial distribution of heavy metals in soils and soil pH in Warsaw area. *Pol. Ecol. Stud.*, **9**, 1983: 81–95.
- CZARNOWSKA, K. – KONECKA-BETLEY, K.: Wpływ zanieczyszczeń atmosfery na akumulację metali ciężkich w glebach i roślinach na terenie Warszawy. (Influence of air pollutants on heavy metals accumulation in soils and plants in Warsaw). In: SZCEPIŃSKA H. B. (ed.): *Wpływ zieleni na kształtowanie środowiska miejskiego*. Inst. Kształt. Środow., Warszawa, PWN 1984: 151–161.
- CZARNOWSKA, K. – WALCZAK, J.: Distribution of zinc, lead and manganese in soils of Łódź city. *Rocz. Glebozn.*, **39**, 1988: 19–27.
- ČÍHALÍK, J.: Stopové prvky v půdách. (Trace elements in soils). In: *Stopové prvky v životním prostředí*. Sbor. Předn. Celostát. Sem., DT ČSVTS Pardubice, 1985: 36–40.
- DAVIES, B. E. – CONWAY, D. – HOLT, S.: Lead pollution on London soils: a potential restriction on their use for growing vegetables. *J. Agric. Sci., Camb.*, **93**, 1979: 749–752.
- DESAULES, A.: Bodenverschmutzung durch den Strassen- und Schienenverkehr in der Schweiz. *Schr.-R. Umwelt* **185**, Boden, BUWAL Bern, 1992: 1–144.
- DUXBURY, T. – BICKNELL, B.: Metal-tolerant bacterial populations from natural and metal-polluted soils. *Soil Biol. Biochem.*, **15**, 1983: 243–250.
- FARMER, J. G.: Lead in wild black berries from suburban roadsides. *J. Sci. Food Agric.*, **30**, 1979: 1816–1818.
- FARMER, J. G. – LYON, T. D. B.: Lead in Glasgow street dirt and soil. *Sci. Total Envir.*, **8**, 1977: 89–93.

