

Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ČR

ve vztahu k životnímu prostředí



Subsystém 5

Zdravotní důsledky expozice lidského organismu

toxickým látkám ze zevního prostředí

(biologický monitoring)

Odborná zpráva za rok 2015

Státní zdravotní ústav Praha,
září 2016

Ústředí systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ČR ve vztahu k životnímu prostředí

Ředitelka ústředí:	MUDr. Růžena Kubínová
Subsystem 5:	Zdravotní důsledky expozice lidského organismu toxickým látkám ze zevního prostředí (biologický monitoring)
Řešitelské pracoviště:	Státní zdravotní ústav v Praze
Garant subsystemu:	prof. MUDr. Milena Černá, DrSc.
Spolupracující organizace:	Vysoká škola chemicko-technologická v Praze Fakultní nemocnice Královské Vinohrady
Řešitelé:	prof. MUDr. Milena Černá, DrSc. Mgr. Lenka Sochorová Mgr. Lenka Hanzlíková Mgr. Anna Drgáčová Mgr. Anna Grafnetterová Ing. Mája Čejchanová RNDr. Alena Fialová , Ph.D. Ing. Jiří Šmíd

Text Odborné zprávy za rok 2015 v české verzi je prezentován na internetových stránkách Státního zdravotního ústavu v Praze (www.szu.cz/tema/zivotni-prostredi/odborne-zpravy-1).

Obsah

Základní informace o Subsystemu 5	5
Úvod	5
Cíle Subsystemu 5	5
Obsah Odborné zprávy za rok 2015	5
Organizace Subsystemu 5 v roce 2015.....	6
Organizace a osoby zodpovědné za odběry vzorků, manipulaci, skladování a transport	6
Analyzující laboratoře – spektrum činností.....	7
Zhodnocení a interpretace výsledků	7
Vypracování Odborné zprávy.....	7
Metodická část	8
Nábor (oslovení) participantů.....	8
Vstupní kritéria pro nábor participantů:	8
Odběry biologického materiálu	8
Principy použitých analytických metod	9
Charakteristika sledované populační skupiny	10
Charakteristika sledovaných látek	10
Výsledky analýz	22
Látky anorganické povahy.....	22
<i>Kadmium</i>	23
<i>Rtuť</i>	24
<i>Olovo</i>	24
<i>Mangan</i>	25
<i>Zinek</i>	25
<i>Selen</i>	25
<i>Jod</i>	27
Látky organické povahy sledované v krevním séru	28
<i>Polychlorované bifenyly (PCB)</i>	28
<i>Organochlorované pesticidy (OCP)</i>	30
<i>Perfluorované sloučeniny a jejich deriváty (PFAS)</i>	32
<i>Bromované zpomalovače hoření a jejich deriváty (BFR)</i>	33
Závěr	34
Bibliografie.....	35
Seznam obrázků	41
Seznam zkratk	42
Přílohy	44

Základní informace o Subsystému 5

Úvod

Biologický monitoring zahrnuje *biomarkery expozice*, resp. interní dávky (kontaminanty nebo jejich charakteristické metabolity) a *biomarkery saturace* vybranými benefitními prvky analyzované v tělních tekutinách a tkáních jednotlivých populačních skupin.

Subsystém 5 (biologický monitoring) vychází z usnesení vlády České republiky č. 369/1991 Sb. V rutinním provozu je od roku 1994 pod garancí Státního zdravotního ústavu v Praze.

Cíle Subsystému 5

Výsledky biologického monitorování poskytují podklady k hodnocení celkového přívodu toxických látek do organismu z různých zdrojů, k určení referenčních hodnot pro populaci v našich podmínkách, k odhadu úrovně zátěže, k signalizaci potenciálního zdravotního rizika zvýšené expozice a k určení trendů expozice v dlouhodobých časových řadách. Současně přinášejí údaje o saturaci populace vybranými benefitními prvky. Biologický monitoring navazuje na výsledky monitorování toxických látek především v potravě, ovzduší a vodě.

Obsah Odborné zprávy za rok 2015

Předmětem Odborné zprávy za rok 2015 jsou výsledky studie biologického monitoringu získané v roce 2015 v lokalitách Praha, Liberec, Ostrava a Žďár nad Sázavou.

Organizace Subsystému 5 v roce 2015

Sledované oblasti	Praha, Liberec, Ostrava, Žďár nad Sázavou
Populační skupina	Dárci krve
Počet osob	75 dospělých/oblast
Sledované matrice	Moč, plná krev a sérum
Sledované parametry	<ul style="list-style-type: none"> • kadmium (Cd), rtuť (Hg), jod (I), mangan (Mn), olovo (Pb), selen (Se), zinek (Zn) • kreatinin (pomocný parametr pro standardizaci obsahu látek v moči) • vybrané indikátorové kongenery PCB (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) + 170 • vybrané organochlorované pesticidy (OCP) (o,p'-DDT, p,p'-DDT, o,p'-DDE, p,p'-DDE, o,p'-DDD, p,p'-DDD) ; α-HCH; β-HCH; γ-HCH; HCB) • perfluorované sloučeniny (PFAS) a jejich deriváty • bromované zpomalovače hoření (BFR) a jejich deriváty • hodnoty triacylglycerolu a celkového cholesterolu (pomocný parametr pro výpočet obsahu krevního tuku v séru)

Organizace a osoby zodpovědné za odběry vzorků, manipulaci, skladování a transport

SZÚ Praha Pracoviště analýzy stopových prvků	Ing. Mája Čejchanová
SZÚ Praha Ústředí monitoringu zdravotního stavu obyvatelstva	Mgr. Lenka Sochorová Mgr. Lenka Hanzlíková Mgr. Anna Drgáčová
SZÚ Praha Oddělení alternativních toxikologických metod	Ing. Jiří Šmíd

Analyzující laboratoře – spektrum činností

Analyt	Matrice	Organizace	Odpovědné osoby
<ul style="list-style-type: none"> Cd, Hg, Mn, Pb, Se 	Plná krev	SZÚ Praha Pracoviště pro analýzu stopových prvků	RNDr. Lucie Kašparová (vedoucí laboratoře) Ing. Mája Čejchanová
<ul style="list-style-type: none"> Cd, Hg, I, Se, Zn kreatinin 	Moč	SZÚ Praha Pracoviště pro analýzu stopových prvků	RNDr. Lucie Kašparová (vedoucí laboratoře) Ing. Mája Čejchanová
<ul style="list-style-type: none"> vybrané indikátorové kongenery PCB (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) + 170 vybrané chlorované pesticidy (OCP) (o,p'-DDT, p,p'-DDT, o,p'-DDE, p,p'-DDE, o,p'-DDD, p,p'-DDD, α-HCH; β-HCH; γ-HCH; HCB) perfluorované sloučeniny (PFAS) a jejich deriváty bromované zpomalovače hoření (BFR) a jejich deriváty 	Sérum	VŠCHT Technická 5, 166 28 Praha 6	prof. Ing. Jana Hajšlová, Csc. doc. Ing. Jana Pulkrabová, Ph. D. Ing. Darina Lanková Ing. Andrea Švarcová
<ul style="list-style-type: none"> Triacylglycerol a celkový cholesterol 	Sérum	FNKV + 3.LF UK Šrobárova 1150/50, 100 34 Praha 10	Ing. Jarmila Krotká

Zhodnocení a interpretace výsledků:

prof. MUDr. Milena Černá, DrSc.
Mgr. Lenka Sochorová
Mgr. Lenka Hanzlíková
RNDr. Alena Fialová, PhD. (statistická analýza)

Vypracování Odborné zprávy:

prof. MUDr. Milena Černá, DrSc.
Mgr. Lenka Sochorová
Mgr. Lenka Hanzlíková

Metodická část

Nábor (oslovení) participantů

Ve studii byli zařazeni dárce krve, jež byli osloveni přímo na vybraných transfuzních odděleních (TO) v 1. polovině roku 2015. Organizace studie byla provedena ve spolupráci s pracovníky z příslušných KHS a z poboček SZÚ. Pro snadnější nábor participantů byl vytvořen informační leták umístěný u vstupu na TO a také na internetových stránkách SZÚ. Dárcům krve byl po jejich příchodu na TO stručně vysvětlen smysl studie a byly jim poskytnuty dokumenty, obsahující detailní informace o celém projektu a o sledovaných látkách. Se zájemci o účast ve studii byl vyplněn informovaný souhlas ve dvou vyhotoveních; přičemž jedno z těchto vyhotovení zůstalo participantovi a druhé bylo určeno pro SZÚ Praha. Následně byly participanty požádány o poskytnutí vzorků krve i moče a o vyplnění dotazníku.

Vstupní kritéria pro nábor participantů:

- věk (shodný s rozmezím požadovaným pro dárce krve 18-65 let),
- minimální doba pobytu v dané lokalitě alespoň 3 roky,
- písemný souhlas s odběrem vzorků,
- vyplnění krátkého dotazníku zaměřeného na faktory související s expozicí sledovaným látkám.

Odběry biologického materiálu

Odběry vzorků biologického materiálu byly definovány Standardním operačním postupem (SOP – Protokol odběru a manipulace se vzorky), který podrobně popisoval populační skupinu, požadovaný počet vzorků, dobu odběru, odběrové nádoby i jejich přípravu před odběrem, postup při odběru jednotlivých matric, značení vzorků, manipulaci s biologickým materiálem po odběru, teplotní požadavky na skladování vzorků, způsob předávání vzorků k analýzám a zodpovědnost jednotlivých osob. SZÚ Praha zajistil pro všechny oblasti jednotné nádoby na odběr vzorků moče i krve a další potřebné materiály včetně papírové dokumentace.

Vzorky moče byly odebírány do jednotných, speciálně vymytých plastových nádobek a tentýž den zamrazeny při -18 až -20 °C.

Vzorky krve byly odebírány do dvou typů zkumavek Vacuette, jedna zkumavka byla určena pro získání vzorků plné krve, druhá pro získání vzorků séra. Získané vzorky byly zamrazeny při -18 až -20 °C.

Veškeré údaje z dotazníků byly po skončení všech odběrů zaznamenány do databáze vedené na SZÚ Praha a jsou společně s výsledky analýz vedeny anonymně pouze pod kódem.

Principy použitých analytických metod

Stanovení stopových prvků

Ke stanovení prvků Cd, I, Mn, Pb, Se a Zn byla použita metoda ICP-MS. Stanovení bylo prováděno v mineralizátech (vzorky krve) nebo v nemineralizovaných vzorcích (moč). Hg byla stanovena přímo v původních vzorcích pomocí jednoúčelového analyzátoru AMA 254. Analýzy probíhaly v akreditovaných laboratořích SZÚ v Praze.

Tab. 1 Limity kvantifikace (LOQ) ($\mu\text{g/l}$)

Sledované látky v krvi		Sledované látky v moči	
Cd	0,06	Cd	0,05
Hg	0,35	Hg	0,3
Mn	3	I	1
Pb	0,18	Se	1,5
Se	2,4	Zn	0,6

Stanovení kreatininu

Ke stanovení se využívá modifikace Jaffeho reakce (metoda je akreditována ČIA).

Stanovení bromovaných zpomalovačů hoření (BFR), polychlorovaných bifenyliů (PCB) a organochlorovaných pesticidů (OCP)

Analytická metoda pro stanovení vybraných BFR, PCB a OCP v séru je založena na extrakci sledovaných látek směsí n-hexanem-diethyl ether a na následném přečištění primárního extraktu pomocí silikagelových SPE kolonek. Identifikace a kvantifikace jednotlivých analytů se provádí pomocí plynové chromatografie (GC) s využitím hmotnostního detektoru s negativní chemickou ionizací (NCI) v případě vybraných BFR a ve spojení s tandemovým hmotnostním spektrometrem (MS/MS) v módu elektronové ionizace (EI) v případě PBDE, PCB a OCP.

Stanovení perfluoralkylovaných sloučenin (PFAS) a vybraných bromovaných zpomalovačů hoření (BFR) a jejich metabolitů

Analytická metoda pro stanovení PFAS a vybraných BFR včetně jejich metabolitů v séru je založena na extrakci sledovaných látek do acetonitrilu modifikovaným postupem QuEChERS. Identifikace a kvantifikace jednotlivých analytů se provádí pomocí ultraúčinné kapalinové chromatografie (UHPLC) ve spojení s tandemovým hmotnostním spektrometrem (MS/MS) a ionizací elektrosprejem v módu negativní ionizace (ESI-).

Charakteristika sledované populační skupiny

Dárci krve

V roce 2015 byly odběry biologického materiálu uskutečněny u 302 participantů, přičemž bylo analyzováno 300 vzorků séra, 302 vzorků plné krve a 302 vzorků moče. Údaje byly čerpány z dotazníků vyplněných při odběrech biologického materiálu od jednotlivých participantů.

Dotazníkové šetření bylo zaměřeno především na otázky týkající se sociodemografických charakteristik, antropometrických ukazatelů, expozici tabákovému kouři či přítomnosti amalgámových zubních výplní. Dále byly zjišťovány informace o stravovacích zvyklostech a konzumaci potravinových doplňků. Data jsou zpracována formou popisné statistiky v tabulkách 4 a 5.

Charakteristika sledovaných látek

Látky anorganické povahy sledované v plné krvi a moči

Kadmium (Cd)

Obecné informace

Kadmium je toxický kov, který se vzácně vyskytuje v zemské kůře a do životního prostředí je především uvolňován z antropogenních zdrojů. Do zemědělské půdy se dostává především z vybraných fosfátových hnojiv. Má schopnost bioakumulace a hromadí se napříč potravními řetězci (ATSDR, 2012a).

Zdroje expozice

Zdrojem kadmia pro běžnou populaci je především dietární expozice, jako např. vnitřnosti, obiloviny a rýže, dále kouření (aktivní, v menší míře i pasivní) a venkovní ovzduší zejména v okolí znečištěných průmyslových zdrojů (ATSDR, 2012a).

Zdravotní význam

Nadměrná expozice vede k poškození funkce ledvin, podílí se na vzniku osteoporózy a má vztah k poruše hormonální rovnováhy. Nejvíce se kadmium akumuluje v ledvinách (Satarug & Moore, 2004). Kadmium může způsobovat rakovinu plic a prostaty, podle klasifikace agentury IARC je zařazeno mezi prokázané lidské karcinogeny v kategorii 1 (IARC, 2012).

Biologický monitoring

Zátěž organismu kadmiem lze sledovat ve vzorcích krve a moče. Hladina Cd v krvi vyjadřuje především aktuální celkovou expozici a poskytuje spolehlivý odhad průměrného příjmu Cd v posledních měsících. Na tuto hladinu má výrazný vliv kouření (ATSDR, 2012a). Koncentrace

kadmia v krvi kuřáků může být čtyřikrát až pětkrát vyšší než u nekuřáků (Satarug & Moore, 2004). Naopak obsah kadmia v moči charakterizuje především dlouhodobou zátěž. Odhadovaný biologický poločas kadmia v lidském těle je 30 let (Satarug & Moore, 2004).

Olovo (Pb)

Obecné informace

Jedná se o toxický těžký kov, dlouhodobě využívaný v různých průmyslových odvětvích (např. sklářství, elektrotechnika, chemie, strojírenství). Používá se také při výrobě baterií, kabelů a barviv (ATSDR, 2007). V minulosti (v ČR do r. 2001) byly organické sloučeniny olova přidávány do benzínu (ve formě tetraethylolova), jako antidetonační aditivum pro zvýšení oktanového čísla; olovo tak bylo součástí prашného aerosolu v ovzduší, což vedlo zejména v místech s vyšší dopravní zátěží k významné inhalační expozici.

Zdravotní význam

Zvýšená expozice olovu představuje zdravotní riziko především pro lidský plod (v důsledku průchodu olova placentou) a pro malé děti, u kterých byl prokázán negativní vliv na nervový systém, neurobehaviorální funkce, vývojové změny a pokles IQ (ATSDR, 2007). Důkazy o karcinogenitě pro člověka nejsou zatím dostatečné. Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (IARC) zařazuje olovo do skupiny 2B (možný karcinogen pro člověka), anorganické sloučeniny do skupiny 2A (pravděpodobný karcinogen pro člověka) a jeho organické sloučeniny do skupiny 3 (neklasifikovatelné jako karcinogen pro člověka).

Zdroje expozice

V současné době je pro běžnou populaci nejvýznamnějším zdrojem dietární expozice. K expozici může docházet pitnou vodou nebo inhalačně (ATSDR, 2007). Vertikální expozice přechod placentou.

Biologický monitoring

V rámci biologického monitoringu je sledována zejména hladina olova v krvi (plumbémie). Zátěž olovem lze dále sledovat analýzou mléčných dětských zubů či vlasů. Hladina olova v moči nemá jednoznačnou výpovědní hodnotu.

Rtuť (Hg)

Obecné informace

Rtuť patří mezi významné a sledované kontaminanty prostředí. Vyskytuje se jak v mnoha přírodních materiálech a složkách biosféry, tak i ve zpracovávaných surovinách, výrobcích a odpadech. Vyskytuje se ve formě kovové rtuti nebo jako anorganické a organické sloučeniny

(Pirard et al., 2014). Obzvláště nebezpečné jsou zejména organické formy rtuti (především methylrtuť), které se akumulují v organismech a postupně se koncentrují v potravních řetězcích (Castaño et al., 2015; Pirard et al., 2014).

Zdroje expozice

Nejvýznamnějším zdrojem expozice běžné populace methylrtuti je potrava, zejména dravé ryby (žralok, mečoun) a mořské plody (Castaño et al., 2015). Zdrojem expozice anorganickým formám rtuti mohou být amalgámové zubní výplně, případně rozbité rtuťové teploměry nebo žárovky.

