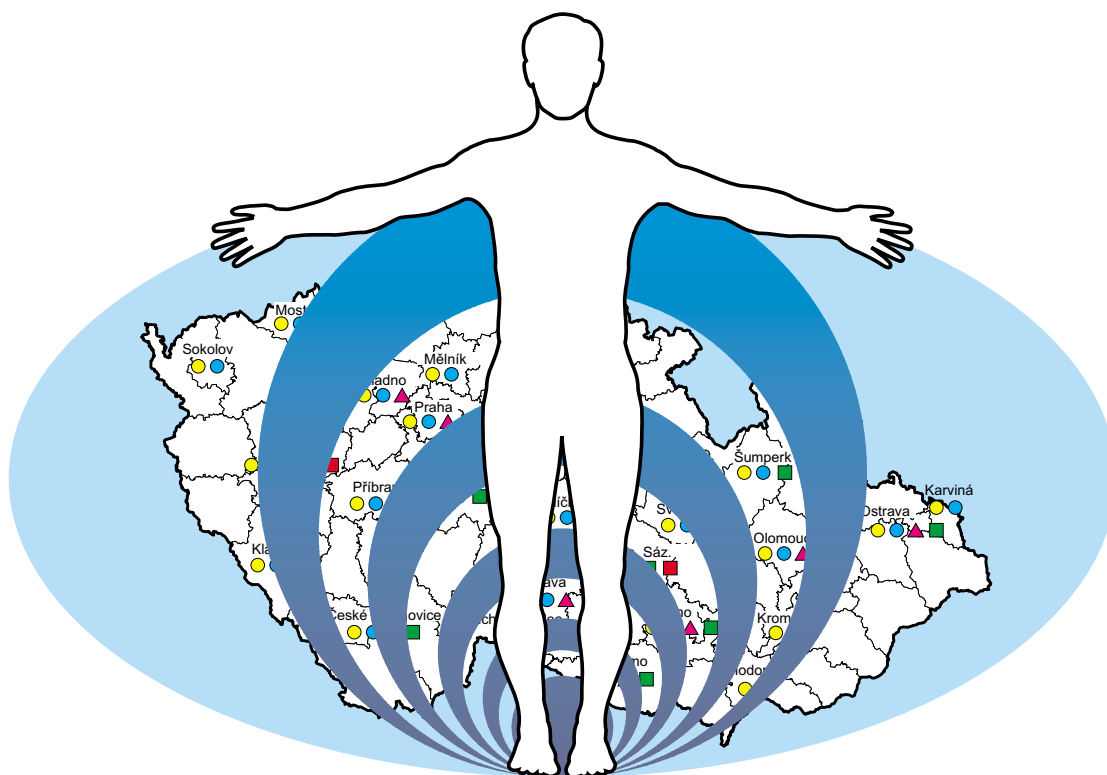


System monitorování zdravotního stavu obyvatelstva České republiky ve vztahu k životnímu prostředí

Souhrnná zpráva za rok 2005



Státní zdravotní ústav Praha

Praha, srpen 2006

**System monitorování
zdravotního stavu obyvatelstva
České republiky
ve vztahu k životnímu prostředí**

Souhrnná zpráva za rok 2005



Státní zdravotní ústav Praha

Praha, srpen 2006

Ústředí Systému

monitorování zdravotního stavu obyvatelstva

ve vztahu k životnímu prostředí

Řešitelské pracoviště: Státní zdravotní ústav Praha

Ředitel ústavu: MUDr. Jaroslav Volf, Ph.D.

Ředitelka Ústředí: MUDr. Růžena Kubínová

Garanti subsystémů: Prof. MUDr. Miroslav Cikrt, DrSc., Prof. MUDr. Milena Černá, DrSc.,
MUDr. Helena Kazmarová, MUDr. Jana Kratěnová,
Ing. Karel Kratzer, CSc., Doc. MVDr. Jiří Ruprich, CSc.,
MUDr. Kateřina Valešová, MUDr. Magdalena Zimová, CSc.