- FISKEŠJÖ, G.: The *Allium* test – an alternative in environmental studies of the relative toxicity of metal ions. *Mutat. Res.*, 197, 1988: 243–260.
- FRANCEK, M. A.: Soil lead levels in a small town environment: a case study from Mt. Pleasant, Michigan. *Envir. Pollut.*, 76, 1992: 251–257.
- FRANCEK, M. A. – MAKIMAA, B. – PAN, V. – HANKO, J. H.: Small town lead levels: a case study from the homes of pre-schoolers in Mt. Pleasant, Michigan. *Envir. Pollut.*, 84, 1994: 159–166.
- GIBSON, M. J. – FARMER, J. G.: Chemical partitioning of trace metal contaminants in urban street dirt. *Sci. Total Envir.*, 33, 1984: 49–57.
- GIBSON, M. J. – FARMER, J. G.: A survey of trace metal contamination in Glasgow urban soils. In: 4th Int. Conf. Heavy Metals Environ., CEP, Edinburgh, 1988, reprints 4 pp.
- HARRISON, R. H.: Toxic metals in street and household dusts. *Sci. Total Envir.*, 11, 1979: 80–97.
- HARROP, D. O. – MUMBY, K. – PEPPER, B. – NOLAN, J.: Heavy metal levels in the near vicinity to roads in a North London Borough. *Sci. Total Envir.*, 93, 1990: 543–546.
- HEDGES, P. D. – WREN, J. H.: The temporal and spatial variations in the aerial deposition of metals for a residential area adjacent to a motorway. *Sci. Total Envir.*, 59, 1987: 351–354.
- HENTSCHEL, W.: Verkehrsbedingte Schadstoffgehalte in Böden und Kulturpflanzen strassennah gelegener Gartenstandorte in Frankfurt am Main. *Forum Städte-Hygiene*, 34, 1983: 301–311.
- HEWITT, E. J.: A perspective of mineral nutrition, essential and functional metals in plants. *Ann. Proc. Phytochem. Soc. Eur.*, 21, 1990: 277–323.
- HÖLLWARTH, M. – HARRES, H. P. – FRIEDRICH, H.: Beziehungen von Schwermetallgehalten in Böden und Eibenadeln städtischer Standorte. *Flora (Jena)*, 177, 1985: 227–235.
- HOPKE, D. – LAMB, R. E. – NATUSCH, D. F. S.: Multielemental characterization of urban roadway dust. *Envir. Sci. Technol.*, 14, 1980: 164–172.
- KOMAI, Y.: Heavy metal contamination in urban soils. I. Zinc accumulation phenomenon in urban environments as clues of study. II. Comparison of urban park soils between two cities with different city and industrial activities. *Bull. Univ. Osaka Pref.*, Ser. B, 33, 1981: 7–15 and 16–22.
- KENNETH, S. C. – LUTZ, P. E.: Effects of urbanization and season on concentrations of five heavy metals in North Buffalo Creek, Greensboro, North Carolina. *J. Elisha Mitchell Sci. Soc.*, 109, 1993: 152–157.
- KIEKENS, L.: Adsorption and desorption of heavy metals in soils. *Meded. Koninklijke Acad. Wetenschappen, Letteren Schone Kunsten België, Klasse Wetenschappen, Brussel*, 48, 1986: 2.
- KOVACS, M. – TURCSÁNYI, G. – PENKSZA, K. – KASZAB, L. – SZÖKE, P.: Heavy metal accumulation by ruderal and cultivated plants in a heavily polluted district of Budapest. In: MARKERT, B. (ed.): *Plants as biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment*. Weinheim, N. York, Basel, Cambridge, VCH Verlagsge. 1993: 495–505.