Zdravotní význam

Hlavní nebezpečnou vlastností methylrtuti je její neurotoxicita (tj. schopnost působit na centrální nervový systém). Rizikovou skupinou představují zejména ženy ve fertilním věku, respektive těhotné ženy, neboť rtuť ve formě methylrtuti prochází placentou do plodu. Mozek plodu, zejména v rané fázi vývoje, je velmi citlivý a hrozí poškození jeho funkcí. Následky neurotoxických účinků rtuti jsou psychické poruchy u dětí, například mentální retardace a vývojové poruchy, poruchy zraku a sluchu, poruchy řeči a paměti (ATSDR, 1999).

Biologický monitoring

V rámci biologického monitoringu je rtuť analyzována v krvi i v moči. Koncentrace v krvi má vztah především k organickým formám rtuti (methylrtuti). Koncentrace v moči se vztahuje zejména k expozici kovové rtuti či jejím anorganickým formám (Tsuji et al., 2003).

Jod (I)

Obecné informace

Jod je nezbytný pro syntézu hormonů štítné žlázy, reguluje mnoho fyziologických procesů v organismu včetně růstu, vývoje, metabolismu a reprodukčních funkcí. Nedostatek jodu je celosvětovým problémem (Hetzl, 2012). Mezi rizikové populační skupiny patří ženy v reprodukčním věku (zejména těhotné a kojící ženy) a děti ve věku do 3 let.

Zdroje expozice

Přívod jodu do organismu zajišťuje především konzumace pečiva, masných a mléčných výrobků, mořských ryb, mléka, vajec a minerální vody obsahující jod (Ruprich et al., 2015). Nedostatečná saturace populace je řešena obohacením jedlé soli sloučeninami jodu (110/1997 Sb. Zákon o potravinách a tabákových výrobcích; Zamrazil & Čerovská, 2014).

Zdravotní význam

Jod má podobně jako ostatní esenciální prvky, určité optimální rozmezí denního příjmu. Deficit jodu může mít za následek snížení funkce štítné žlázy tzv. hypotyreóza, která se

projevuje převážně ospalostí, zimomřivostí, a únavou. Naopak nadměrný přívod jodu způsobuje zvýšení funkce štítné žlázy, tzv. hypertyreózu, při níž dochází k produkci více hormonů, než organismus potřebuje, což může vést k poklesu hmotnosti, svalové slabosti, aj. (WHO, 2007).

Mezinárodní rada pro kontrolu poruch z nedostatku jodu (ICCIDD) a Světová zdravotnická organizace (WHO) považují za doporučený denní přívod jodu pro dospělého člověka 150 µg.

Biologický monitoring

Až 90 % z přijatého jodu je průměrně vylučováno močí, z tohoto důvodu je vhodným ukazatelem pro sledování saturace populace jodem jodurie, tj. množství jodu vylučované močí (Zimmermann, et al., 2008). Jednotlivé kategorie jodurie a jejich zhodnocení uvádí následující tabulka (Tab 2).

Tab. 2 Kritéria hodnocení přívodu jodu podle obsahu jodu v moči (jodurie). Hodnoceno podle kritérií WHO/UNICEF/ICCIDD.

Hodnota I v moči (medián; µg/l)	Klasifikace saturace	Hodnocení (rizika)
< 19	Nedostatečná saturace	Vážný nedostatek (endemický kretenismus, těžká hypotyreóza, struma)
20 – 49	Nedostatečná saturace	Střední nedostatek (struma, hypotyreóza, poruchy vývoje)
50 – 99	Nedostatečná saturace	Mírný nedostatek
100 – 199	Optimální saturace	Adekvátní příjem
200 – 299	Mírně nadprůměrná s.	Riziko hypertyreózy u citlivých jedinců Riziko škodlivého efektu jodu
> 300	Nadměrná saturace	(hypertyreóza, autoimunitní onemocnění štítné žlázy)

Mangan (Mn)

Obecné informace

Mangan je všudypřítomný prvek, přirozeně se vyskytující v abiotických i biotických složkách prostředí. Do prostředí se uvolňuje zejména při vulkanické činnosti a erozi. Vyskytuje se jak v anorganické, tak i v organické formě. Mangan a jeho sloučeniny mají široké použití. Používá se např. při výrobě oceli pro zlepšení vlastností, jako je tvrdost a pevnost, ale také při ohňostrojích, nebo v zápalkách. V organické formě může být obsažený také v palivu jako antidetonační přísada (ATSDR, 2012).

Zdroje expozice

Hlavním zdrojem manganu pro člověka je potrava. Nejvýznamnějšími zdroji je běžné pečivo, čaj, mouka, aj. (Ruprich et al., 2011).

Zdravotní význam

Mangan je nezbytný pro normální vývoj a funkci organismu. Je jedním z prvků nezbytných v určitém množství pro funkci organismu, avšak toxických (zejména pro nervovou soustavu) při vyšším než optimálním přívodu (Goldhaber, 2003). Dlouhodobý nedostatek manganu vede k negativním změnám v metabolismu cholesterolu, k jeho ukládání v cévních stěnách a tím ke zvýšenému riziku vzniku kardiovaskulárních chorob. (Koh et al., 2014).

Biologický monitoring

Mangan byl nesystematicky zařazován do biomonitoringu, naposledy v roce 2003. Jako matrice byla použita krev. V mnoha studiích se však mangan sleduje také ve vlasech či v moči.

Selen (Se)

Obecné informace

Selen se přirozeně vyskytuje v půdě odkud se dále dostává do rostlinných a živočišných organismů. Množství selenu v půdě se v různých oblastech světa liší. Česká republika patří s některými dalšími zeměmi střední a severní Evropy k oblastem s nízkým obsahem selenu v půdě (Kvíčala et al., 1999; Navarro-Alarcon & Cabrera-Vique, 2008). Selen je esenciální prvek nezbytný pro reprodukci, metabolismus hormonů štítné žlázy, syntézu DNA a pro ochranu před oxidativním poškozením organismu (ATSDR, 2003).

Zdroje expozice

Zdrojem selenu pro člověka je zejména potrava. Vysoké množství selenu obsahují zejména živočišné produkty, jako jsou vejce, masné výrobky a ryby. Nejbohatším zdrojem rostlinného původu jsou obiloviny, česnek, či brokolice (Navarro-Alarcon & Cabrera-Vique, 2008; Ruprich et al., 2015b). Selen absorbovaný ze stravy je přítomný spíše v organických formách, zatímco anorganické formy jsou po saturaci v organismu poměrně rychle eliminovány močí (IOM, 2000).

Zdravotní význam

Selen patří mezi esenciální stopové prvky s poměrně úzkým rozmezím mezi příznivými a nepříznivými účinky (Hays et al., 2014). Zasahuje do mnoha fyziologických i biochemických pochodů a je součástí mnoha enzymů s antioxidačními účinky (Kvíčala et al., 1999).

Preventivní význam selenu se předpokládá u kardiovaskulárních a nádorových onemocnění, při předcházení poruchám reprodukční funkce a změnám metabolismu hormonů štítné žlázy (Kvičala et al., 1999).

Oproti tomu nadměrný příjem selenu, může vést k selenóze projevující se křehkými nehty a vlasy, depresí, nervozitou nebo zvracením (Goldhaber, 2003).

Biologický monitoring

Nutriční stav selenu je nejčastěji hodnocený stanovením hladiny selenu v krvi a moči (ATSDR, 2003). Koncentrace selenu měřená v plné krvi odráží dlouhodobou expozici, především kvůli přítomnosti erytrocytů, které obsahují selen vázaný v proteinech (Hays et al., 2014). Koncentrace selenu v moči jsou vhodným ukazatelem nedávné expozice. Vylučování selenu močí se mění v souvislosti s příjmem selenu potravou; 50-60 % selenu se vylučuje z organismu během 24 hodin (Thomson et al., 1996).

Pro interpretaci dat lze využít referenční koncentrace, které jsou uváděny v rozmezí od 80 do 250 $\mu\text{g/l}$ krve. Hodnoty nižší než 80 $\mu\text{g Se/l}$ krve jsou považovány za deficitní, přičemž pro těžký deficit selenu v krvi jsou stanoveny hodnoty nižší než 40 $\mu\text{g/l}$ krve. Naopak příznaky toxicity se u selenu projevují až od hodnot vyšších než 500 $\mu\text{g/l}$ krve (Hays et al., 2014; Koller & Exon, 1986; Thomson, 2004).

Zinek (Zn)

Obecné informace

Zinek je jedním z nejběžnějších prvků v zemské kůře; nachází se ve všech složkách životního prostředí. Význam tohoto prvku je u obecné populace především benefitní (ATSDR, 2002b). Zinek se nachází ve všech částech těla, 60% ve svalech, 30% v kostech a asi 5% v kůži (Bocca et al., 2011).

Zdroje expozice

Zinek je široce zastoupený v různých potravinách. Vysoké koncentrace zinku obsahují potraviny jako jsou maso a mořské ryby, nižší obsah zinku obsahují potraviny především rostlinného původu (obilí, zelenina a ovoce) (WHO, 2003). Zinek se v lidském těle neukládá, a proto je nutný jeho pravidelný přísun potravou.

Zdravotní význam

Zinek je esenciální mikronutrient, hraje klíčovou roli v lidském organismu. Má širokou škálu strukturálních a biochemických funkcí, je součástí mnoha enzymů a podílí se na metabolismu bílkovin, tuků a sacharidů. Nedostatek zinku může způsobit zpomalení růstu, nechutenství, opoždění pohlavní zralosti, anémii, mentální retardaci, poruchy imunitního systému, atd.

(Bocca et al., 2011). Spolu s mědí je zastoupen v antioxidačním enzymu superoxidismutáze, který patří mezi ochranné mechanismy aterogenních a onkogenních procesů (Marklund et al., 1982).

Biologický monitoring

Hladinu zinku lze sledovat v krvi (séru), v moči i ve vlasech. Vzhledem k přítomnosti zinku převážně v erythrocytech jsou koncentrace v plné krvi asi 3x vyšší než v séru (Goldhaber, 2003).

Látky organické povahy sledované v séru

Polychlorované bifenyly (PCB)

Obecné informace

Polychlorované bifenyly (PCB) jsou skupinou látek, zahrnující 209 kongenerů, lišících se fyzikálně-chemickými vlastnostmi i toxicitou. Jednotlivé kongenery se liší dle stupně chlorace a umístění chloru na aromatických jádrech (Holoubek et al., 2006). Zdravotně významné jsou ty, které mají navázány atomy chlóru v poloze 2, 3, 7, 8 (Ritter et al., 1995). Jedná se o antropogenní látky, které se v prostředí přirozeně nevyskytují. PCB se začaly vyrábět ve 20. letech 20. století, jejich průmyslové použití se však rozšířilo především v 50. letech (Holoubek et al., 2006). Jedná se o nehořlavé, chemicky stabilní látky s vynikajícími izolačními schopnostmi, i proto byly hojně využívány jako teplonosná média v transformátorech napětí, kondenzátorech a jiných elektrických zařízeních (ATSDR, 2014; Holoubek et al., 2006; Huetos et al., 2014). V důsledku širokého komerčního využití těchto substancí i jejich persistence, stoupala jejich koncentrace v prostředí, zejména v potravním řetězci.

Produkce PCB byla v druhé polovině 70. let zakázána (u nás v r. 1984). Bylo také regulováno používání PCB, což vedlo k postupnému poklesu jejich obsahu v prostředí (Holoubek et al., 2006).

Zdroje expozice

Hlavní expoziční cestou těchto látek u člověka představuje z více než 90 % živočišná potrava, resp. živočišný tuk včetně ryb (Fitzgerald et al., 2004).

Zdravotní význam

PCB jsou dávány do souvislosti s širokým spektrem nepříznivých zdravotních účinků, zejména poruchy hormonálního systému a karcinogenity (ATSDR, 2014). Také proto byly

PCB s dioxinovými účinky (DL-PCB) na základě experimentů na zvířatech nedávno zařazeny mezi prokázané lidské karcinogeny (kategorie 1 podle hodnocení IARC) (Huetos et al., 2014).

Biologický monitoring

Pro sledování zátěže populace se nejčastěji používá jako matrice mateřské mléko. Monitoring zmíněných látek v mateřském mléce je také součástí plnění Stockholmské úmluvy regulující vybrané persistentní organické látky v prostředí (UNEP, 2016).

V posledních letech je stále častěji používána také krev, popř. krevní sérum či plazma. Obsah tuku v séru je však cca 10 x nižší než v mateřském mléce, z toho důvodu je tato matrice náročnější na zpracování, a to zejména vzhledem k potřebnému množství vzorku, ale i s ohledem na analytické postupy.

Pro vyjádření zátěže PCB lze použít součet hodnot kongenerů 138, 153 a 180 vynásobený koeficientem 2, jež je možné považovat za hodnotu srovnatelnou s hodnotou sumy PCB (Umweltbundesamt, 2012).

Organochlorované pesticidy (OCP)

Obecné informace

Jedná se o širokou skupinu perzistentních lipofilních látek, které byly používány jako pesticidy nejčastěji ve 40.-60. letech minulého století (Holoubek et al., 2001).

Tato skupina zahrnuje DDT a jeho metabolity (o,p'- a p,p'-DDT, -DDD, -DDE), α -, β -, γ - a δ -HCH (hexachlorcyklohexan), HCB (hexachlorbenzen), heptachlor, endosulfan, methoxychlor, aldrin, dieldrin, endrin, mirex a toxafen.

Insekticidní účinky DDT byly objeveny v průběhu 2. světové války, kdy byl používán v armádě proti vším a blechám a hojně rozšířené bylo i jeho používání v zemědělství (EPA; Li & Macdonald, 2005). V současné době je výroba a používání DDT omezeno Stockholmskou úmluvou o perzistentních organických polutantech (UNEP, 2016). DDT a jeho metabolity jsou velmi stálé, málo těkavé sloučeniny lipofilní povahy s nízkou rozpustností ve vodě a vysokou schopností se akumulovat v tukové tkáni organismů (ATSDR, 2002; EPA). Vlastní účinnou látkou s insekticidními vlastnostmi je p,p'-DDT, při jehož výrobě může vznikat také izomer o,p'-DDT a vedlejší produkty p,p'-DDD (-DDE) a o,p'-DDD (-DDE). V současnosti jsou majoritní zejména izomery DDE. Metabolity i izomery DDT mohou být zdravotně i ekologicky závadné (ATSDR, 2002; Azandjeme et al., 2014).

HCB byl široce využívaným fungicidem v zemědělství, především pro ochranu semen před plísněmi. Vzniká také jako vedlejší produkt při výrobě některých chlorovaných

organických rozpouštědel, jako je tetrachloethylen, či trichlorethylen a využíval se i v metalurgickém průmyslu, například při zpracování hliníku. Používání HCB bylo v ČR ukončeno v 70. letech 20. století kvůli obavám z nežádoucích efektů na životní prostředí i lidské zdraví (Holoubek et al., 2006).

HCH je směsí izomerů α -, β -, γ - a δ -. Nejvýraznější insekticidní účinky má γ -HCH, známý jako lindan, který je také nejvíce toxický (Li & Macdonald, 2005). Využíval se jako insekticid pro ovoce, zeleninu a také pro ochranu dobytka a domácích zvířat. Dále se používal také pro hubení vši (Holoubek et al., 2001). Od roku 2009 je výroba a použití lindanu v zemědělství zakázáno (UNEP, 2016).

Zdroje expozice

K expozici běžné populace dochází téměř výhradně potravou (ATSDR, 2002; Botella et al., 2004).

Zdravotní význam

OCP mají vliv především na nervový a reprodukční systém člověka (ATSDR, 2002; Botella et al., 2004). Předpokládá se také jejich karcinogenní účinek, např. DDT je zařazen podle agentury IARC na základě experimentů na zvířatech mezi pravděpodobné lidské karcinogeny v kategorii 2A. HCB je zařazen v kategorii 2B, jako možný karcinogen pro člověka a lindan je dle IARC v kategorii 1 jako prokázaný lidský karcinogen (IARC). Používání těchto látek bylo u nás zakázáno již v 70. letech minulého století, ale i po několika dekádách je stále možno prokázat jejich přítomnost v lidském organismu.

Biologický monitoring

V rámci biologického monitoringu jsou dlouhodobě sledovány DDT a jeho metabolity, izomery HCH (α -, β -, γ -) a HCB a to zejména v mateřském mléce a v krevním séru. Koncentrace jsou vyjadřovány ve vztahu na lipidickou složku.

Perfluorované sloučeniny a jejich deriváty (PFAS)

Obecné informace

Perfluorované sloučeniny (PFAS) patří mezi perzistentní organické polutanty životního prostředí s bioakumulačním potenciálem. V životním prostředí je nejčastěji detekována kyselina perfluorooktanová (PFOA) a perfluorooktansulfonát (PFOS) (Calafat et al., 2007). V přírodě se přirozeně nevyskytují, zdroje jsou pouze antropogenního původu. Hlavní a nejdůležitější vlastností této skupiny látek je jejich stabilita a nereaktivita (Fromme et al., 2009; Lankova et al., 2013); vzhledem k tomu se používaly jako chladiva (součást směsí

používaných jako náplně v chladících a mrazících zařízeních, klimatizacích a dalších zařízeních) a v protipožárních hasících pěnách. Využívají se také v elektrotechnickém průmyslu při výrobě polovodičových součástek či ve fotografickém průmyslu (Carloni, 2009; Fromme et al., 2009; UNEP, 2016). PFOA byla také využívána především k výrobě a povrchové úpravě textilií, k povrchové úpravě kovů, ve fotografickém průmyslu, k výrobě nátěrových hmot, čisticích prostředků (Carloni, 2009) a rovněž jako pomocné činidlo při výrobě polytetrafluorethylenu, známého pod názvy Teflon, Gore-Tex nebo ochranné spreje značky Scotchgard (do roku 2003) (Hájková et al., 2005). Komerční a průmyslové využití vedlo k značné environmentální akumulaci. Tyto sloučeniny byly detekovány ve vzduchu, vodě, vzorcích bioty i u volně žijících živočichů a v současné době se jedná o globální kontaminanty (Fromme et al., 2009; Giesy & Kannan, 2001).