Příprava podkladů:

- **4. kapitola:** MUDr. Helena Kazmarová, RNDr. Bohumil Kotlík, MUDr. Helena Veselská, Ing. Věra Vrbíková
- **5. kapitola:** MUDr. František Kožíšek, CSc., Ing. Karel Kratzer, CSc., Bc. Michala Lustigová
- **6. kapitola:** MUDr. Kateřina Valešová
- **7. kapitola:** MUDr. Čestmír Beneš, Mgr. Marcela Dofková, MVDr. Renáta Karpíšková, Ph.D., MVDr. Vladimír Ostrý, CSc., Doc. MVDr. Jiří Ruprich, CSc., RNDr. Irena Řehůřková, Ph.D.
- **8. kapitola:** Mgr. Andrea Batářiová, RNDr. Bohuslav Beneš, CSc., Prof. MUDr. Milena Černá, DrSc., MUDr. Anna Pastorková, CSc., Ing. Jiří Šmíd
- **9. kapitola:** MUDr. Jana Kratěnová, Bc. Michala Lustigová, RNDr. Marek Malý, CSc., MUDr. Zdenka Vandasová, MUDr. Kristýna Žejglicová
- **10. kapitola:** MUDr. Jaroslav Baumruk, Ludmila Bečvářová, Prof. MUDr. Miroslav Cikrt, DrSc.
- **11. kapitola:** Ing. Zdeňka Bibrová, MUDr. Jan Melicherčík, CSc., RNDr. Vladimíra Puklová, MUDr. Magdalena Zimová, CSc.

Spolupracující organizace: zdravotní ústavy a krajské hygienické stanice ČR

Redakce: Bc. Michala Lustigová, RNDr. Vladimíra Puklová

ISBN 80-7071-266-X

1. vydání

Materiál je zpracován na základě usnesení vlády ČR č. 369/1991 Sb. a č. 810/1998 Sb.

Plný text Souhrnné zprávy v české i anglické verzi je prezentován na internetové adrese Státního zdravotního ústavu v Praze www.szu.cz/chzp/reporty.htm (česká verze) nebo www.szu.cz/chzpa/sumrep.htm (anglická verze).

OBSAH

1. ÚVOD	5
2. CÍLE A OBSAH SYSTÉMU MONITOROVÁNÍ	6
3. ORGANIZACE SYSTÉMU MONITOROVÁNÍ	7
3.1 Rozsah Systému monitorování	7
3.2 Sledované faktory a ukazatele a jejich limity	7
3.3 Informační systém a zpracování výsledků	7
3.4 Systém QA/QC	8
4. ZDRAVOTNÍ DŮSLEDKY A RIZIKA ZNEČIŠTĚNÉHO OVZDUŠÍ	11
4.1 Organizace monitorovacích aktivit	11
4.2 Incidence ošetřených akutních respiračních onemocnění	11
4.3 Znečištění ovzduší měst	12
4.4 Hodnocení expozice základním škodlivinám	16
4.5 Hodnocení zdravotních rizik karcinogenních látek	18
4.6 Dílčí závěry	18
5. ZDRAVOTNÍ DŮSLEDKY A RIZIKA ZNEČIŠTĚNÍ PITNÉ VODY	33
5.1 Organizace monitorovacích aktivit	33
5.2 Monitorování indikátorů poškození zdraví	33
5.3 Kvalita pitné vody	34
5.4 Hodnocení expozice vybraným látkám	35
5.5 Hodnocení karcinogenního rizika	36
5.6 Jakost vody ve veřejných a komerčně využívaných studních	36
5.7 Dílčí závěry	37
6. ZDRAVOTNÍ DŮSLEDKY A RUŠIVÉ ÚČINKY HLUKU	45
6.1 Organizace monitorovacích aktivit	45
6.2 Měření hluku	45
6.3 Zdravotní účinky hluku	46
6.4 Dílčí závěry	47
7. ZDRAVOTNÍ DŮSLEDKY ZÁTĚŽE LIDSKÉHO ORGANISMU CIZORODÝMI LÁTKAMI Z POTRAVINOVÝCH ŘETĚZCŮ, DIETÁRNÍ EXPOZICE	53
7.1 Organizace monitorovacích aktivit	53
7.2 Alimentární infekce a intoxikace	53
7.3 Bakteriologická analýza potravin	54
7.4 Mykologická analýza potravin	55
7.5 Výskyt potravin na bázi geneticky modifikovaných organismů na trhu v ČR	56
7.6 Dietární expozice člověka	57
7.7 Dílčí závěry	59
8. ZDRAVOTNÍ DŮSLEDKY EXPOZICE LIDSKÉHO ORGANISMU TOXICKÝM LÁTKÁM ZE ZEVNÍHO PROSTŘEDÍ, BIOLOGICKÝ MONITORING	68
8.1 Organizace monitorovacích aktivit	68
8.2 Sledované faktory	68
8.3 Cytogenetická analýza periferních lymfocytů	69
8.4 Dílčí závěry	70
9. ZDRAVOTNÍ STAV A VYBRANÉ UKAZATELE DEMOGRAFICKÉ A ZDRAVOTNÍ STATISTIKY	79
9.1 Sledování zdravotního stavu obyvatelstva	79
9.2 Vybrané ukazatele demografické a zdravotní statistiky	81
9.3 Dílčí závěry	85