- KRUEGER, J. A. – DUGVAY, K. M.: Comparative analysis of lead in Maine urban soils. *Bull. Envir. Contam. Toxicol.*, 42, 1989: 574–581.
- LEBEL, L. A. – RAMANUJAM, M. P. – AMBALANATHAN, B.: Efficacy of some roadside plants as dust filters. *Geobios*, 19, 1992: 143–146.
- LEBLOVÁ, S. – ŠPIRHANZLOVÁ, E. – DVOŘÁKOVÁ, J.: Kontaminace rostlin a půd těžkými kovy v pražské aglomeraci. (Heavy metal contamination of plants and crops in the Prague urban agglomeration). *Rostl. Vyr.*, 31, 1985: 1205–1214.
- LICHTFUSS, R. – NEUMANN, U.: Schwermetalle in strassennahen Böden der Stadt Kiel. *Mitt. Dtsch. Bodenk. Gesell.*, 33, 1982: 67–73.
- LINTON, R. W. – NATUSCH, D. F. S. – SOLOMON, R. L. – EVANS, C. A. Jr.: Physicochemical characterization of lead in urban dusts. A microanalytical approach to lead tracing. *Envir. Sci. Technol.*, 14, 1980: 159–164.
- LITTLE, P. – WIFFEN, R. D.: Emission and deposition of petrol engine exhaust Pb. I. Deposition of exhaust Pb to plant and soil surfaces. *Atm. Pollut.*, 11, 1977: 437–447.
- LORANGER, S. – ZAYED, J. – FORGET, E.: Manganese contamination in Montreal in relation with traffic density. *Water, Air, Soil Pollut.*, 74, 1994: 385–396.
- LUX, W.: Schwermetallverteilung in Böden in südosten Hamburgs.-Mitt. Dtsch. Bodenk. Gesell., 33, 1982: 81–89.
- LUX, W.: Schwermetallgehalte und -isoplethen in Böden, subhydrischen Ablagerungen und Pflanzen in südosten Hamburgs – Beurteilung eines immissionsgebietes. *Hamburg. Bodenk. Arb.*, 5, 1986: 1–210.
- MCDONALD, C. – DUNCAN, H. J.: Particle size distribution of metals in the atmosphere of Glasgow. *Atm. Envir.*, 13, 1979: 977–980.
- MIELKE, H. W.: Lead in residential soil: background and preliminary results of New Orleans. *Water, Air Soil Pollut.*, 57–58, 1991: 111–119.
- MILFORD, J. B. – DAVIDSON, C. I.: The size of particulate trace elements in the atmosphere. A review. *J. Air Pollut. Contr. Assoc.*, 35, 1985: 1249–1260.
- MOHAMED, H.: Belastung und Belastbarkeit von Böden und Pflanzen in Stadtlandschaften mit Schwermetallen. [Dissertatione.] Hohenheim 1979. 105 pp. – Inst. Bodenkde. Standortslehre Univ.
- MULEV, M. – MELOVSKI, L. – DERLIEVA, L.: Sadržina na olovo, cink i bakor vo počvata, i listovite i korata na širokolisnata lipa (*Tilia platyphyllos*), vo gradot Skopje. (Pb, Zn and Cu content in the soil and leaves and bark of *Tilia platyphyllos* in the city of Skopja). *God. Zbor.*, ser. Biol. (Skopje), 45, 1992: 187–199.
- NICHOLSON, K. W. – BRANSON, J. R.: Factors affecting resuspension by road traffic. *Sci. Total Envir.*, 93, 1990: 349–358.
- NORDGREN, A. – BAATH, E. – SÖDERSTRÖM, B.: Microfungi and microbial activity along a heavy metal gradient. *Appl. Envir. Microbiol.*, 45, 1983: 1829–1837.
- PADMANABHAMURTY, B. – HIRT, M. S.: The Toronto heat island and pollution distribution. *Water, Air, Soil Pollut.*, 3, 1974: 81–89.