V květnu 2009 bylo v Ženevě na 4. konferenci smluvních stran Stockholmské úmluvy rozhodnuto o zařazení PFOS a jeho derivátů na listinu úmluvy o perzistentních organických látkách (UNEP, 2016). Zařazení PFOA a jejích sloučenin do této úmluvy je v současnosti projednáváno.

Zdroje expozice

Cestami expozice je vdechování domácího prachu, konzumace pitné vody a potravy (Fromme et al., 2009; Lankova et al., 2013). Do potravin mohou tyto látky přejít také z obalů během skladování. Evropský úřad pro bezpečnost potravin (EFSA) v roce 2008 určil tolerovatelný denní příjem (TDI) pro PFOA na $1,5 \mu\text{g kg}^{-1}$ tělesné hmotnosti a pro PFOS 150 ng kg^{-1} tělesné hmotnosti (EFSA, 2008).

Zdravotní význam

Na rozdíl od ostatních halogenovaných kontaminantů jako jsou polychlorované bifenyly, či bromované zpomalovače hoření, se PFAS neakumulují v tuku, ale jsou vázány na proteinovou složku tkání např. na krevní proteiny; k akumulaci pak dochází zejména v játrech, ledvinách a gonádách (Fromme et al., 2009). Z toxikologického hlediska je PFOA považována za pravděpodobný lidský karcinogen a vzhledem k možnému průchodu PFAS přes placentu se zvažuje i jejich negativní vliv na vývoj plodu (Casas et al., 2013).

Biologický monitoring

Pro sledování zátěže populace je využívána analýza PFAS v mateřském mléku, či v krevním séru.

Bromované zpomalovače hoření a jejich deriváty (BFR)

Obecné informace

Zpomalovače hoření (retardéry hoření, samozhášecí přísady) jsou různorodou skupinou organických sloučenin bromu, které se užívají jako přísada do hořlavých materiálů (plasty, textilie, apod.) s cílem omezit či zpomalit jejich hoření a zlepšit jejich požární bezpečnost (ATSDR, 1998). Dále se užívají v elektronice a elektronických zařízeních, v podlahových krytinách, v bytových doplňcích, ad. (Covaci et al., 2006; Rahman et al., 2001).

Mezi nejznámější BFR patří polybromované difenylethery (PBDE), které mají 209 kongenerů založených na halogenaci fenylových kruhů (Mikula & Svobodova, 2006). Z dalších látek do této skupiny patří izomery hexabromcyklododekanu (HBCD), polybromované bifenoly (PBB) a bromované bisfenoly - např. tetrabrombisfenol A (TBBPA) (Birnbaum & Staskal, 2004).

Dříve byly PBDE nejpoužívanějšími zpomalovači hoření spolu s HBCD a TBBPA. V roce 2009 však byly komerční směsi penta-BDE a okta-BDE přidány na seznam Stockholmské úmluvy o perzistentních organických polutantech. V květnu 2013 byl přidán na tento seznam také HBCD za účelem regulace expozice (UNEP, 2016). Jako alternativa zpomalovačů hoření regulovaných legislativou jsou do použití zaváděny tzv. nové zpomalovače hoření. Významnými zástupci této skupiny jsou dekabromdiphenylethan (DBDPE) nebo bis(tribromfenoxy)ethan (BTBPE) (Covaci et al., 2011). U části těchto látek jsou dnes prokázány rovněž bioakumulativní, toxické a potenciálně karcinogenní účinky (EFSA, 2012).

Zdroje expozice

Mezi hlavní expoziční cesty řadíme inhalaci, ingesci prostřednictvím prachových částic a to zejména ve vnitřním prostředí (interiéry) a také přívod konzumací kontaminovaných potravin (ATSDR, 1998; Rahman et al., 2001).

Zdravotní význam

Nebezpečnost látek skupiny BFR je dána především jejich stabilitou a schopností bioakumulace. BFR se ukládají v těle, zejména ve tkáních a orgánech s vysokým obsahem tuků. Jejich koncentrace stoupá směrem k vrcholu potravního řetězce (UNEP, 2016).

PBDE patří do skupiny endokrinních disruptorů/modulátorů, negativně ovlivňujících hormonální rovnováhu organismu. Podle studií na zvířatech jsou i potenciálními neurotoxiny a karcinogeny (ATSDR, 1998; Rahman et al., 2001). HBCD se absorbuje v gastrointestinálním traktu a akumuluje se ve stejných tkáních a orgánech jako PBDE.

Komerční směs HBCD je spojována s neurobehaviorálními změnami a s neurotoxickými efekty, jako je snížená schopnost soustředění u dětí (UNEP, 2016). TBBPA může ovlivňovat hormony štítné žlázy a také neurologické a reprodukční funkce (EFSA, 2011).

Biologický monitoring

Obsah BFR v těle je možno sledovat analýzou krevního séra, či mateřského mléka (Domingo et al., 2008).

Výsledky analýz

Výsledky jsou prezentovány v tabulkách ve formě agregovaných dat pro jednotlivé oblasti i souhrnně pro celou populační skupinu. V případě zjištění koncentrace analytu v matrici pod limitem kvantifikace byla pro další hodnocení použita hodnota rovna 1/2 LOQ dané metody. U analytů, kde bylo více než 50 % vzorků pod LOQ, jsou výsledky komentovány pouze slovně.

K hodnocení a interpretaci výsledků je nutno přistupovat s vědomím nejistot ovlivňujících správnost a přesnost analytických výsledků, značných interindividuálních rozdílů typických pro výsledky biologického monitoringu a pravděpodobnostního charakteru zjištěných dat.

Látky anorganické povahy

Hladiny vybraných toxických a benefitních prvků v krvi a moči dospělých – dárců krve jsou uvedeny v tab. 6, 7 a 8. Výsledky jsou prezentovány formou deskriptivní statistiky. Koncentrace v moči jsou uvedeny jak na litr moče (tab. 7), tak v přepočtu na kreatinin (tab. 8). Podle doporučení WHO (WHO, 1996) byly hodnoceny pouze vzorky s hodnotou kreatininu 0,3 – 3,0 g/l (234 z 302 vzorků moče).

Pro některé toxické prvky jsou stanoveny Německou komisí pro biologický monitoring dvoustupňové zdravotně významné hodnoty odvozené z výsledků toxikologických a epidemiologických studií (HBC, 2015). Jsou definovány jako HBM I a HBM II (human biomonitoring values I a II), přičemž HBM I určují koncentraci dané látky ve vzorcích biologického materiálu, která, není-li překročena, nepředstavuje zdravotní riziko a nevyžaduje následné opatření. HBM II je pak definována jako koncentrace, jejíž překročení znamená zvýšené zdravotní riziko a vyžaduje intervenci a další opatření. Koncentrace pohybující se v rozsahu mezi HBM I a HBM II vyžadují zvýšenou pozornost a podrobnější sledování.

Tab. 3 Zdravotně významné hodnoty pro sledované toxické prvky v krvi a moči (HBC, 2015)

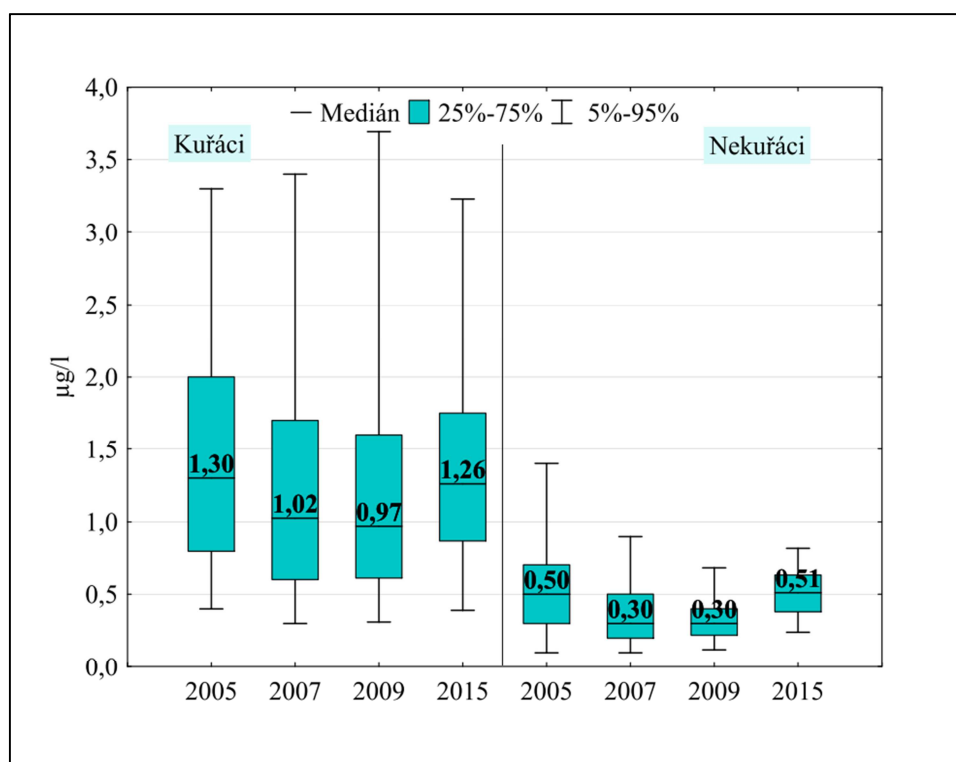
Analyt, matrice	Populace	HBM I	HBM II
Kadmium v moči	Děti a adolescenti; dospělí	0,5 µg/l; 1 µg/l	2 µg/l; 4 µg/l
Rtuť v moči	Děti i dospělí	7 µg/l (5 µg/g kreatininu)	25 µg/l (20 µg/g kreatininu)
Rtuť v krvi	Děti i dospělí	5 µg/l	15 µg/l

Kadmium

Obsah **kadmia** v krvi je ukazatelem současné aktuální expozice a je ovlivněn především kuřáctvím. Mediánová koncentrace kadmia v krvi kuřáků je statisticky významně vyšší než u nekuřáků (kuřáci: 1,26 $\mu\text{g/l}$, nekuřáci: 0,510 $\mu\text{g/l}$; $p < 0,001$), viz **obr. 1**. Vliv kuřáctví je u dospělé české populace monitoringem opakovaně potvrzován. U obou skupin dospělých došlo ve srovnání s výsledky z roku 2009 k mírnému, avšak statisticky významnému nárůstu koncentrace v krvi ($p < 0,001$).

Obsah kadmia v moči charakterizuje dlouhodobou zátěž a významně se zvyšuje s věkem ($p < 0,001$). Střední koncentrace kadmia v moči (medián) byla nižší, než hodnota získaná v předchozí etapě monitorování v roce 2009. Zdravotně významná mezní hodnota (BE) podle US EPA 2 $\mu\text{g/l}$ moči (Hays et al., 2008) byla překročena pouze u jedné osoby (2,43 $\mu\text{g/l}$).

Při porovnání lokalit byly významně nižší koncentrace kadmia v krvi zjištěny v Praze (medián 0,380 $\mu\text{g/l}$ krve), oproti ostatním lokalitám (0,599 – 0,632 $\mu\text{g/l}$ krve) ($p < 0,001$). Střední hodnoty kadmia v moči se ve sledovaných lokalitách pohybovaly od 0,185 do 0,235 $\mu\text{g/g}$ kreatininu (0,190 – 0,260 $\mu\text{g/l}$ moče) (tab. 7 a 8).

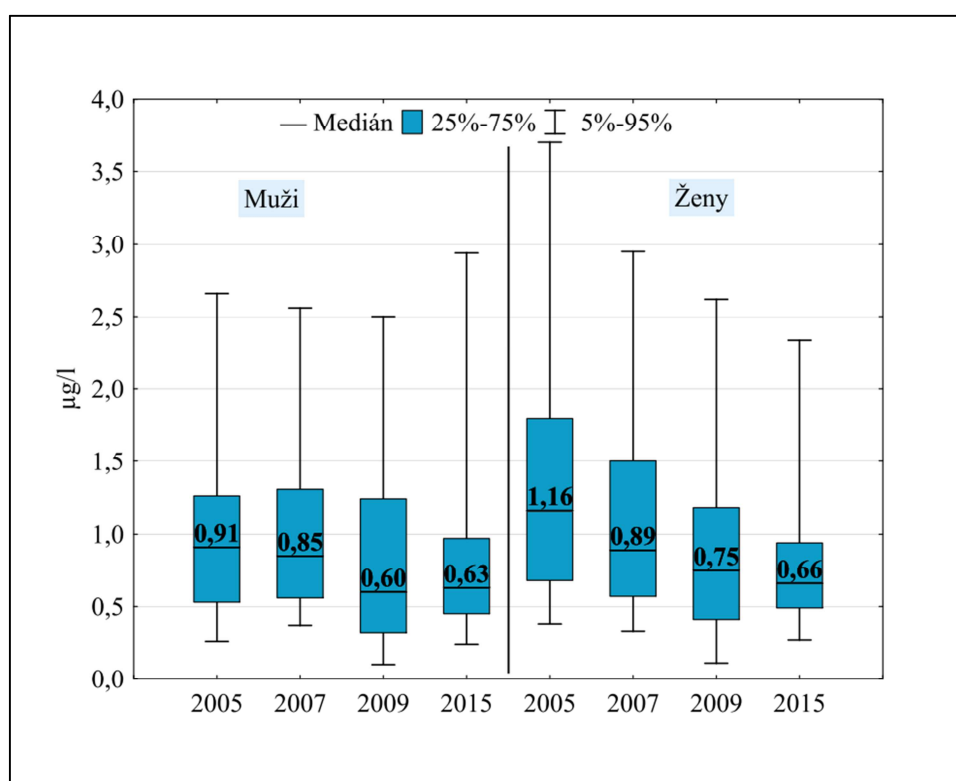


Obr. 1 Koncentrace kadmia v krvi dospělých (2005 - 2015)

Rtuť

Zjištěné koncentrace v krvi neukazují na zvýšenou zátěž české populace rtutí (**obr. 2**). Zdravotně významná mezní hodnota (HBM I) pro obsah rtuti v krvi dospělých osob 5 µg/l (HBC, 2015) byla překročena pouze u jedné osoby (5,51 µg/l). Překročení zdravotně významné mezní hodnoty (HBM I) v moči 5 µg/g kreatininu bylo zjištěno u 11 osob (4,7 %).

Obdobně jako v minulých letech byl potvrzen vliv konzumace mořských i sladkovodních ryb a mořských plodů na obsah rtuti v krvi. Konzumace rybího masa by však neměla být omezována, důležitý je výběr druhů s nižší kontaminací (např. treska, losos, sardinky). Opakovaně je pozorována pozitivní korelace ($p < 0,001$) mezi hladinou rtuti v moči a počtem amalgamových výplní.

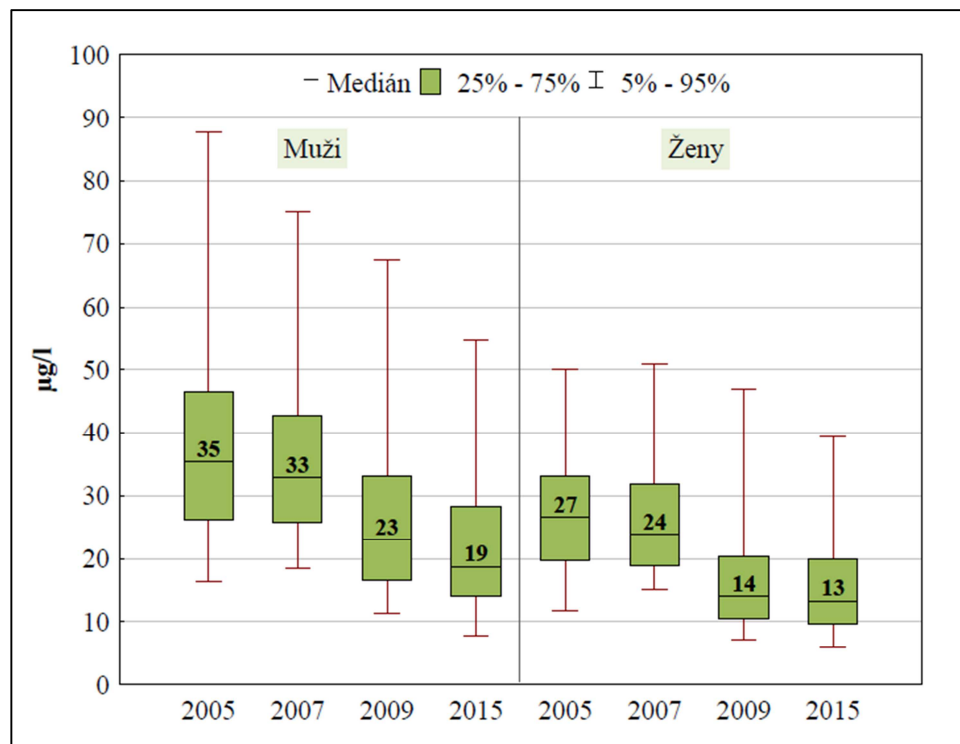


Obr. 2 Koncentrace rtuti v krvi dospělých (2005 - 2015)

Olovo

Obsah **olova** v krvi (plumbémie) dospělé české populace má od roku 2001 sestupný trend související se snižováním emisí olova do životního prostředí. Tento pokles pokračuje i v roce 2015 (**obr. 3**). Střední hodnota koncentrace (medián) olova v krvi činila u mužů 18,7 µg/l a u žen 13,3 µg/l. Monitoringem je opakovaně prokazován významně vyšší obsah olova u mužů

($p < 0,001$), uváděný i v zahraničních studiích (Bjermo et al., 2013). Obsah olova se také významně zvyšoval s věkem ($p < 0,001$). V jednotlivých lokalitách se hladiny pohybovaly od 15,5 $\mu\text{g/l}$ krve do 19,8 $\mu\text{g/l}$ krve, přičemž nejnižší hodnoty byly naměřeny v Praze a naopak nejvyšší v Liberci ($p < 0,001$) (tab. 6).