10. ZDRAVOTNÍ RIZIKA PRACOVNÍCH PODMÍNEK A JEJICH DŮSLEDKY	93
10.1 Organizace monitorovacích aktivit	93
10.2 Monitorování expozice vyplývající z kategorizace prací a monitorování zdravotních dat o nemocích z povolání	93
10.3 Dílčí závěry	96
11. ZDRAVOTNÍ RIZIKA KONTAMINACE PŮDY MĚSTSKÝCH AGLOMERACÍ	102
11.1 Organizace monitorovacích aktivit	102
11.2 Sledované faktory	102
11.3 Úroveň kontaminace povrchové půdy	102
11.4 Zdravotní rizika nezáměrné konzumace půdy	104
11.5 Dílčí závěry	104
12. ZÁVĚRY	111
13. POUŽITÉ POJMY A ZKRATKY	113
 PŘÍLOHA: Faktory a kontaminanty sledované v Systému monitorování	 119

1. ÚVOD

Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí (dále Systém monitorování) představuje ucelený systém sběru dat, zpracování a hodnocení informací o stavu složek životního prostředí a o jejich vlivu na zdravotní stav české populace. Jednotlivé subsystemy jsou v rutinním provozu od roku 1994, rok 2005 tedy představuje již dvanáctý rok standardního chodu monitorovacích aktivit. Systém monitorování je otevřeným systémem, který se průběžně vyvíjí jak z hlediska spektra sledovaných faktorů a cizorodých látek, tak i způsobu zpracování výsledků a jejich prezentace.

Systém monitorování je realizován na základě Usnesení vlády České republiky č. 369/1991 Sb., je obsažen v zákoně o ochraně veřejného zdraví č. 258/2000 Sb. a je jednou z priorit Akčního plánu zdraví a životního prostředí České republiky, který byl schválen Usnesením vlády č. 810/1998 Sb. Informace získané v rámci tohoto systému jsou důležitým podkladem pro plnění dlouhodobého programu zlepšování zdravotního stavu obyvatelstva České republiky „Zdraví pro všechny v 21. století“, schváleného Usnesením vlády ČR č. 1046/2002. Jsou také využívány při hodnocení vlivů posuzovaných činností, staveb a projektů na zdraví v rámci procesu hodnocení dopadů na zdraví (HIA) a hodnocení vlivu na životní prostředí (EIA).

Souhrnná zpráva Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí za rok 2005 představuje pokračování kontinuální řady prezentovaných informací o monitorování zdraví a životního prostředí. Shrnuje výsledky z jednotlivých subsystemů za rok 2005 a srovnává je s předcházejícími lety monitorování. Výsledky jsou prezentovány jako podklad pro rozhodování v oblasti zdraví a životního prostředí pro orgány státní správy, hygienickou službu, jako informace pro spolupracující resorty a pracoviště a pro širší odbornou veřejnost.

Podrobné výsledky monitorování z jednotlivých subsystemů jsou uvedeny v Odborných zprávách, které jsou spolu se Souhrnnou zprávou a dalšími informacemi o Systému monitorování prezentovány na internetové adrese Státního zdravotního ústavu <http://www.szu.cz/chzp/monitor/>.

Poznámka: Zavedené pojmy a zkratky používané v textu, obrázcích a tabulkách jsou vysvětleny ve 13. kapitole.