- PFEIFFER, E. M. – FREYTAG, J. – SCHARPENSEEL, H. W. – MIEHLICH, G. – VICENTE, V.: Trace elements and heavy metals in soils and plants of the southeast Asian metropolis Metro Manila and of some rice cultivation provinces in Luzon, Philippines. Hamburg. Bodenk. Arb., 11, 1988: 1–264.
- POUYAT, R. V. – McDONNELL, M. J.: Heavy metal accumulations in forest soils along an urban-rural gradient in southeastern New York, USA. Water, Air Soil Pollut., 57–58, 1991: 797–807.
- PURVERS, D. – MACKENZIE, E. J.: Trace-element contamination on parklands in urban areas. J. Soil Sci., 20, 1969: 288–290.
- PURVERS, D. – MACKENZIE, E. J.: Enhancement of trace element content of cabbages grown in urban areas. Pl. Soil, 33, 1970: 483–485.
- RASP, H.: Schwermetallgehalte von Böden im Umfeld von Speyer. In: Natur u. Landschaft, Speyer. Kreisgruppe Speyer der Pollichia, Speyer, 1990: 89–94.
- REVITT, D. M. – HAMILTON, R. S. – WARREN, R. S.: The transport of heavy metals within a small urban catchment. Sci. Total Envir., 93, 1990: 359–373.
- RYGLEWICZ, J.: Škodlivé stopové prvky ve vztahu půda rostlina. (Harmful trace elements in the relationships soil and plant). In: Sbor. Ref. Stopové prvky a toxické látky v životním prostředí. Ústí nad Labem, DT ČSVTS, 1988: 107–117.
- SAKAGAMI, K. I. – HAMADA, R. – KUROBE, T.: Heavy metal contents in dust fall and soil of the National Park for Nature Study in Tokyo. Mitt. Dtsch. Bodenk. Gesell., 33, 1982: 59–66.
- SÁŇKA, M. – DOLEŽAL, M. – VACKOVÁ, R.: Současný stav a vývoj půdního fondu okresu Brno-město. Část: Kontaminace půd a rostlin rizikovými prvky a polyaromatickými uhlovodíky v intravilánu města. (Actual state and development of soil fund in Brno-city district. Part: Contamination of soils and plants by risk elements and polyaromatic hydrocarbons in the city). Zpráva ČÚOP-VÚMOP, Brno, 1991. 7 pp + Append.
- SÁŇKA, M. – STRNAD, M. – VONDRA, J. – PATERSON, E.: Sources of soil and plant contamination in an urban environment and possible assessment methods. Int. Gen. Envir. Anal. Chem., 1994 (in press).
- SAUERBECK, D. R. – RIETZ, E.: Soil-chemical evaluation of different extractants for heavy metals in soils. In: Papers Pres. at Working Party 5 of the Commiss. Europ. Commun. Concerned Action of Sewage Sludge. Meeting at Water Res. Centre, Stevenage, UK, Seminar II, 1982: 15 pp.
- SOLOMON, R. L. – HARTFORD, J. W.: Lead and cadmium in dust and soils in a small urban community. Envir. Sci. Technol., 10, 1976: 773–777.
- STADELMANN, F. X. – GUPTA, S. K. – RUDAZ, A. – SANTSCHIFUHRMANN, E.: Die Schwermetallbelastung des Bodens als Gefahr für die Bodenmikroorganismen. Schweiz. Landwirtsch. Forsch., 23, 1984: 227–239.
- SUCHARA, I. – SUCHAROVÁ, J.: Properties of urban soil covers. A review completed by examples from Prague's parks and streets. Zahradnictví, 22, 1995: 21–40.
- TAM, N. F. Y. – LIU, W. K. – WONG, M. H. – WONG, Y. S.: Heavy metal pollution in roadside urban parks and gardens in Hong Kong. Sci. Total Envir., 59, 1987: 325–328.
- THORNTON, I.: Metal contamination of soils in urban areas. In: BULLOCK, P. – GREGORY, P. (eds.): Soils in the urban environment. Univ. Press Cambridge, London-Oxford, Blackwell Sci. Publ., 1991: 47–75.
- THORNTON, I. – JONES, T. H.: Sources of lead and associated metals in vegetables grown in British urban soils: Uptake from the soil versus air deposition. In: HEMPHILL, D. D. (ed.): Trace substances in Environ. Health, XVIII. A Symp. Univ. Missouri, Columbia, 1984: 303–310.
- THORNTON, I. – CULBARD, E. – MOORCROFT, S. – WATT, J. – WHEATLEY, M. – THOMPSON, M.: Metals in urban dusts and soils. Envir. Technol. Lett., 6, 1985: 137–144.
- TONG, S. – FARRELL, P. M.: The contamination profile of heavy metals in an urban forest. Envir. Technol., 12, 1991: 79–87.
- UMWELTBEBÖRDE HAMBURG: Bodenbericht '86. Hamburger Umweltberichte, 6, 1985; Dingwort-Druck, Hamburg, 1986: 1–64.
- VANGRONSVELD, J. – CLIJSTERS, H.: 13. A biological test system for the evaluation of metal phytotoxicity and immobilization by additives in metal contaminated soils. In: MERIAN, E. – HAERDI, W. (eds.): Metal Compounds in Environment and Life, 4 (Interrelation between chemistry and biology). Select. Paper 4th IAEAC Workshop, Les Diabletrets, Sci. Technol. Lett., Middlesex, U.K. and Sci. Rev. Inc., Wilmington, DE, USA, 1991: 117–125.
- WARREN, R. S. – BIRCH, P.: Heavy metal levels in atmospheric particulates, roadside dust and soil along a major urban highway. Sci. Total Envir., 59, 1987: 253–256.
- XU, J. – THORNTON, I.: Arsenic in garden soils and vegetable crops in Cornwall, England: Implications for human health. Envir. Geochem. Health, 7, 1985: 131–133.
- ZÍMOVÁ, M.: Vliv kontaminované půdy na zdraví člověka. (Influence of contaminated soil on human health). In: Stopové prvky a toxické látky v životním prostředí. Ústí nad Labem, DT ČSVTS 1988: 118–129.
- ŽUKOWSKA-WIESZCZEK, D.: Bioindication of soil pollution of urban area. Ekol. Pol., 28, 1980: 267–283.