Obr. 3 Koncentrace olova v krvi dospělých (2005-2015)

Mangan

Pro mangan byl zjištěn medián koncentrace 17,3 $\mu\text{g/l}$ krve, což je hodnota vyšší v porovnání s minulými etapami monitoringu v letech 2002 a 2003 (6,60 $\mu\text{g/l}$ krve resp. 11,2 $\mu\text{g/l}$ krve). V jednotlivých lokalitách se hladiny manganu pohybovaly od 16,3 do 18,2 $\mu\text{g/l}$ krve (tab. 6).

Zinek

Střední koncentrace (medián) zinku v moči dospělé populace činila 316 $\mu\text{g/l}$ (286 $\mu\text{g/g}$ kreatininu). Tato hodnota byla ve srovnání s výsledky monitorování v roce 2009 mírně vyšší (279 $\mu\text{g/l}$; 263 $\mu\text{g/g}$ kreatininu). Zjištěný obsah zinku v moči dospělých je ve shodě s hodnotami kanadského biomonitoringu (Health Canada, 2013).

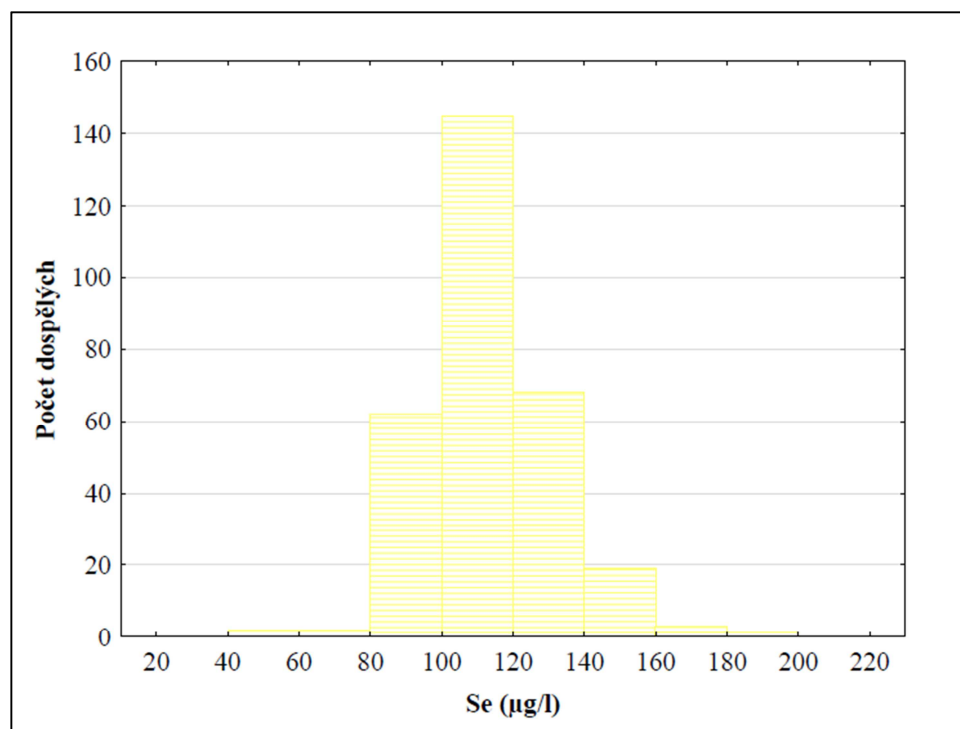
Selen

Střední koncentrace (medián) selenu v krvi činila 111 $\mu\text{g/l}$, což odpovídá hodnotám z minulých let monitorování. Jako referenční jsou uváděny koncentrace v rozmezí od 80 do 250

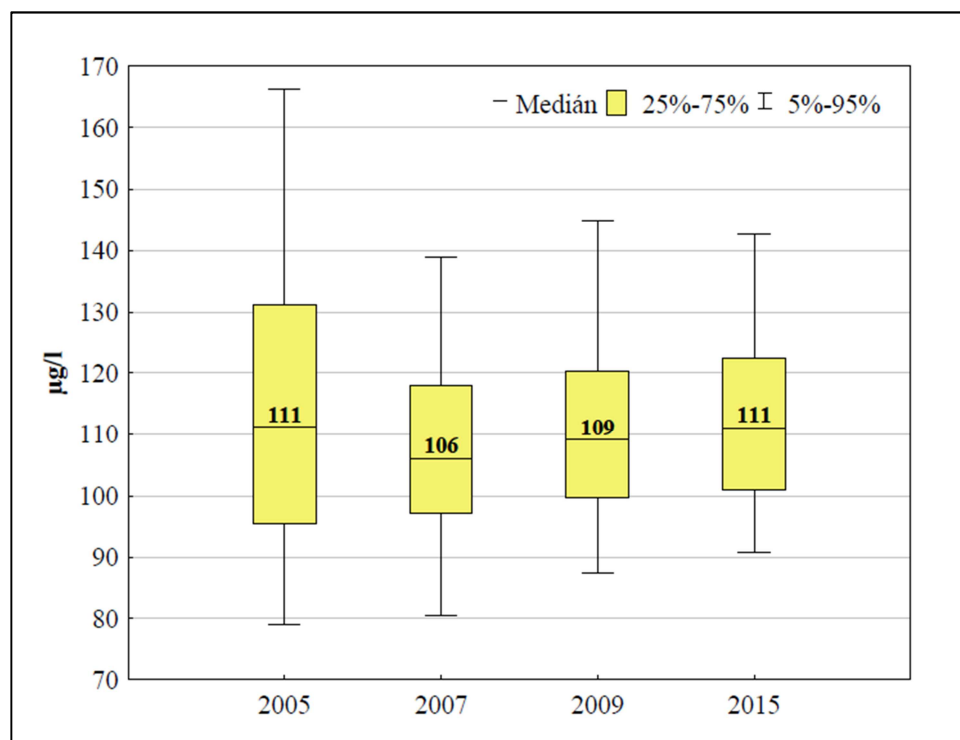
$\mu\text{g/l}$ krve (Koller & Exon, 1986; Thomson, 2004). Celkem 99 % dospělých mělo obsah selenu v krvi v tomto rozmezí. Hodnoty nižší než $80 \mu\text{g Se/l}$ krve jsou uváděny jako deficitní, přičemž pro těžký deficit selenu v krvi jsou stanoveny hodnoty nižší než $40 \mu\text{g/l}$ krve. U žádné z osob nebyla nalezena hodnota pro těžký deficit. Jen u dvou osob byla nalezena koncentrace selenu nižší než $60 \mu\text{g/l}$ krve. Naopak příznaky toxicity se u selenu projevují až od hodnot vyšších než $500 \mu\text{g/l}$ krve (Koller & Exon, 1986); ani u jedné z osob nebyla tato hodnota překročena (**obr. 4**).

Na obsah selenu v krvi měl významný pozitivní vliv příjem potravinových doplňků ($p < 0,05$), byla také prokázána pozitivní korelace selenu v krvi i v moči s konzumací mořských ryb ($p < 0,05$). Obsah selenu v moči se významně lišil mezi muži a ženami (muži: $22,1 \mu\text{g/l}$; ženy: $18,2 \mu\text{g/l}$, $p < 0,05$), a také ve sledovaných lokalitách ($p < 0,05$) (tab. 8 a 9).

Při srovnání s dostupnými doporučeními (Hays et al., 2014; IOM, 2000) je možné přívod selenu v populaci hodnotit jako dostatečné zásobení.



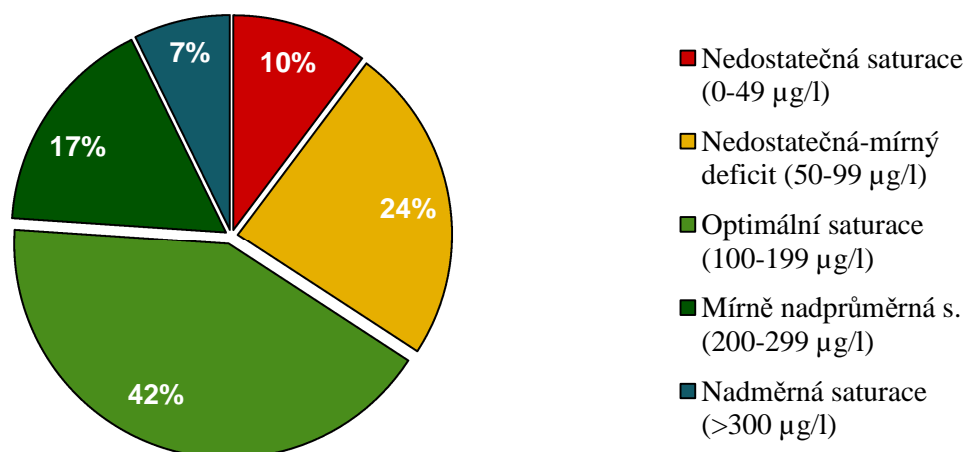
Obr. 4 Distribuce selenu v krvi dospělých (2015)



Obr. 5 Obsah selenu v krvi dospělých (2005-2015)

Jod

Podle Světové zdravotnické organizace (WHO, 2007) znamená medián koncentrace jódu v moči v rozpětí mezi 100 µg/l a 299 µg/l populaci bez jódového deficitu. Optimální obsah jódu v moči 100-199 µg/l podle WHO (2007) byl zjištěn u 42 % osob (98 z 234). Obsah jódu pod touto hladinou mělo 34 % osob; nedostatečný přívod (pod 50 µg/l) 10 % osob (24 z 234). Na **obr. 6** je znázorněna distribuce jodurie na základě kritérií WHO (WHO, 2007).



Obr. 6 Distribuce jodurie podle hodnocení WHO, 2015

Látky organické povahy sledované v krevním séru

Výsledné koncentrace organických látek v séru jsou uvedeny v tab. 9. V tabulce 11 jsou uvedeny látky, které byly z více než 50 % hodnot nad limitem kvantifikace (LOQ). Analyty, které byly z více než 50 % hodnot pod kvantifikačním limitem jsou uvedeny v tabulce 12.

Z celkového počtu 70 sledovaných analytů bylo 18 nad limitem kvantifikace (LOQ). Z dotazníkového šetření bylo zjištěno, že významný vliv na koncentraci vybraných organických látek má především věk, pohlaví a lokalita.

Polychlorované bifenyly (PCB)

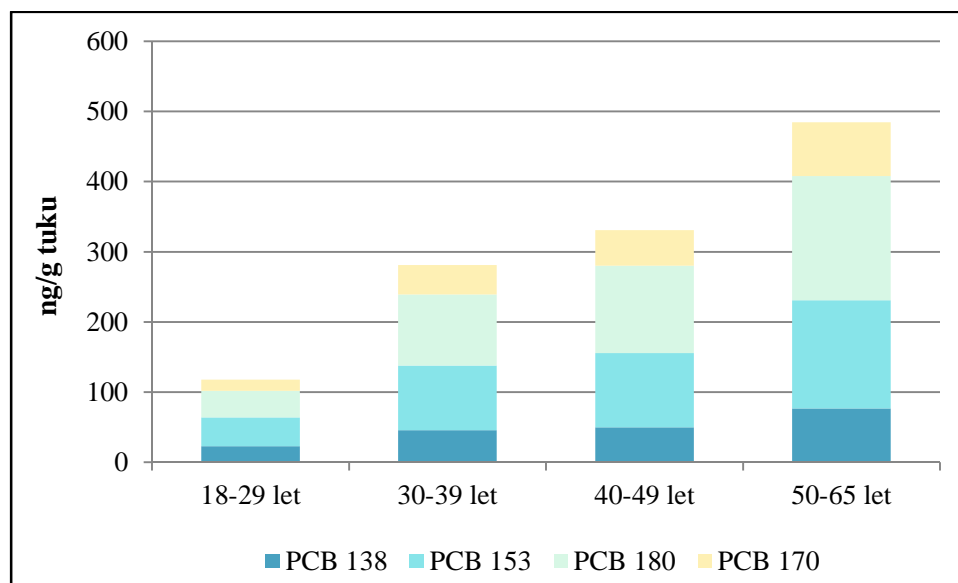
Indikátorové kongenery PCB jsou v séru monitorovány od roku 2005. Od r. 2015 došlo ke změně lokalit a opětovně byl zařazený Žďár nad Sázavou, který byl součástí v 1. etapě biologického monitoringu. Data získaná v r. 2015 jsou uvedena formou popisné statistiky v **tab. 9**.

Výsledky monitoringu obsahu PCB v séru potvrzují převahu vícechlorovaných kongenerů, zejména PCB (138, 153, 170 a 180) a jejich vzestup s věkem participantů ($p < 0,001$), viz. **obr. 7**. Medián dvojnásobku sumy PCB (138, 153 a 180) má ve sledovaných oblastech ve srovnání s výsledky zjištěnými v předchozích monitorovacích obdobích klesající trend s minimální hodnotou 406 ng/g tuku v roce 2015. Tento pokles může být však podpořený změnou ve sledovaných lokalitách, a to zejména v důsledku vyřazení Uherského Hradiště, které v předchozích letech reprezentovalo oblast s nejvyššími hodnotami PCB. Vývoj obsahu těchto kongenerů v séru mezi lety 2005 a 2015 ukazuje **obr 8**.

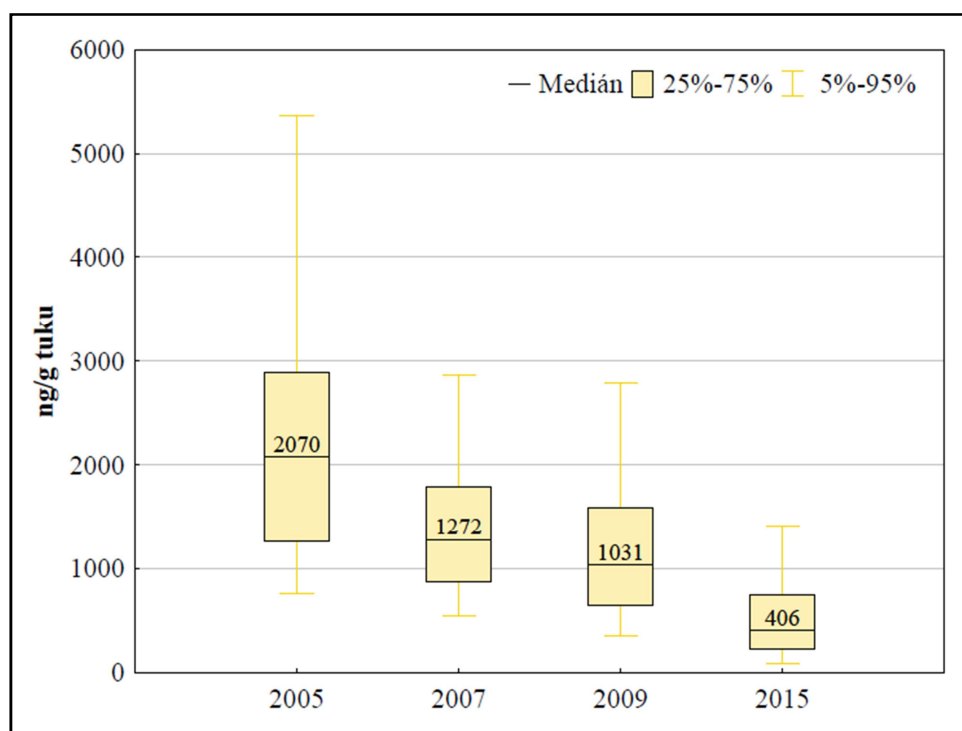
Při statistickém vyhodnocení byly zjištěny signifikantní rozdíly ($p < 0,05$) mezi lokalitami pro sumu PCB (118, 138, 153, 170, 180). Nejvyšší hodnoty byly detekovány v Ostravě (medián 666 ng/g tuku), naopak nejnižší hodnoty byly zjištěny ve Žďáru nad Sázavou (medián 299 ng/g tuku). Dále byl také pozorován statisticky signifikantní nárůst koncentrací PCB 138, PCB 153 a PCB 180 se vzrůstající konzumací sladkovodních ryb ($p < 0,020$).

Pro dvojnásobek sumy PCB (138, 153 a 180) jsou stanoveny Německou komisí pro biologický monitoring dvoustupňové zdravotně významné hodnoty odvozené z výsledků toxikologických a epidemiologických studií (HBC, 2015). Tyto hodnoty jsou 3,5 $\mu\text{g/L}$ (HBM I) a 7 $\mu\text{g/l}$ (HBM II). Zjištěné koncentrace dvojnásobku sumy PCB (138, 153 a 180) poukazují na zvýšenou zátěž české populace. Zdravotně významná mezní hodnota (HBM I)

byla překročena u 69 lidí (tj. 23 %). Překročení HBM II bylo zjištěno v 39 případech (tj. 13 %).



Obr. 7 Hodnoty obsahu PCB (medián) v jednotlivých věkových skupinách v roce 2015



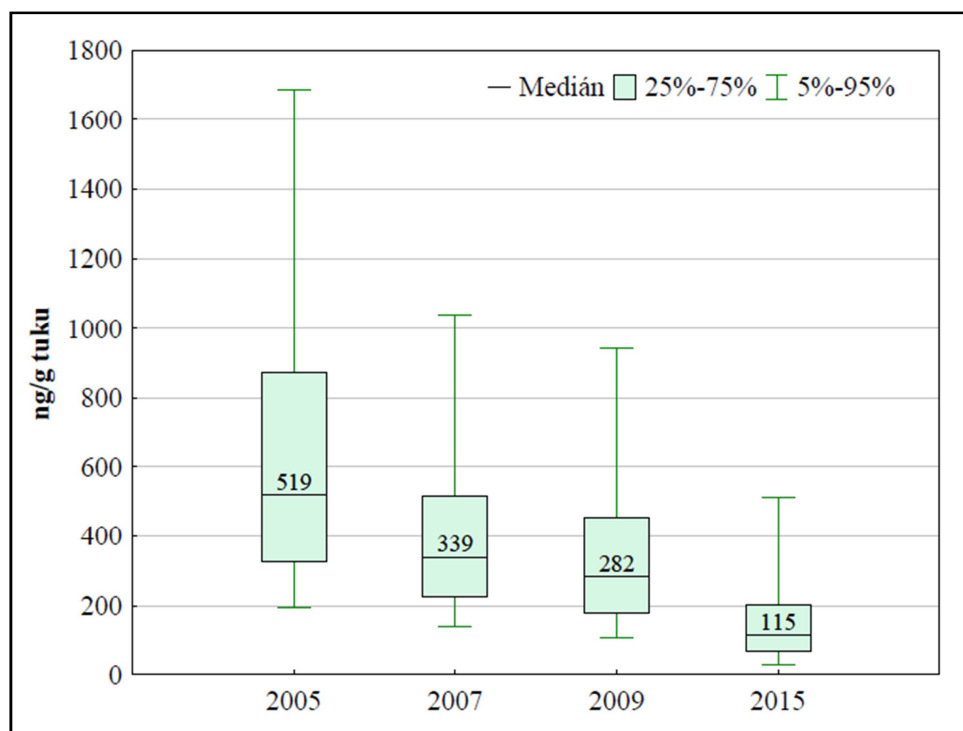
Obr. 8 PCB v krevním séru, dvojnásobek sumy PCB (138,153,180), medián koncentrace (2005-2015)

Organochlorované pesticidy (OCP)

Koncentrace výše uvedených zástupců organochlorovaných pesticidů byly od roku 2005 monitorovány ve vzorcích séra od dárců krve. Data získaná analýzou vzorků odebraných v r. 2015 jsou uvedena formou popisné statistiky v tabulce 9.

Obsah DDT, vyjádřený jako suma metabolitů DDT (s převahou hlavního metabolitu p,p'-DDE), potvrzuje i v roce 2015 sestupný trend (**obr. 9**), navazující na postupně klesající zátěž dokumentovanou již od konce 80. let 20. století a opakovaně potvrzovanou v předchozích letech biomonitoringu. V roce 2015 činila koncentrace sumy DDT a jeho metabolitů (medián) v séru 115,0 ng/g tuku. Pro sumu DDT byl potvrzen signifikantní rozdíl mezi lokalitami ($p < 0,001$). Nejvyšší koncentrace byly detekovány ve Žďáru nad Sázavou (medián 169 ng/g tuku), naopak významně nižší koncentrace byly zjištěny v Liberci (medián 73,4 ng/g tuku). Na základě statistického vyhodnocení byl také prokázán signifikantní nárůst koncentrací sumy DDT se vzrůstajícím BMI ($p = 0,025$) a s vyšší četností konzumace masa a drůbeže ($p = 0,015$).

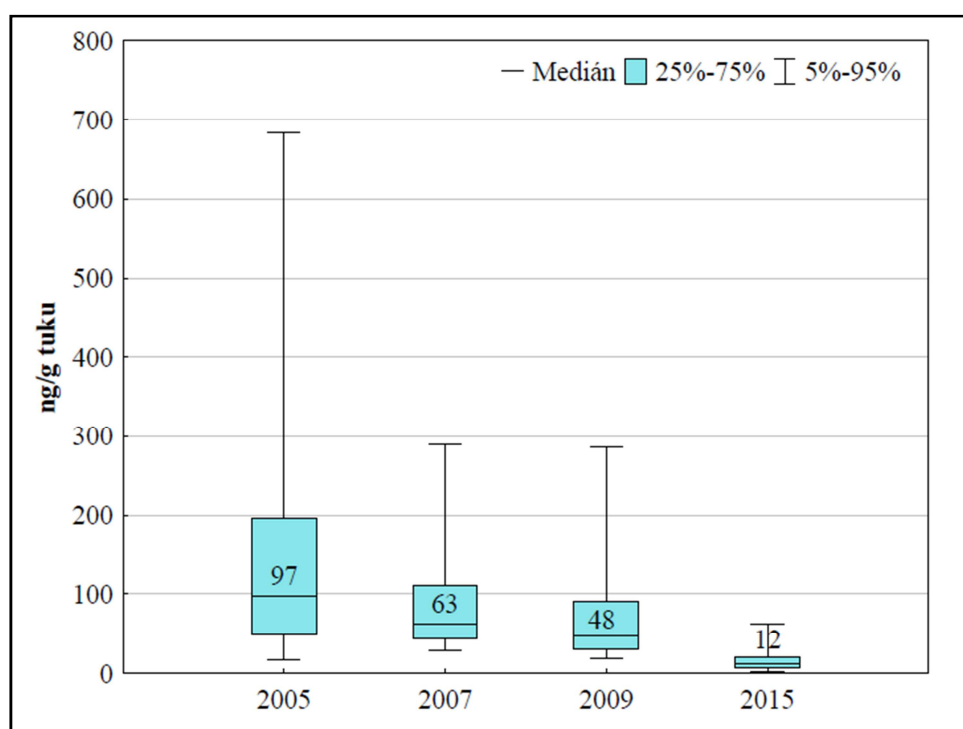
Mezní hodnota, tzv. biologický ekvivalent (BE) pro sumu DDT, činí 30 000 ng/g tuku (Kirman et al., 2011); maximální zjištěná koncentrace v séru (101 ng/g tuku) se nachází pod touto hranicí s dostatečnou rezervou.



Obr. 9 Medián koncentrace sumy DDT v krevním séru (2005 - 2015)

Také zjištěný obsah HCB v séru v roce 2015 (medián koncentrace 11,6 ng/g tuku) odpovídá pozvolnému poklesu pozorovanému v průběhu let monitorování (**obr. 10**). Při porovnání lokalit byly významně vyšší koncentrace HCB ($p < 0,001$) zjištěny v Praze (medián 21,1 ng/g tuku), naopak nejnižší koncentrace byly detekovány v Liberci (medián 8,41 ng/g tuku). U mužů byla zjištěna významně nižší koncentrace oproti ženám (medián: 11,0 ng/g tuku vs. 14,0 ng/g tuku; $p < 0,05$).

Mezní hodnota, tzv. biologický ekvivalent (BE) pro HCB, činí 340 ng/g tuku (Aylward et al., 2010); tato hodnota byla překročena pouze u dvou osob a to hodnotami (352 a 803 ng/g tuku).



Obr. 10 Medián koncentrace HCB v krevním séru (2005 - 2015)

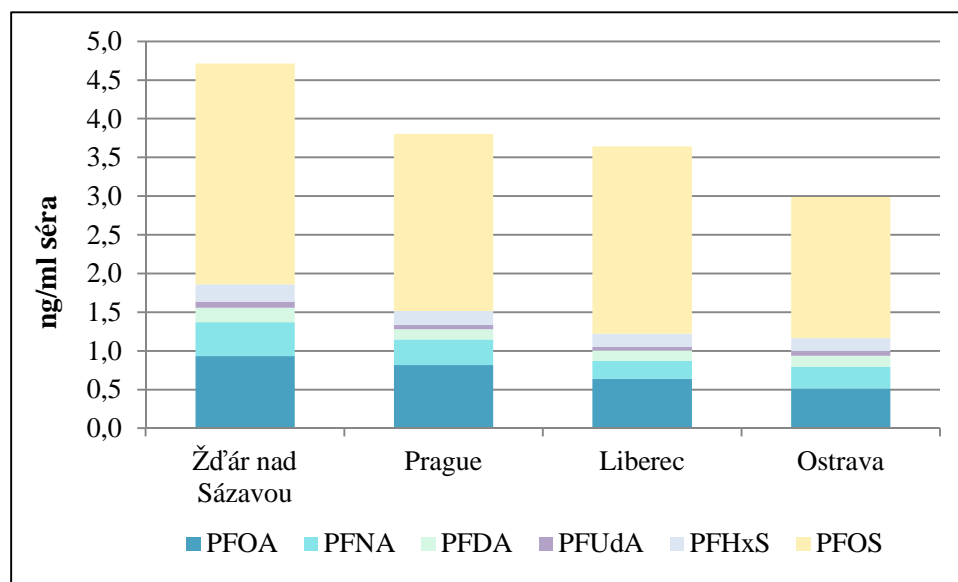
Dalšími OCP nad LOQ byly α -HCH (medián 2,40 ng/g tuku) a β -HCH (medián 2,26 ng/g tuku). Při statistickém vyhodnocení byla zjištěna závislost obsahu β -HCH na věku a vzdělání – signifikantní nárůst koncentrací s věkem ($p < 0,001$) a signifikantní pokles se vzrůstajícím vzděláním ($p = 0,021$). Významný vliv na obsah β -HCH má také četnost konzumace masa a drůbeže.

Perfluorované sloučeniny a jejich deriváty (PFAS)

V roce 2015 bylo analyzováno celkem 19 zástupců perfluorovaných sloučenin. Sledovány byly perfluoroalkylkarboxylové kyseliny s délkou řetězce C4-C14, perfluoroalkylsulfonáty (C4, C6 a C10) a perfluoroalkylsulfonamidy (C8).

Ve všech vzorcích séra byly nad LOQ zjištěny následující analyty: kyselina perfluoroktanová (**PFOA**), kyselina perfluoro-n-dekanová (**PFDA**), perfluorohexansulfonát (**PFHxS**) a perfluorooktansulfonát (**PFOS**). Obsah překračující LOQ ve více než 50 % vzorcích séra byl zjištěný také u kyseliny perfluorononanové (**PFNA**: 99,7 %) a kyseliny perfluorundekanové (**PFUdA**: 96,0 %) (tab. 10). Obsah ostatních sledovaných zástupců PFAS se pohyboval pod limitem kvantifikace a to v rozmezí 52,7-100 % pro perfluoroalkylkarboxylové kyseliny a v rozmezí 80-100 % pro perfluoroalkylsulfonáty.

Při statistickém vyhodnocení byly zjištěny signifikantní rozdíly mezi lokalitami a všemi PFAS ($p < 0,05$), přičemž nejvyšší koncentrace byly detekovány ve Žďáru nad Sázavou. Vliv vzdělání byl prokázán u obsahu PFOA, kdy dochází ke statisticky významnému nárůstu koncentrací spolu se zvyšující se úrovní vzdělání sledovaných osob ($p = 0,008$). Dále bylo zjištěno, že muži mají nepatrně nižší (medián 0,73 ng/ml), ale statisticky signifikantní obsah PFOA v séru ve srovnání s ženami (medián 0,80 ng/ml). Z hlediska věku byly pozorovány statisticky signifikantní rozdíly pro PFOA ($p = 0,005$) a PFHxS ($p = 0,029$).



Obr. 11 Obsah PFAS v krevním séru v jednotlivých lokalitách (2015)

Bromované zpomalovače hoření a jejich deriváty (BFR)

V roce 2015 nebyl žádný z 16 kongenerů PBDE zjištěný nad LOQ ve více než 9 % vzorků séra (tab. 12). Z tohoto důvodu nelze výsledky statisticky vyhodnotit.

Nejčteněji detekované kongenery byly BDE 47 (nad LOQ 8,7 % vzorků, rozmezí hodnot <LOQ – 5,44 ng/g tuku), BDE 153 (nad LOQ 7,3 % vzorků, rozmezí hodnot <LOQ – 6,44 ng/g tuku), BDE 209 (nad LOQ 7,0 % vzorků, rozmezí hodnot <LOQ – 2693 ng/g tuku) a BDE 99 (nad LOQ 6,0 % vzorků, rozmezí hodnot <LOQ – 9,46 ng/g tuku).

Mezní hodnota, tzv. biologický ekvivalent (BE) pro kongener BDE 99, činí 520 ng/g tuku (Krishnan et al., 2011), přičemž maximální zjištěná koncentrace v séru se nachází pod touto hranicí s dostatečnou rezervou. Měřitelné hodnoty ostatních kongenerů se v jednotlivých případech pohybovaly do 3 %.

Komerčně vyráběné produkty obsahují směs α -, β - a γ - izomerů HBCD, které se relativně snadno uvolňují z výrobků do prostředí. Nálezy těchto tří izomerů ve vzorcích séra byly kromě 1 vzorku pod limitem kvantifikace.

Obsah tetrabrombisfenolu A (TBBPA) byl nad LOQ (0,333 ng/ml) zjištěn pouze u 2 z 300 vzorků (tj. 0,7 %).

Jako alternativa zpomalovačů hoření regulovaných legislativou jsou do použití zaváděny tzv. nové zpomalovače hoření. Významnými zástupci této skupiny jsou dekabromdifenylethan (DBDPE) nebo bis(tribromfenoxy)ethan (BTBPE). U části těchto látek jsou dnes prokázány rovněž bioakumulativní, toxické a potenciálně karcinogenní účinky. U devíti analyzovaných nových zpomalovačů hoření byla z celkového počtu 300 vzorků séra nalezena koncentrace přesahující limit kvantifikace v 5 případech.

Závěr

Předložená zpráva sumarizuje výsledky Subsystému 5 – Biologický monitoring za rok 2015.

Výsledky biologického monitoringu z roku 2015 navazují na dosud poslední sledování těchto látek u dárců krve z roku 2009. Jsou velmi důležité z hlediska doplnění časových řad a také k zjištění aktuálního stavu zátěže těmito látkami u dospělé populace. Nově byly zařazeny do biologického monitoringu také perfluorované sloučeniny (PFAS) a bromované zpomalovače hoření (BFR).

Ve vzorcích plné krve a moče byly analyzovány vybrané toxické kovy (kadmium, olovo, rtuť) a esenciální stopové prvky (jod, mangan, selen, zinek). Výše uvedené toxické kovy navazují převážně na sestupný trend pozorovaný v průběhu sledování. Výjimku tvoří kadmium v krvi, u kterého byl v roce 2015 zaznamenán mírný nárůst koncentrací, jelikož se však jedná o ukazatel zejména současné expozice, mohl být tento nárůst způsobený faktory, jako je vyšší míra kouření u jednotlivců před samotným odběrem vzorků. Obsah jodu v moči u dárců krve poukazuje na nedostatečnou saturaci české populace, optimální hladiny mělo ve sledované skupině pouze 42 % osob, je tedy nutné dále sledovat vývoj a podporovat optimální saturaci populace. Obsah selenu v krvi je u 99 % populace v normálním rozmezí a navazuje na hodnoty z roku 2009. Obsah zinku v moči byl v roce 2015 mírně vyšší oproti roku 2009, je však ve shodě se zahraničním monitoringem.

Zatímco sledování hladin polychlorovaných bifenylnů (PCB) a organochlorovaných pesticidů (OCP) probíhá v rámci biomonitoringu již od roku 1994, informace o zátěži běžné populace PFAS a BFR jsou v Česku dosud značně omezené. PCB i OCP potvrzují v séru klesající trend; v roce 2015 byly zjištěny historicky nejnižší koncentrace těchto látek. Obdobné výsledky vykazuje také jejich sledování v mateřském mléku (viz. Odborná zpráva 2014). V životním prostředí jsou PFAS hojně detekované, což potvrzuje také monitoring těchto látek v séru české populace. Oproti tomu bromované zpomalovače hoření nepředstavovaly v roce 2015 významnou zátěž, vzhledem k jejich nízkému výskytu u dospělé populace.