Arrived on 9th February 1995

Contact Address:

Dipl. ing. Julie Sucharová, Výzkumný ústav okrasného zahradnictví, 252 43 Průhonice, Česká republika
Tel. 02/67 75 00 38, fax 02/67 75 00 23

POKYNY PRO AUTORY

Časopis uveřejňuje původní vědecké práce, krátká sdělení a výběrově i přehledné referáty, tzn. práce, jejichž podkladem je studium literatury a které shrnují nejnovější poznatky v dané oblasti. Práce jsou uveřejňovány v češtině, slovenštině nebo angličtině. Rukopisy musí být doplněny krátkým a rozšířeným souhrnem.

Autor je plně odpovědný za původnost práce a za její věcnou i formální správnost. K práci musí být přiloženo prohlášení autora o tom, že práce nebyla publikována jinde.

O uveřejnění práce rozhoduje redakční rada časopisu, a to se zřetelem k lektorským posudkům, vědeckému významu a přínosu a kvalitě práce.

Rozsah vědeckých prací nemá přesáhnout 10 stran psaných na stroji včetně tabulek, obrázků a grafů. V práci je nutné používat jednotky odpovídající soustavě měrových jednotek SI (ČSN 01 1300).

Vlastní úprava rukopisu má odpovídat státní normě ČSN 88 0220 (formát A4, 30 řádek na stránku, 60 úhozů na řádku, mezi řádky dvojitě mezery). Tabulky, grafy a fotografie se dodávají zvlášť, nepodlepují se. Na všechny přílohy musí být odkazy v textu.

Název práce (titul) nemá přesáhnout 85 úhozů. Je nutné vyvarovat se v něm obecných názvů. Jsou vyloučeny podtitulky článků.

Krátký souhrn (Abstrakt) je informačním výběrem obsahu a závěru článku, nikoliv však jeho pouhým popisem. Musí vyjádřit všechno podstatné, co je obsaženo ve vědecké práci, a má obsahovat základní číselné údaje včetně statistických hodnot. Nemá překročit rozsah 170 slov. Je třeba, aby byl napsán celými větami, nikoliv heslovitě. Je uveřejňován a měl by být dodán ve stejném jazyce jako vědecká práce.

Rozšířený souhrn (Abstract) je uveřejňován v angličtině, měly by v něm být v rozsahu cca 2 strojopisných stran komentovány výsledky práce a uvedeny odkazy na tabulky a obrázky, popř. na nejdůležitější literární citace. Je nutné jej (včetně názvu práce a klíčových slov) dodat v angličtině, popř. v češtině či slovenštině jako podklad pro překlad do angličtiny.

Úvod má obsahovat hlavní důvody, proč byla práce realizována a velmi stručnou formou má být popsán stav studované otázky.

Literární přehled má být krátký, je třeba uvádět pouze citace mající úzký vztah k problému. Doporučuje se co nejnižší počet citovaných autorů.

Metoda se popisuje pouze tehdy, je-li původní, jinak postačuje citovat autora metody a uvádět jen případné odchylky. Ve stejné kapitole se popisuje také pokusný materiál.

Výsledky – při jejich popisu se k vyjádření kvantitativních hodnot dává přednost grafům před tabulkami. V tabulkách je třeba shrnout statistické hodnocení naměřených hodnot. Tato část by neměla obsahovat teoretické závěry ani dedukce, ale pouze faktické nálezy.

Diskuse obsahuje zhodnocení práce, diskutuje se o možných nedostatecích a práce se konfrontuje s výsledky dříve publikovanými (požaduje se citovat jen ty autory, jejichž práce mají k publikované práci bližší vztah). Je přípustné spojení v jednu kapitolu spolu s výsledky.

Literatura musí odpovídat státní normě ČSN 01 0197. Citace se řadí abecedně podle jména prvních autorů. Odkazy na literaturu v textu uvádějí jméno autora a rok vydání. Do seznamu se zařadí jen práce citované v textu. Na práce v seznamu literatury musí být odkaz v textu.

Na zvláštním listě uvádí autor plné jméno (i spoluautorů), akademické, vědecké a pedagogické tituly a podrobnou adresu pracoviště s PSČ, číslo telefonu a faxu.

Pokud autor používá v práci zkratky jakéhokoliv druhu, je nutné, aby byly alespoň jednou vysvětleny (vypsány), aby se předešlo omylům. V názvu práce a v souhrnu je vhodné zkratky nepoužívat.

INSTRUCTIONS FOR AUTHORS

Original scientific papers, short communications, and selectively reviews, that means papers based on the study of technical literature and reviewing recent knowledge in the given field, are published in this journal. Published papers are in Czech, Slovak or English. Each manuscript must contain a short and a longer summary.

The author is fully responsible for the originality of his paper, for its subject and formal correctness. The author shall make a written declaration that his paper has not been published in any other information source.

The board of editors of this journal will decide on paper publication, with respect to expert opinions, scientific importance, contribution and quality of the paper.

The paper extent shall not exceed ten typescript pages, including tables, figures and graphs.

Manuscript layout shall correspond to the State Standard ČSN 88 0220 (quarto, 30 lines per page, 60 strokes per line, double-spaced typescript). Tables, figures and photos shall be enclosed separately. The text must contain references to all these annexes.