Bibliografie

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (1998). Toxicological Profile for Polybrominated Biphenyls. *Department of Health and Human Services, Public Health Service.*
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (1999). Toxicological Profile for Mercury. *Department of Health and Human Services, Public Health Service.*
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2002a). Toxicological Profile for DDT, DDE, and DDD. *Department of Health and Human Services, Public Health Service.*
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2002b). Toxicological Profile for Zinc. *Department of Health and Human Services, Public Health Service.*
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2003). Toxicological Profile for Selenium. *Department of Health and Human Services, Public Health Service.*
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2007). Toxicological Profile for Lead. *Department of Health and Human Services, Public Health Service.*
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2012a). Toxicological Profile for Cadmium. *Department of Health and Human Services, Public Health Service.*
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2012b). Toxicological Profile for Manganese. *Department of Health and Human Services, Public Health Service.*
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2014). Toxicological Profile for Polychlorinated Biphenyls. *Department of Health and Human Services, Public Health Service.*
- Ali, N., Mehdi, T., Malik, R. N., Eqani, S. A. M. A. S., Kamal, A., Dirtu, A. C., ... Covaci, A. (2014). Levels and profile of several classes of organic contaminants in matched indoor dust and serum samples from occupational settings of Pakistan. *Environmental Pollution, 193*, 269–276. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.07.009>
- Alimonti, A., Bocca, B., Mannella, E., Petrucci, F., Zennaro, F., Cotichini, R., ... Forte, G. (2005). Assessment of reference values for selected elements in a healthy urban population. *Annali dell'Istituto Superiore Di Sanita, 41*(2), 181–187.
- Amodio, E., Turci, R., Massenti, M. F., Di Gaudio, F., Minoia, C., Vitale, F., ... Calamusa, G. (2012). Serum concentrations of persistent organic pollutants (POPs) in the inhabitants of a Sicilian city. *Chemosphere, 89*(8), 970–974. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.06.054>
- Aylward, L. L., Hays, S. M., Gagné, M., Nong, A., & Krishnan, K. (2010). Biomonitoring equivalents for hexachlorobenzene. *Regulatory Toxicology and Pharmacology, 58*(1), 25–32. <http://doi.org/10.1016/j.yrtph.2010.06.003>
- Azandjeme, C. S., Delisle, H., Fayomi, B., Ayotte, P., Djrolo, F., Houinato, D., & Bouchard, M. (2014). High serum organochlorine pesticide concentrations in diabetics of a cotton producing area of the Benin Republic (West Africa). *Environment International, 69*, 1–8. <http://doi.org/10.1016/j.envint.2014.04.002>
- Birnbaum, L. S., & Staskal, D. F. (2004). Brominated flame retardants: Cause for concern? *Environmental Health Perspectives, 112*(1), 9–17. <http://doi.org/10.1289/ehp.6559>
- Bjeremo, H., Sand, S., Nälsén, C., Lundh, T., Enghardt Barbieri, H., Pearson, M., ... Darnerud,

- P. O. (2013). Lead, mercury, and cadmium in blood and their relation to diet among Swedish adults. *Food and Chemical Toxicology*, 57, 161–169. <http://doi.org/10.1016/j.fct.2013.03.024>
- Bocca, B., Madeddu, R., Asara, Y., Tolu, P., Marchal, J. A., & Forte, G. (2011). Assessment of reference ranges for blood Cu, Mn, Se and Zn in a selected Italian population. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 25(1), 19–26. <http://doi.org/10.1016/j.jtemb.2010.12.004>
- Botella, B., Crespo, J., Rivas, A., Cerrillo, I., Olea-Serrano, M. F., & Olea, N. (2004). Exposure of women to organochlorine pesticides in Southern Spain. *Environmental Research*, 96(1), 34–40. <http://doi.org/10.1016/j.envres.2003.10.001>
- Calafat, A. M., Wong, L. Y., Kuklenyik, Z., Reidy, J. A., & Needham, L. L. (2007). Polyfluoroalkyl chemicals in the U.S. population: Data from the national health and nutrition examination survey (NHANES) 2003–2004 and comparisons with NHANES 1999–2000. *Environmental Health Perspectives*, 115(11), 1596–1602. <http://doi.org/10.1289/ehp.10598>
- Caldwell, K. L., Makhmudov, A., Ely, E., Jones, R. L., & Wang, R. Y. (2011). Iodine status of the U.S. population, National Health and Nutrition Examination Survey, 2005–2006 and 2007–2008. *Thyroid: Official Journal of the American Thyroid Association*, 21(4), 419–27. <http://doi.org/10.1089/thy.2010.0077>
- Carlioni, D. (2009). Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) Production and Use: Past and Current Evidence. *Report for UNIDO*.
- Casas, M., Chevrier, C., Hond, E. Den, Fernandez, M. F., Pierik, F., Philippat, C., ... Vrijheid, M. (2013). Exposure to brominated flame retardants, perfluorinated compounds, phthalates and phenols in European birth cohorts: ENRIECO evaluation, first human biomonitoring results, and recommendations. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 216(3), 230–42. <http://doi.org/10.1016/j.ijheh.2012.05.009>
- Castaño, A., Cutanda, F., Esteban, M., Pärt, P., Navarro, C., Gómez, S., ... Posada, M. (2015). Fish consumption patterns and hair mercury levels in children and their mothers in 17 EU countries. *Environmental Research*, 141, 58–68. <http://doi.org/10.1016/j.envres.2014.10.029>
- Castaño, A., Sánchez-Rodríguez, J. E., Cañas, A., Esteban, M., Navarro, C., Rodríguez-García, A. C., ... Jiménez-Guerrero, J. A. (2012). Mercury, lead and cadmium levels in the urine of 170 Spanish adults: A pilot human biomonitoring study. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 215(2), 191–195. <http://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.09.001>
- Covaci, A., Gerecke, A., Law, R. J., Voorspoels, S., Kohler, M., Heeb, N. V., ... Boer, J. D. E. (2006). Hexabromocyclododecanes (HBCDs) in the Environment and Humans: A Review. *Environmental Science & Technology*, 40(12), 3679–3688.
- Covaci, A., Harrad, S., Abdallah, M. A.-E., Ali, N., Law, R. J., Herzke, D., & de Wit, C. A. (2011). Novel brominated flame retardants: a review of their analysis, environmental fate and behaviour. *Environment International*, 37(2), 532–56. <http://doi.org/10.1016/j.envint.2010.11.007>
- Domingo, J. L., Martí-Cid, R., Castell, V., & Llobet, J. M. (2008). Human exposure to PBDEs through the diet in Catalonia, Spain: Temporal trend. A review of recent

- literature on dietary PBDE intake. *Toxicology*, 248(1), 25–32. <http://doi.org/10.1016/j.tox.2008.03.006>
- Environmental Protection Agency (EPA). (2015). DDT: A Brief History and Status. Retrieved August 8, 2016, from <https://www.epa.gov/ingredients-used-pesticide-products/ddt-brief-history-and-status>
- European Food Safety Authority. (2008). Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts - Scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain. *EFSA Journal*, 653, 1–131. <http://doi.org/10.2903/j.efsa.2008.653>
- European Food Safety Authority. (2011). Scientific Opinion on Tetrabromobisphenol A (TBBPA) and its derivatives in food. *EFSA Journal*, 9(12), 1–61. <http://doi.org/10.2903/j.efsa.2011.2477>.
- European Food Safety Authority. (2012). EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM); Scientific Opinion on Emerging and Novel Brominated Flame Retardants (BFRs) in Food. *EFSA Journal*, 10(10), 125. <http://doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2908>.
- Fitzgerald, E. F., Hwang, S. A., Langguth, K., Cayo, M., Yang, B. Z., Bush, B., ... Lauzon, T. (2004). Fish consumption and other environmental exposures and their associations with serum PCB concentrations among Mohawk women at Akwesasne. *Environmental Research*, 94(2), 160–170. [http://doi.org/10.1016/S0013-9351\(03\)00133-6](http://doi.org/10.1016/S0013-9351(03)00133-6)
- Fromme, H., Tittlemier, S. A., Völkel, W., Wilhelm, M., & Twardella, D. (2009). Perfluorinated compounds - Exposure assessment for the general population in western countries. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 212(3), 239–270. <http://doi.org/10.1016/j.ijheh.2008.04.007>
- Giesy, J. P., & Kannan, K. (2001). Global distribution of perfluorooctane sulfonate in wildlife. *Environmental Science and Technology*, 35(7), 1339–1342. <http://doi.org/10.1021/es001834k>
- Goldhaber, S. B. (2003). Trace element risk assessment: Essentiality vs. toxicity. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 38(2), 232–242. [http://doi.org/10.1016/S0273-2300\(02\)00020-X](http://doi.org/10.1016/S0273-2300(02)00020-X)
- Hájková, K.; Tomaniová, M.; Hajšlová, J. (2005). Perfluorované perzistentní kontaminanty v potravních řetězcích. Retrieved August 8, 2016, from <http://www.phyotosanitary.org/projekty/2004/vvf-10-04.pdf>
- Hays, S. M., Macey, K., Nong, A., & Aylward, L. L. (2014). Biomonitoring Equivalents for selenium. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 70(1), 333–339. <http://doi.org/10.1016/j.yrtph.2014.07.017>
- Hays, S. M., Nordberg, M., Yager, J. W., & Aylward, L. L. (2008). Biomonitoring Equivalents (BE) dossier for cadmium (Cd) (CAS No. 7440-43-9). *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 51(3 SUPPL.). <http://doi.org/10.1016/j.yrtph.2008.05.008>
- Health Canada. (2013). *Second report on Human biomonitoring of environmental Chemicals in Canada - Results of Canadian Health Measures Survey Cycle 2 (2009-2011)* (Vol. 2).
- Heitland, P., & Köster, H. D. (2006). Biomonitoring of 30 trace elements in urine of children and adults by ICP-MS. *Clinica Chimica Acta*, 365(1-2), 310–318. <http://doi.org/10.1016/j.cca.2005.09.013>

- Hetzel, B. S. (2012). The Role of the ICCIDD in the Global Program for the Elimination of Brain Damage Due to Iodine Deficiency. *Comprehensive Handbook of Iodine*, 21(January), 722–729. <http://doi.org/10.1016/B978-0-12-374135-6.00074-1>
- Holoubek, I., Čupr, P., Bláha, K., Bláha, L., & Demnerová, K. (2006). Národní implementační plán Stockholmské úmluvy o perzistentních organických polutantech. Retrieved from <http://www.recetox.muni.cz/nc/res/file/nip-sc-2006.pdf>
- Holoubek, I., Kočan, A., Holoubková, I., & Kohoutek, J. (2001). Persistentní organické polutanty. *Planeta, Praha: Ministerstvo Životního Prostředí, TOCOEN REPORT No. 199; Brno, Červen 2001*, 9(2), 12.
- Huetos, O., Bartolomé, M., Aragonés, N., Cervantes-Amat, M., Esteban, M., Ruiz-Moraga, M., ... Castaño, A. (2014). Serum PCB levels in a representative sample of the Spanish adult population: the BIOAMBIENT.ES project. *The Science of the Total Environment*, 493, 834–44. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.077>
- Human Biomonitoring Commission. (2015). Human-Biomonitoring(HBM) values for blood and/or urine. Retrieved from http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/bilder/dateien/tabelle_hbm-werte_engl.pdf
- Chen, A., Kim, S. S., Chung, E., & Dietrich, K. N. (2013). Thyroid hormones in relation to lead, mercury, and cadmium exposure in the national health and nutrition examination survey, 2007-2008. *Environmental Health Perspectives*, 121(2), 181–186. <http://doi.org/10.1289/ehp.1205239>
- IARC (International Agency for Research on Cancer). (2016). Retrieved August 8, 2016, from <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/>
- IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. (2012). Arsenic, metals, fibres, and dusts. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans / World Health Organization, International Agency for Research on Cancer*, 100(Pt C), 11–465.
- IOM (Institute of Medicine). (2000). *Dietary reference intakes for vitamin C, vitamin E, selenium, and carotenoids*.
- Kang, J. H., Park, H., Chang, Y. S., & Choi, J. W. (2008). Distribution of organochlorine pesticides (OCPs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in human serum from urban areas in Korea. *Chemosphere*, 73(10), 1625–1631. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.07.087>
- Kirman, C. R., Aylward, L. L., Hays, S. M., Krishnan, K., & Nong, A. (2011). Biomonitoring Equivalents for DDT/DDE. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 60(2), 189–199. <http://doi.org/10.1016/j.yrtph.2011.03.014>
- Koh, E. S., Kim, S. J., Yoon, H. E., Chung, J. H., Chung, S., Park, C. W., ... Shin, S. J. (2014). Association of blood manganese level with diabetes and renal dysfunction: a cross-sectional study of the Korean general population. *BMC Endocrine Disorders*, 14(1), 24. <http://doi.org/10.1186/1472-6823-14-24>
- Koller, L. D., & Exon, J. H. (1986). The two faces of selenium-deficiency and toxicity--are similar in animals and man. *Canadian Journal of Veterinary Research = Revue Canadienne de Recherche Veterinaire*, 50, 297–306.
- Krishnan, K., Adamou, T., Aylward, L. L., Hays, S. M., Kirman, C. R., & Nong, A. (2011).

- Biomonitoring Equivalents for 2,2',4,4',5-pentabromodiphenylether (PBDE-99). *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 60(2), 165–171. <http://doi.org/10.1016/j.yrtph.2011.03.011>
- Kvíčala, J., Zamrazil, V., & Jiránek, V. (1999). Characterization of selenium status of inhabitants in the region Usti nad Orlici, Czech Republic by INAA of blood serum and hair and fluorimetric analysis of urine. *Biological Trace Element Research*, 71-72, 31–39. <http://doi.org/10.1007/BF02784188>
- Lankova, D., Lacina, O., Pulkrabova, J., & Hajslova, J. (2013). The determination of perfluoroalkyl substances, brominated flame retardants and their metabolites in human breast milk and infant formula. *Talanta*, 117(October 2012), 318–325. <http://doi.org/10.1016/j.talanta.2013.08.040>
- Li, Y. F., & Macdonald, R. W. (2005). Sources and pathways of selected organochlorine pesticides to the Arctic and the effect of pathway divergence on HCH trends in biota: A review. *Science of the Total Environment*, 342(1-3), 87–106. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.12.027>
- López, R., Goñi, F., Etxandia, A., & Millán, E. (2007). Determination of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in human serum using headspace solid-phase microextraction and gas chromatography-electron capture detection. *Journal of Chromatography B: Analytical Technologies in the Biomedical and Life Sciences*, 846(1-2), 298–305. <http://doi.org/10.1016/j.jchromb.2006.09.009>
- Marklund, S. L., Westman, N. G., Lundgren, E., & Roos, G. (1982). Copper- and zinc-containing superoxide dismutase, manganese-containing superoxide dismutase, catalase, and glutathione peroxidase in normal and neoplastic human cell lines and normal human tissues. *Cancer Research*, 42(5), 1955–1961.
- Mikula, P., & Svobodova, Z. (2006). Brominated flame retardants in the environment: Their sources and effects (a review). *Acta Veterinaria Brno*, 75(4), 587–599. <http://doi.org/10.2754/avb200675040587>
- Navarro-Alarcon, M., & Cabrera-Vique, C. (2008). Selenium in food and the human body: A review. *Science of the Total Environment*, 400(1-3), 115–141. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.024>
- Pirard, C., Koppen, G., De Cremer, K., Van Overmeire, I., Govarts, E., Dewolf, M. C., ... Charlier, C. (2014). Hair mercury and urinary cadmium levels in Belgian children and their mothers within the framework of the COPHES/DEMOCOPHES projects. *Science of the Total Environment*, 472, 730–740. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.028>
- Rahman, F., Langford, K. H., Scrimshaw, M. D., & Lester, J. N. (2001). Polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants. *Science of The Total Environment*, 275(1-3), 1–17. [http://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00852-X](http://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00852-X)
- Ritter, L., Solomon, K.R., Forget, J. (1995). WHO. PERSISTENT ORGANIC POLLUTANTS - An Assessment Report on: DDT-Aldrin-Dieldrin-Endrin-Chlordane Heptachlor-Hexachlorobenzene Mirex-Toxaphene Polychlorinated Biphenyls Dioxins and Furans, 43 pp. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.09.039>
- Ruprich et al. (2011). Mangan, CZVP SZÚ , 2011, 1–3.
- Ruprich et al. (2015a). Jód. *Zpráva MZSO, Projekt IV, Rok 2014, CZVP SZÚ*, 1–3.
- Ruprich et al. (2015b). Selen. *Zpráva MZSO, Projekt IV, Rok 2014, CZVP SZÚ*, 1–3.

- Satarug, S., & Moore, M. R. (2004). Adverse health effects of chronic exposure to low-level cadmium in foodstuffs and cigarette smoke. *Environmental Health Perspectives*, 112(10), 1099–1103. <http://doi.org/10.1289/ehp.6751>
- Thomas, G. O., Wilkinson, M., Hodson, S., & Jones, K. C. (2006). Organohalogen chemicals in human blood from the United Kingdom. *Environmental Pollution*, 141(1), 30–41. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.08.027>
- Thomson, C. D., Smith, T. E., Butler, K. A., Packer, M. A. (1996). An evaluation of urinary measures of iodine and selenium status. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 10(4), 214–222.
- Thomson, C. D. (2004). Assessment of requirements for selenium and adequacy of selenium status: a review. *European Journal of Clinical Nutrition*, 58(3), 391–402. <http://doi.org/10.1038/sj.ejcn.1601800>
- Tsuji, J. S., Williams, P. R. D., Edwards, M. R., Allamneni, K. P., Kelsh, M. A., Paustenbach, D. J., & Sheehan, P. J. (2003). Evaluation of mercury in urine as an indicator of exposure to low levels of mercury vapor. *Environmental Health Perspectives*, 111(4), 623–630. <http://doi.org/10.1289/ehp.5717>
- Umweltbundesamt. (2012). Human-Biomonitoring (HBM) Werte für Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Blut. <http://doi.org/10.1007/s00103-012-1522-3>
- UNEP. (2016). Stockholm Convention on persistent organic pollutants (POPs). Retrieved August 8, 2016, from <http://chm.pops.int>
- WHO. (1996). Biological Monitoring of Chemical Exposure in the Workplace. Vol 1. Geneva:World Health Organization. *Biological Monitoring of Chemical Exposure in the Workplace*.
- WHO. (2003). Zinc in Drinking-water. *World Health Organization, Geneva, 1996*, 2(2), 1–6. <http://doi.org/10.1038/ki.2011.410>
- WHO. (2007). Assessment of the iodine deficiency disorders and monitoring their elimination. *WHO, Geneva*, 1–107.
- Zamrazil, V., & Čeřovská, J. (2014). Jod a štítná žláza. Optimální příjem jodu a poruchy z jeho nedostatku, 49.
- Zimmermann, M. B., Jooste, P. L., & Pandav, C. S. (2008). Iodine-deficiency disorders. *The Lancet*, 372(9645), 1251–1262. [http://doi.org/10.1016/S0140-6736\(08\)61005-3](http://doi.org/10.1016/S0140-6736(08)61005-3)

Seznam tabulek

Tab. 1 Limity kvantifikace (LOQ)	9
Tab. 2 Kritéria hodnocení přívodu jodu podle obsahu jodu v moči (jodurie).....	13
Tab. 3 Zdravotně významné hodnoty pro sledované toxické prvky v krvi a moči	22
Tab. 4 Základní charakteristika sledovaného souboru	44
Tab. 5 Způsob života a expozice	45
Tab. 6 Koncentrace kovů a esenciální prvků v krvi	46
Tab. 7 Koncentrace kovů a esenciální prvků v moči	47
Tab. 8 Koncentrace kovů a esenciální prvků v moči.....	48
Tab. 9 Koncentrace organochlorovaných pesticidů a polychlorovaných bifenyly v séru.....	49
Tab. 10 Koncentrace perfluorovaných sloučenin v séru	51
Tab. 11 Limity kvantifikace (LOQ) u analytů s > 50 % hodnot nad LOQ	52
Tab. 12 Analyty s > 50 % hodnot pod LOQ.....	53
Tab. 13 Výsledky celkového cholesterolu (triacylglycerolu) u dárců krve, 2015.....	54
Tab. 14 Srovnání hodnot kovů v krvi s vybranou zahraniční literaturou	55
Tab. 15 Srovnání hodnot kovů v moči s vybranou zahraniční literaturou	55
Tab. 16 Srovnání hodnot PCB v séru s vybranou zahraniční literaturou	56
Tab. 17 Srovnání hodnot OCP v séru s vybranou zahraniční literaturou	56
Tab. 18 Srovnání hodnot PFAS v séru s vybranou zahraniční literaturou	56

Seznam obrázků

Obr. 1 Koncentrace kadmia v krvi dospělých (2005 - 2015)	23
Obr. 2 Koncentrace rtuti v krvi dospělých (2005 - 2015)	24
Obr. 3 Koncentrace olova v krvi dospělých (2005-2015)	25
Obr. 4 Distribuce selenu v krvi dospělých (2015).....	26
Obr. 5 Obsah selenu v krvi dospělých (2005-2015).....	27
Obr. 6 Distribuce jodurie podle hodnocení WHO, 2015.....	27
Obr. 7 Hodnoty obsahu PCB (medián) v jednotlivých věkových skupinách v roce 2015.....	29
Obr. 8 PCB v krevním séru, dvojnásobek sumy PCB (138,153,180)	29
Obr. 9 Medián koncentrace sumy DDT v krevním séru (2005 - 2015)	30
Obr. 10 Medián koncentrace HCB v krevním séru (2005 - 2015)	31
Obr. 11 Obsah PFAS v krevním séru v jednotlivých lokalitách (2015).....	32

Seznam zkratek

ATSDR	Americká agentura pro toxické látky a registr nemocí
BFR	Bromované zpomalovače hoření
BMI	Body mass index
Br-PFOS	Větvený (Br, branched) izomer PFOS
BTBPE	1,2-bis(2,4,6-tribrom-fenoxy)ethan
BE	Biomonitoringové ekvivalenty
Cd	Kadmium
DBDPE	dekabromodiphenyletan
DDD	1,1-Dichloro-2,2-bis(p-chlorophenyl)ethane
DDE	1,1'-Dichloroethenylidene(bis(4-chlorobenzene))
DDT	1,1,1-Trichloro-2,2-bis(4-chlorophenyl)ethane
DL-PCB	Dioxin-like PCB
EFSA	Evropský úřad pro bezpečnost potravin
EI	Mód elektronové ionizace
EPA	Agentura pro ochranu životního prostředí
ESI-	Mód negativní ionizace elektrosprejem
GC	Kapilární plynová chromatografie
HBB	Hexabrombenzen
HBCD	Hexabromcyklododekan
H _{max}	Maximální hodnota
H _{min}	Minimální hodnota
HCH	Hexachlorecyklohexan
HCB	Hexachlorbenzen
Hg	Rtuť
I	Jod
IARC	Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny
ICP-MS	Hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem
ICCIDD	Mezinárodní rada pro kontrolu poruch z nedostatku jodu
IQ	Intelligenční kvocient
X _{0.25}	25 % kvantil, dolní kvartil
X _{0.75}	75 % kvantil, horní kvartil
X _{0.95}	95 % kvantil
LOQ	Limit kvantifikace
L-PFOS	Lineární (L) izomer PFOS
Me	Medián
Mn	Mangan
MS/MS	Tandemový hmotnostní spektrometr
N	Počet vzorků
NCI	Negativní chemická ionizace
OCP	Chlorované pesticidy
Pb	Olovo
PBB	Polybromované bifenyly
PBDE	Polybromované difenyletery

PBT	Pentabromtoluen
PCB	Polychlorované bifenoly
PFAS	Perfluorované sloučeniny
PFOA	Perfluoroktanová kyselina
PFOS	Perfluorooktansulfonát
QuEChERS	Rychlý, jednoduchý, cenově dostupný, efektivní, robustní a bezpečný postup
Se	Selen
SOP	Standardní operační protokol
SPE	Extrakce na tuhou fázi
SZÚ	Státní zdravotní ústav
TBBPA	Tetrabrombisfenol A
TDI	Tolerovatelný denní příjem
UHPLC	Vysokoúčinná kapalinová chromatografie
VŠCHT	Vysoká škola chemicko-technologická
WHO	Světová zdravotnická organizace
X_g	Geometrický průměr
Zn	Zinek

Přílohy

Tab. 4 Základní charakteristika sledovaného souboru

		Praha	Liberec	Ostrava	Žďár nad Sázavou	Celkem
Počet osob						
Moč	N	59	48	66	61	234
	%	25,2	20,5	28,2	26,1	100
Krev	N	76	75	76	75	302
	%	25,2	24,8	25,2	24,8	100
Sérum	N	76	73	76	75	300
	%	25,3	24,3	25,3	25,0	100
Věk						
Moč	Průměrný věk	38,9	41,4	43,2	40,9	41,1
	Rozmezí	24-61	22-61	19-64	18-63	18-64
Krev	Průměrný věk	38,6	41,7	42,9	39,9	40,0
	Rozmezí	24-61	22-61	19-64	18-63	18-64
Sérum	Průměrný věk	38,6	41,7	42,9	39,9	40,8
	Rozmezí	24-61	22-61	19-64	18-63	18-64
Nejvyšší dosažené vzdělání (počet)						
Moč	ZŠ + SŠ bez maturity	9	8	20	25	62
	SŠ s maturitou	18	24	29	26	97
	VŠ	32	15	17	10	74
Krev	ZŠ + SŠ bez maturity	11	14	21	29	75
	SŠ s maturitou	23	35	36	32	126
	VŠ	42	25	19	14	100
Sérum	ZŠ + SŠ bez maturity	11	13	21	29	74
	SŠ s maturitou	23	34	36	32	125
	VŠ	42	25	19	14	100
Výška a hmotnost						
Moč	průměr (cm)	175	174	177	178	176
	průměr (kg)	76,7	80,2	86,0	87,3	82,8
Krev	průměr (cm)	174	173	176	177	175
	průměr (kg)	76,3	77,9	85,1	85,5	81,2
Sérum	průměr (cm)	174	173	176	177	175
	průměr (kg)	76,3	78,2	85,1	85,5	81,3
Pobyt ve sledované lokalitě						
Moč	průměr (v celých rocích)	28,6	30,6	37,6	37,9	40,0
	Rozmezí (roky)	3-61	3-61	3-59	10-62	3-62
Krev	průměr (v celých rocích)	27,0	29,8	38,0	37,5	33,1
	Rozmezí (roky)	3-61	3-61	3-59	10-62	3-62
Sérum	průměr (v celých rocích)	27,0	29,5	38,0	37,5	33,0
	Rozmezí (roky)	3-61	3-61	3-59	10-62	3-62

Tab. 5 Způsob života a expozice

	Praha	Liberec	Ostrava	Žďár nad Sázavou	Celkem
Počet aktivních kuřáků					
Moč	11	7	13	14	45
Krev	15	10	14	16	55
Sérum	15	9	14	16	54
Počet osob, vystavených tabákovému kouři ("tzv. pasivní kouření")					
Moč	6	6	5	7	24
Krev	7	7	5	8	27
Sérum	7	6	5	8	26
Počet bývalých kuřáků					
Moč	11	11	8	9	39
Krev	13	17	9	11	50
Sérum	13	17	9	11	50

Tab. 6 Koncentrace kovů a esenciálních prvků v krvi [$\mu\text{g/l}$], 2015

	Pb	Cd	Hg	Se	Mn
Celkem					
N			302		
X_g	17,2	0,567	0,689	111	17,2
Me	16,4	0,544	0,645	111	17,3
X_{0,25}	11,7	0,390	0,470	101	15,4
X_{0,75}	24,0	0,710	0,940	122	19,5
X_{0,95}	48,7	1,69	2,50	143	24,3
H_{min}	3,90	0,160	0,120	44,6	7,10
H_{max}	178	4,07	5,51	194	28
Praha					
N			76		
X_g	14,5	0,430	0,704	115	17,6
Me	15,5	0,380	0,650	114	17,5
X_{0,25}	9,35	0,290	0,485	104	15,7
X_{0,75}	21,2	0,530	0,935	131	20,4
X_{0,95}	34,9	1,69	2,54	144	24,7
H_{min}	3,9	0,170	0,180	44,6	7,10
H_{max}	63,6	2,41	4,97	155	28,0
Liberec					
N			75		
X_g	21,3	0,631	0,686	110	18,4
Me	19,8	0,625	0,650	111	18,3
X_{0,25}	13,6	0,520	0,470	98,8	16,6
X_{0,75}	31,0	0,760	0,930	122	20,4
X_{0,95}	64,4	1,22	2,50	133	26,2
H_{min}	6,70	0,260	0,120	78	10,2
H_{max}	178	1,44	3,82	165	27,6
Ostrava					
N			76		
X_g	16,1	0,599	0,755	114	16,3
Me	16,5	0,575	0,685	112	16,3
X_{0,25}	10,5	0,455	0,520	104	14,5
X_{0,75}	21,6	0,685	0,935	129	18,8
X_{0,95}	47,8	1,49	2,94	147	24,8
H_{min}	4,70	0,160	0,170	54,5	9,60
H_{max}	65,3	3,37	5,51	167	25,9
Žďár nad Sázavou					
N			75		
X_g	17,9	0,632	0,625	107	16,7
Me	16,4	0,520	0,590	107	16,8
X_{0,25}	12,4	0,430	0,380	97,2	15,0
X_{0,75}	25,0	0,800	1,080	115	18,6
X_{0,95}	52,2	2,64	1,75	132	21,5
H_{min}	4,30	0,210	0,160	66,2	12,5
H_{max}	75,6	4,07	3,70	194	25,0

Tab. 7 Koncentrace kovů a esenciálních prvků v moči [$\mu\text{g/l}$], 2015

	Cd	Hg	I	Se	Zn
Celkem					
N			234		
X_g	0,219	0,963	126	20,6	289
Me	0,235	0,910	129	20,7	316
X_{0.25}	0,120	0,450	85,4	14,0	164
X_{0.75}	0,390	1,89	193	32,1	193
X_{0.95}	0,740	6,34	324	45,5	858
H_{min}	0,0250	0,150	9,50	3,40	34,2
H_{max}	2,43	13,2	711	135	1535
Praha					
N			59		
X_g	0,177	0,714	112	17,2	255
Me	0,190	0,700	110	17,6	260
X_{0.25}	0,100	0,430	83,6	11,2	129
X_{0.75}	0,330	1,49	160	26,3	445
X_{0.95}	0,680	5,16	333	41,4	856
H_{min}	0,0250	0,150	32,0	5,80	49,5
H_{max}	0,740	12,3	711	44,5	1044
Liberec					
N			48		
X_g	0,257	1,12	127	20,0	311
Me	0,240	1,23	128	22,3	349
X_{0.25}	0,150	0,450	92,1	14,6	222
X_{0.75}	0,450	1,97	176	27,4	463
X_{0.95}	0,940	4,92	289	41,7	966
H_{min}	0,060	0,150	33,2	4,40	34,2
H_{max}	1,90	13,2	408	62,6	1180
Ostrava					
N			66		
X_g	0,220	0,923	129	26,2	254
Me	0,220	0,775	123	33,0	248
X_{0.25}	0,130	0,450	76,5	14,7	148
X_{0.75}	0,420	1,75	177	40,2	464
X_{0.95}	0,840	6,21	396	61,0	675
H_{min}	0,0250	0,150	32,2	7,30	57,5
H_{max}	1,96	11,7	691	135	1322
Žďár nad Sázavou					
N			61		
X_g	0,234	1,19	138	19,5	357
Me	0,260	1,13	152	21,1	384
X_{0.25}	0,130	0,560	95,7	14,0	239
X_{0.75}	0,370	2,41	213	27,8	496
X_{0.95}	0,570	7,40	322	36,2	906
H_{min}	0,0250	0,150	9,50	3,40	58,3
H_{max}	2,43	11,5	376	42,9	1535

Tab. 8 Koncentrace kovů a esenciálních prvků v moči [$\mu\text{g/g}$ kreatininu], 2015

	Cd	Hg	I	Se	Zn
Celkem					
N			234		
X_g	0,211	0,929	122	19,9	280
Me	0,214	0,908	116	19,9	286
X_{0.25}	0,138	0,515	92,1	15,7	209
X_{0.75}	0,315	1,76	158	24,7	386
X_{0.95}	0,613	4,67	235	34,5	604
H_{min}	0,05	0,064	31,6	3,53	27,7
H_{max}	1,45	13,2	941	52,7	143
Praha					
N			59		
X_g	0,186	0,751	118	18,1	268
Me	0,185	0,768	116	17,7	280
X_{0.25}	0,132	0,407	89,8	15,2	204
X_{0.75}	0,288	1,41	148	21,1	367
X_{0.95}	0,405	5,07	250	28,8	591
H_{min}	0,0495	0,642	37,3	12,1	62,9
H_{max}	0,593	12,6	941	33,3	643
Liberec					
N			48		
X_g	0,239	1,05	118	18,7	291
Me	0,242	0,961	116	18,6	298
X_{0.25}	0,155	0,544	89,4	16,2	219
X_{0.75}	0,356	2,39	162	23,5	424
X_{0.95}	0,827	6,46	237	29,0	687
H_{min}	0,060	0,070	43,0	3,53	27,7
H_{max}	0,88	9,05	261	29,5	803
Ostrava					
N			66		
X_g	0,232	0,976	136	27,7	268
Me	0,235	1,01	117	26,2	267
X_{0.25}	0,139	0,633	100	23,6	198
X_{0.75}	0,332	1,62	173	32,0	384
X_{0.95}	0,873	4,97	292	47,5	569
H_{min}	0,052	0,0723	64,3	18,3	92,6
H_{max}	1,45	7,91	691	52,7	1413
Žďár nad Sázavou					
N			61		
X_g	0,195	1,19	114	16,1	295
Me	0,192	1,13	113	15,5	290
X_{0.25}	0,130	0,440	83,3	13,4	224
X_{0.75}	0,281	1,89	155	19,2	394
X_{0.95}	0,710	5,15	212	25,2	677
H_{min}	0,0775	0,0794	31,6	9,81	85,6
H_{max}	0,925	13,2	222	29,3	883

Tab. 9 Koncentrace organochlorovaných pesticidů a polychlorovaných bifenylů v séru [ng/g tuku], 2015

	HCB	α-HCH	β-HCH	p,p'-DDE	p,p'-DDD	p,p'-DDT	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 170	PCB 180
Celkem											
N	300										
X_g	12,1	2,33	2,16	101	1,87	5,81	2,61	34,0	71,6	29,3	76,5
Me	11,6	2,40	2,26	103	1,53	6,68	2,89	36,0	79,4	35,5	86,8
X_{0,25}	6,28	1,53	1,20	56,6	0,409	3,33	1,54	17,7	40,5	15,4	41,7
X_{0,75}	20,3	3,76	4,14	187	6,58	10,8	5,20	73,0	143	67,3	153
X_{0,95}	62,8	7,76	10,7	453	41,3	22,0	11,0	140	269	130	301
H_{min}	0,390	0,197	0,263	0,347	0,197	0,394	0,197	0,197	0,394	0,394	0,394
H_{max}	803	19,2	106	1606	165	101	23,7	235	537	367	887
Praha											
N	76										
X_g	20,8	2,50	1,80	114	1,78	6,14	1,67	31,3	66,5	19,9	65,4
Me	21,1	2,95	2,07	150	0,583	8,93	2,03	40,4	82,6	34,5	85,9
X_{0,25}	13,5	1,52	0,524	75,4	0,391	4,63	0,449	19,1	38,2	13,2	35,7
X_{0,75}	31,1	4,66	3,87	212	7,02	14,1	4,99	84,8	168	76,4	178
X_{0,95}	110	10,3	9,02	427	102	22,4	11,8	153	272	119	277
H_{min}	0,652	0,197	0,263	0,347	0,197	0,394	0,197	0,197	0,394	0,394	0,394
H_{max}	352	19,2	48,7	857	165	28,8	19,2	186	357	141	337
Liberec											
N	73										
X_g	8,92	3,05	1,98	70,5	1,98	4,13	3,56	29,3	70,9	32,4	84,2
Me	8,41	3,02	1,66	59,9	0,552	3,52	3,15	26,7	64,1	34,6	93,0
X_{0,25}	4,19	2,17	1,12	39,3	0,395	2,54	1,97	16,5	43,0	15,5	50,3
X_{0,75}	15,4	4,91	2,98	107	8,24	6,06	5,80	52,3	112	59,2	139
X_{0,95}	84,3	8,89	9,10	395	41,6	23,1	13,9	121	245	130	305
H_{min}	1,73	0,359	0,391	18,6	0,266	0,761	0,858	5,32	13,5	3,41	12,6
H_{max}	188	11,6	106	1606	124	84,5	23,7	183	379	200	457