The **title** of the paper shall not exceed 85 strokes. It is necessary to avoid in the title the usage of common expressions. Subtitles of the papers are not allowed either.

Abstract is an information selection of the contents and conclusions of the paper, it is not a mere description of the paper. It must present all substantial information contained in the paper. It shall not exceed 170 words. It shall be written in full sentences, not in form of keynotes, and comprise base numerical data including statistical data. It should be submitted in English and if possible also in Czech or Slovak.

Introduction has to present the main reasons why the study was conducted, and the circumstances of the studied problems should be described in a very brief form.

Review of literature should be a short section, containing only literary citations with close relation to the treated problem. It is recommended to cite the lowest possible number of authors.

Only original method shall be described, in other cases it is sufficient enough to cite the author of the used method and to mention modifications of this method. This section shall also contain a description of experimental material.

In the section **Results** figures and graphs should be used rather than tables for presentation of quantitative values. A statistical analysis of recorded values should be summarized in tables. This section should not contain either theoretical conclusions or deductions, but only factual data should be presented here.

Discussion contains an evaluation of the study, potential shortcomings are discussed, and the results of the study are confronted with previously published results (only those authors whose studies are in closer relation with the published paper should be cited). The sections Results and Discussion may be presented as one section only.

The citations are arranged alphabetically according to the surname of the first author. References in the text to these citations comprise the author's name and year of publication. Only the papers cited in the text of the study shall be included in the list of references. All citations shall be referred to in the text of the paper.

If any abbreviation is used in the paper, it is necessary to mention its full form at least once to avoid misunderstanding. The abbreviations should not be used in the title of the paper nor in the summary.

The author shall give his full name (and the names of other collaborators), academic, scientific and pedagogic titles, full address of his workplace and postal code.

ZAHRADNICTVÍ

Ročník 22, č. 2, 1995

OBSAH

Uher A.: Vplyv stupňovaných dávk a foriem dusíka na obsah vybraných ťažkých kovov v mrkve.....	41
Janečková M., Svobodová L.: Stanovení pěti virů v rostlinách černého, červeného a bílého rybízu pomocí ELISA	47
Vachůn Z.: Hodnocení vlastností subklonů odrůdy merunek Velkopavlovická v období nástupu do plodnosti	53
PŘEHLEDY	
Sucharová J., Suchara I.: Obsah těžkých kovů v městských půdních pokryvech. Přehled doplněný rozbory půdy z pražských parků a ulic	57
INFORMACE – STUDIE – SDĚLENÍ	
Oboňová J.: Hodnotenie fyziologických a morfológických vlastností peľu vybranej kolekcie marhúľ	46
RECENZE	
Pekárková E.: K. H. Härtl: Dachbegrünung	52
Pekárková E.: M. Nijhuis: Fuchsienatlas	52

HORTICULTURAL SCIENCE

Volume 22, No. 2, 1995

CONTENTS

Uher A.: The effect of differentiated nitrogen application rates and forms on the content of some heavy metals in carrot	41
Janečková M., Svobodová L.: Determination of five viruses in plants of black, red and white currant by ELISA	47
Vachůn Z.: Evaluation of the characteristics of subclones of Velkopavlovická apricot cultivar at the onset of commercial productivity	53
REVIEWS	
Sucharová J., Suchara I.: Heavy metals in urban soil covers. A review completed by Prague park and street soil analyses.....	57
INFORMATION – STUDIES – COMMUNICATIONS	
Oboňová J.: Evaluation of physiological and morphological characteristics of pollen of a selected collection of apricots.....	46
RECENSION	
Pekárková E.: K. H. Härtl: Dachbegrünung	52
Pekárková E.: M. Nijhuis: Fuchsienatlas	52

Vědecký časopis ZAHRADNICTVÍ ● Vydává Ústav zemědělských a potravinářských informací ● Redakce: Slezská 7, 120 56 Praha 2, tel.: 02/25 75 41, fax: 02/25 70 90 ● Sazba: Studio DOMINO – ing. Jakub Černý, Pražská 108, 266 01 Beroun, tel.: 0311/240 15 ● Tisk: ÚZPI Praha ● © Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha 1995

Rozšiřuje Ústav zemědělských a potravinářských informací, referát odbytu, Slezská 7, 120 56 Praha 2