Ostrava											
N						76					
X_g	9,90	2,06	2,26	91,5	1,42	5,51	3,16	55,3	99,9	45,8	107
Me	9,36	2,12	2,26	96,1	1,23	5,45	3,66	69,0	125	59,0	129
X_{0,25}	5,44	1,44	1,31	49,9	0,392	3,91	2,04	32,6	59,4	32,4	66,0
X_{0,75}	14,0	3,07	3,86	178	3,1	9,0	5,59	108	187	89,1	218
X_{0,95}	57,6	4,22	15,2	453	22,8	15,6	11,1	158	295	154	397
H_{min}	2,90	0,339	0,291	11,3	0,287	0,680	0,349	5,97	7,45	0,819	4,08
H_{max}	194	14,5	35,5	709	91,6	41,6	15,0	236	428	242	673
Žďár nad Sázavou											
N						75					
X_g	11,6	1,90	2,70	143	2,44	8,08	2,48	26,1	55,7	24,9	58,5
Me	13,1	1,92	2,71	157	2,55	8,60	2,50	32,1	61,8	26,3	62,4
X_{0,25}	6,55	1,45	1,48	71,0	0,546	5,74	1,41	12,8	29,7	11,8	30,3
X_{0,75}	18,9	2,57	5,13	232	6,50	12,5	3,78	46,1	92,9	47,8	99,3
X_{0,95}	47,4	4,08	9,53	706	23,7	34,2	7,63	84,2	180	102	244
H_{min}	0,390	0,373	0,306	24,4	0,293	0,747	0,365	5,63	12,8	3,54	7,33
H_{max}	803	10,5	20,8	1422	59,8	101	13,2	211	537	367	887

Tab. 10 Koncentrace perfluorovaných sloučenin v séru [ng/ml], 2015

	PFOA	PFNA	PFDA	PFUdA	PFHxS	Br-PFOS	L-PFOS
Celkem							
N	300						
X_g	0,716	0,300	0,141	0,055	0,171	0,852	1,37
Me	0,756	0,325	0,145	0,058	0,184	0,890	1,48
X_{0,25}	0,439	0,195	0,088	0,033	0,108	0,551	0,812
X_{0,75}	1,18	0,480	0,209	0,093	0,296	1,53	2,15
X_{0,95}	3,18	0,916	0,468	0,189	0,544	3,94	4,53
H_{min}	0,003	0,007	0,013	0,007	0,008	0,002	0,005
H_{max}	8,97	6,55	1,81	0,417	1,39	20,5	33,3
Praha							
N	76						
X_g	0,944	0,343	0,139	0,046	0,181	1,08	1,32
Me	0,817	0,330	0,132	0,050	0,173	1,07	1,36
X_{0,25}	0,538	0,227	0,084	0,029	0,118	0,677	0,776
X_{0,75}	1,39	0,444	0,199	0,071	0,285	1,66	2,12
X_{0,95}	4,56	1,20	0,474	0,150	0,537	3,11	3,45
H_{min}	0,081	0,095	0,038	0,007	0,043	0,209	0,172
H_{max}	8,97	6,55	1,81	0,417	0,698	5,09	33,3
Liberec							
N	73						
X_g	0,583	0,221	0,117	0,040	0,152	1,08	1,45
Me	0,639	0,233	0,135	0,048	0,168	0,916	1,44
X_{0,25}	0,375	0,143	0,075	0,025	0,096	0,537	0,817
X_{0,75}	1,05	0,376	0,184	0,063	0,219	1,97	2,23
X_{0,95}	1,95	0,713	0,474	0,161	0,680	9,00	8,39
H_{min}	0,054	0,022	0,038	0,007	0,008	0,061	0,106
H_{max}	4,36	1,15	1,81	0,22	1,39	20,5	30,6
Ostrava							
N	76						
X_g	0,525	0,236	0,129	0,063	0,138	0,435	0,994
Me	0,515	0,283	0,138	0,063	0,167	0,512	1,14
X_{0,25}	0,207	0,110	0,076	0,040	0,054	0,166	0,569
X_{0,75}	1,28	0,432	0,209	0,0970	0,356	1,14	1,81
X_{0,95}	3,49	1,23	0,403	0,193	0,570	1,84	3,41
H_{min}	0,028	0,007	0,013	0,007	0,011	0,024	0,048
H_{max}	6,60	2,69	1,37	0,296	0,894	4,74	4,53
Žďár nad Sázavou							
N	75						
X_g	0,906	0,448	0,186	0,077	0,224	1,05	1,85
Me	0,934	0,436	0,189	0,075	0,115	1,02	1,73
X_{0,25}	0,658	0,316	0,126	0,047	0,163	0,721	1,33
X_{0,75}	1,19	0,594	0,252	0,113	0,282	1,57	2,61
X_{0,95}	1,64	0,975	0,480	0,232	0,521	2,42	4,52
H_{min}	0,348	0,136	0,057	0,018	0,084	0,320	0,569
H_{max}	4,56	5,03	0,797	0,353	1,210	5,59	16,0

Tab 11 Limity kvantifikace (LOQ) u analytů s > 50 % hodnot nad LOQ

Analyt	Název	LOQ
Organochlorované pesticidy [ng/ml séra]		
HCB	Hexachlorobenzen	0,005
α-HCH	1,2,3,4,5,6-Hexachlorocyklohexan (alfa)	0,005
β-HCH	1,2,3,4,5,6-Hexachlorocyklohexan (beta)	0,005
p,p'-DDE	1,1'-Dichloroethenyliden(bis(4-chlorobenzen)	0,005
p,p'-DDD	1,1-Dichloro-2,2-bis(p-chlorofenyl)etan	0,005
p,p'-DDT	1,1,1-Trichloro-2,2-bis(4-chlorofenyl)etan	0,010
Polychlorované bifenyly [ng/ml séra]		
PCB 118	2,3',4,4',5' – pentachlorobifenyl	0,005
PCB 138	2,2',3,4,4',5' – hexachlorobifenyl	0,005
PCB 153	2,2',4,4',5,5' – hexachlorobifenyl	0,010
PCB 170	2,2',3,4,4',5,5' – heptachlorobifenyl	0,010
PCB 180	2,2',3,3',4,4',5' – heptachlorobifenyl	0,010
Perfluorované sloučeniny a jejich deriváty [ng/ml séra]		
PFOA	Perfluoroktanová kyselina	0,013
PFNA	Perfluornonanová kyselina	0,013
PFDA	Perfluordekanová kyselina	0,013
PFUdA	Perfluoro- <i>n</i> -undekoanová kyselina	0,013
PFHxS	Perfluorhexansulfonát	0,006
Br-PFOS	Větvený (Br, branched) izomer PFOS	0,004
L-PFOS	Lineární (L, linear) izomer PFOS	0,005
Kovy [µg/l]		
Pb	Olovo	(0,18)*
Cd	Kadmium	0,05 (0,06)*
Hg	Rtuť	0,3 (0,35)*
Se	Selen	1,5 (2,4)*
Mn	Mangan	(3,0)*
I	Jod	1,0 *
Zn	Zinek	0,6 *

*Hodnota LOQ při analýzách moči (krve)

Tab. 12 Analyty s > 50 % hodnot pod LOQ

Analyt	Název	Hodnota a LOQ	Počet vzorků <LOQ	% vzorků pod LOQ
Organochlorované pesticidy [ng/ml séra]				
o,p'-DDT	1-chloro-2-(2,2,2-trichloro-1-[(4-chlorofenyl)ety]benzen	0,010	264	88,0
o,p'-DDE	1-chloro-2-(2,2-dichloro-1-(4-chlorofenyl) etenylbenzen	0,005	262	87,3
o,p'-DDD	2-2-chlorofenyl)-2-(4-chlorofenyl)-1,1-dichloroetan	0,005	187	62,3
γ-HCH	1,2,3,4,5,6-hexachlorocyklohexan (gamma)	0,005	224	74,7
Polychlorované bifenyly [ng/ml séra]				
PCB 28	2,4,4' – trichlorobifenyl	0,005	161	53,7
PCB 52	2,2',5,5' – tetrachlorobifenyl	0,005	281	93,7
PCB 101	2,2',4,5,5'-Pentachlorobifenyl	0,005	240	80,0
Perfluorované sloučeniny a jejich deriváty [ng/ml séra]				
PFBA	Perfluorbutanová kyselina	0,013	300	100
PFPeA	Perfluorpentanová kyselina	0,013	300	100
PFHxA	Perfluorhexanová kyselina	0,013	300	100
PFHpA	Perfluorheptanová kyselina	0,013	165	55,0
PFDoA	Perfluoro-n-dodekanová kyselina	0,013	158	52,7
PFTTrDA	Perfluoro-n-tridekanová kyselina	0,013	191	63,7
PFTeDA	Perfluoro-n-tetradekanová kyselina	0,013	287	95,7
PFBS	Perfluorbutansulfonát	0,006	240	80,0
PFDS	Perfluordekansulfonát	0,006	293	97,7
PFOSA	Perfluoroktansulfonamid	0,007	300	100
N-MeFOSA	N-methylperfluoro-1-oktansulfonamid	0,004	300	100
N-EtFOSA	N-ethylperfluoro-1-oktansulfonamid	0,004	300	100
Bromované zpomalovače hoření [ng/ml séra]				
BDE 28	2,4,4'-tribromdifenyl ether	0,005	300	100
BDE 47	2,2',4,4'-tetrabromdifenyl ether	0,005	274	91,3
BDE 49	2,2',4,5'-tetrabromdifenyl ether	0,005	300	100
BDE 66	2,3',4,4'-tetrabromdifenyl ether	0,005	300	100
BDE 85	2,2',3,4,4'-pentabromdifenyl ether	0,005	300	100
BDE 99	2,2',4,4',5-pentabromdifenyl ether	0,005	282	94,0
BDE 100	2,2',4,4',6-pentabromdifenyl ether	0,005	298	99,3
BDE 153	2,2',4,4',5,5'-hexabromdifenyl ether	0,005	278	92,7
BDE 154	2,2',4,4',5,6'-hexabromdifenyl ether	0,005	300	100
BDE 183	2,2',3,4,4',5',6-heptabromdifenyl ether	0,005	292	97,3
BDE 196	2,2',3,3',4,4',6,6'-oktabromdifenyl ether	0,005	296	98,7
BDE 197	2,2',3,3',4,4',6,6'-oktabromdifenyl ether	0,005	290	96,7
BDE 203	2,2',3,4,4',5,5',6-oktabromdifenyl ether	0,005	298	99,3
BDE 206	2,2',3,3',4,4',5,5',6-nonabromodifenyl ether	0,100	299	99,7
BDE 207	2,2',3,3',4,4',5,6,6'-nonabromodifenyl ether	0,100	299	99,7
BDE 209	2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-Decabromodifenyl ether	0,100	279	93,0
BTBPE	1,2-bis(2,4,6-tribrom-fenoxy)etan	0,010	300	100
HBB	Hexabrombenzen	0,010	300	100
PBEB	Pentabromometylbenzen	0,010	300	100
PBT	Pentabromtoluen	0,010	300	100

OBIND	Oktabromtrimetylfenylindan	0,200	300	100
DBDPE	Dekabromdiphenyletan	0,200	300	100
2,4 DBP	2,4-dibromofenol	0,364	300	100
2,4,6 TBP	2,4,6-tribromfenol	0,333	299	99,7
PBP	Pentabromfenol	0,067	298	99,3
6-OH-BDE 47	6-hydroxy-2,2',4,4'-tetrabromdiphenyl ether	0,004	300	100
2'-OH-BDE 68	2'-hydroxy-2,3',4,5'-tetrabromdiphenyl ether	0,004	300	100
4'-OH-BDE 49	4'-hydroxy-2,2',4,5'-tetrabromdiphenyl ether	0,004	300	100
6'-OH-BDE 99	6'-hydroxy-2,2',4,4',5-pentabromdiphenyl ether	0,004	300	100
TBBPA	Tetrabrombisfenol A	0,333	298	99,3
α -HBCD	α -1,2,5,6,9,10-hexabromcyklododekan	0,036	299	99,7
β -HBCD	β -1,2,5,6,9,10-hexabromcyklododekan	0,036	299	99,7
γ -HBCD	γ -1,2,5,6,9,10-hexabromcyklododekan	0,036	300	100

Tab. 13 Výsledky celkového cholesterolu (triacylglycerolu) u dárců krve [mmol/l], 2015

	N	\bar{X}_g	Me	$X_{0,25}$	$X_{0,75}$	$X_{0,95}$	H_{min}	H_{max}
Celkem	300	5,02 (1,25)	4,99 (1,25)	4,36 (0,905)	5,73 (1,69)	7,00 (2,92)	3,09 (0,400)	8,39 (5,38)
Praha	76	4,95 (1,20)	5,00 (1,17)	4,23 (0,890)	5,71 (1,55)	6,70 (2,98)	3,09 (0,510)	8,39 (5,38)
Liberec	75	5,00 (1,15)	4,99 (1,20)	4,46 (0,880)	5,56 (1,54)	6,96 (2,04)	3,52 (0,510)	7,32 (2,89)
Ostrava	76	5,26 (1,29)	5,23 (1,35)	4,50 (0,930)	6,03 (1,85)	7,32 (2,88)	3,53 (0,400)	8,37 (3,36)
Žďár nad Sázavou	75	4,86 (1,37)	4,84 (1,32)	4,27 (0,935)	5,45 (1,81)	6,50 (3,35)	3,38 (0,460)	7,64 (5,31)

Tab. 14 Srovnání hodnot kovů v krvi s vybranou zahraniční literaturou [$\mu\text{g/l}$ krve]

Studie	Populace	N	Cd	Hg	Pb	Mn	Se	Parametry
Tato studie, 2015	ČR	302	0,544 (0,290-1,69)	0,645 (0,300-2,50)	16,4 (8,6-48,7)	17,3 (13,6-24,3)	111 (94,0-143)	Me ($X_{0.1}$ - $X_{0.9}$)
Bocca et al. (2011)	Itálie	215	-	-	-	8,91 (4,73-17,0)	140 (106-185)	X_g ($X_{0.05}$ - $X_{0.95}$)
Alimonti et al. (2005)	Itálie	110	0,95 (0,25-1,97)	4,94 (1,97-14,5)	35 (12,8-79,5)	7,85 (1,53-13,2)	-	X_g ($X_{0.05}$ - $X_{0.95}$)
Heitland & Köster (2006)	Německo	130	0,38 (0,12-1,9)	0,9 (0,2-3,3)	19 (8-47)	8,6 (5,7-14,6)	132 (105-164)	X_g ($X_{0.05}$ - $X_{0.95}$)
Bjermo et al. (2013)	Švédsko	273	0,22	1,08	13,4	-	-	X_g
Chen et al. (2013)	USA	4409	0,38	0,96	14,3	-	-	X_g

Tab. 15 Srovnání hodnot kovů v moči s vybranou zahraniční literaturou [$\mu\text{g/l}$ moči; $\mu\text{g/g}$ kreatininu]

Studie	Populace	N	Jednotky	Cd	Hg	I	Se	Zn	Parametry
Tato studie (2015)	ČR	234	$\mu\text{g/l}$	0,235 (0,07-0,74)	0,91 (0,31-6,34)	129 (49,8-324)	20,7 (10,2-45,5)	316 (110-858)	Me ($X_{0.1}$ - $X_{0.9}$)
Tato studie (2015)	ČR	234	$\mu\text{g/g}$ kreat.	0,215 (0,096-0,613)	0,908 (0,263-4,67)	116 (70,9-235)	19,9 (13,2-34,5)	286 (161-604)	Me ($X_{0.1}$ - $X_{0.9}$)
Heitland & Köster (2006)	Německo	87	$\mu\text{g/l}$	0,17	-	-	11	207	X_g
Heitland & Köster (2006)	Německo	87	$\mu\text{g/g}$ kreat.	0,16	-	-	12	196	X_g
Castaño et al. (2012)	Španělsko	165	$\mu\text{g/g}$ kreat.	0,23 (0,1-0,71)	1,19 (0,45-3,3)	-	-	-	X_g ($X_{0.05}$ - $X_{0.95}$)
Health Canada (2013)	Kanada	5738	$\mu\text{g/l}$	0,37 (0,1-1,9)	-	-	59 (18-130)	350 (86-1200)	X_g ($X_{0.05}$ - $X_{0.95}$)
(Caldwell et al., 2011)	USA	2649	$\mu\text{g/l}$	-	-	164	-	-	Me

Tab. 16 Srovnání hodnot PCB v séru s vybranou zahraniční literaturou [medián, ng/g tuku]

Studie	Populace	N	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 170	PCB 180
Tato studie, 2015	ČR	300	2,89	36,0	79,4	35,5	86,8
Esposito et al., 2014	Itálie	58	7,22	28,5	42,3	-	43,1
Arrebola et al., 2014	Španělsko	298	-	80,6	238	-	184
Fromme et al., 2015	Německo	70	-	20,0	34,0	-	3,34
García et al., 2014	Mexiko	123	3,80	1,50	1,80	0,80	0,50
Ali et al., 2014	Pákistán	16	1,80	2,00	1,30	0,50	1,20

Tab. 17 Srovnání hodnot OCP v séru s vybranou zahraniční literaturou [medián, ng/g tuku]

Studie	Populace	N	HCB	α -HCH	β -HCH	p,p'-DDE	p,p'-DDD	p,p'-DDT
Tato studie, 2015	ČR	300	11,6	2,40	2,26	103	1,53	6,68
Amodio et al., 2012	Itálie	101	18,6	4,14	4,26	175	4,26	4,37
Thomas et al., 2006	UK	154	11,0	<0,48	12,0	100	<0,51	2,90
López et al., 2007	Španělsko	33	90,0	-	60,0	270	-	40,0
Kang et al., 2008	Korea	40	16,7	-	49,0	224	-	18,6
Ali et al., 2014	Pákistán	16	3,00	-	3,00	105	<1,00	3,50

Tab. 18 Srovnání hodnot PFAS v séru s vybranou zahraniční literaturou [medián, ng/ml séra]

Studie	Populace	N	PFOA	PFOS
Tato studie, 2015	ČR	300	0,756	2,43
Olsen et al., 2012	USA	600**	2,40	8,30
Ericson et al., 2007	Švédsko	48	1,80	7,64
Li et al., 2007	Čína	64	1,00	6,47
Maria et al., 2010	Itálie	230	3,59	6,31
Schröter-Kermani et al., 2013	Německo	18**	3,20	3,70

* poolované vzorky, ** vzorky plasmy