2. CÍLE A OBSAH SYSTÉMU MONITOROVÁNÍ

Cílem Systému monitorování zdravotního stavu obyvatel ve vztahu k životnímu prostředí je vytvořit kvalitní informace pro rozhodování státní správy a samosprávy v oblasti politiky jak zdravotní, v rámci řízení a kontroly zdravotních rizik, tak i ochrany životního prostředí. V rámci aktivit jsou tvořeny podklady k legislativním opatřením, pro stanovování a účelnou korekci limitů znečišťujících látek, jakož i pro informování široké odborné veřejnosti. Hlavním záměrem systému je sledovat a hodnotit časové řady vybraných ukazatelů kvality složek životního prostředí a zdravotního stavu populace, hodnotit výši expozice obyvatel škodlivinám z prostředí a odhadnout vyplývající zdravotní dopady a rizika. Výsledky představují svou komplexností informační zdroj také pro ostatní země o úrovni zdravotního stavu naší populace a o rizicích ze znečištění složek životního prostředí v České republice.

Výsledky získávané v monitorovaných lokalitách za jednotlivá období jsou základním kamenem při vytváření časových řad o zdravotním stavu a znečištění složek životního prostředí. Postupné hodnocení takto vznikajících řad umožňuje odpovědně posuzovat trendy a závislosti trvalého či sezónního charakteru, ze kterých mohou vznikat případná doporučení a návrhy na opatření.

Systém monitorování respektuje důležité obecné principy monitorování. Znamená to, že:

- má stanoveny konkrétní cíle,
- je komplexní, vícesložkový a integrovaný,
- je koncipován jako dlouhodobé sledování přesně stanovených ukazatelů v přesně stanovených místech,
- prostředky jsou vynakládány účelně a jsou maximálně využívány stávající kapacity,
- tvorba dat je podřízena systematické kontrole kvality,
- výsledky interpretuje po odborném auditu,
- respektuje mezinárodní úmluvy a doporučení.

Systém monitorování probíhal v roce 2005 v osmi subsystémech (projektech):

- zdravotní důsledky a rizika znečištění ovzduší (subsystém I),
- zdravotní důsledky a rizika znečištění pitné vody (subsystém II),
- zdravotní důsledky a rušivé účinky hluku (subsystém III),
- zdravotní důsledky zátěže lidského organismu chemickými látkami z potravinových řetězců, dietární expozice (subsystém IV),
- zdravotní důsledky expozice lidského organismu toxickým látkám ze zevního prostředí, biologický monitoring (subsystém V),
- zdravotní stav a vybrané ukazatele demografické a zdravotní statistiky (subsystém VI),
- zdravotní rizika pracovních podmínek a jejich důsledky (subsystém VII),
- zdravotní rizika kontaminace půdy městských aglomerací (subsystém VIII).

Postupně s rozvojem Systému monitorování byly formulovány ve smyslu Usnesení vlády ČR č. 369/1991 Sb. tzv. specializované studie. Tyto studie navazují na dosavadní výsledky monitorování a zabývají se problémy, které jsou nad rámec základních úkolů Systému monitorování, jejichž řešení je však nutné pro další rozvoj monitorovacích aktivit. Výsledky jsou postupně publikovány buď ve zprávách monitoringu či samostatně v odborném tisku.

3. ORGANIZACE SYSTÉMU MONITOROVÁNÍ

3.1 Rozsah Systému monitorování

Systém monitorování je v zásadě realizován ve třiceti lokalitách, kterými jsou hlavní město Praha, krajská města a vybraná bývalá okresní města. Některé subsystemy nejsou provozovány ve všech těchto lokalitách z ekonomických a technických důvodů. V některých subsystemech bylo monitorování prováděno naopak ve větším rozsahu sídel: do zpracování imisní situace v rámci systému I byly zahrnuty stanice provozované hygienickou službou ve městech, ve kterých není v plném/původním rozsahu realizován systém monitorování; také v rámci systému VIII bylo sledování kontaminace povrchové vrstvy půdy prováděno v dalších sídlech. U některých subsystemů je monitorování prováděno na celostátní úrovni (systemy II a VII). Celkový přehled účastnických měst jednotlivých subsystemů je uveden na obr. 3.1 a v tab. 3.1, kde jsou též údaje o počtu obyvatel.

3.2 Sledované faktory a ukazatele a jejich limity

V jednotlivých subsystemech je monitorována řada faktorů (cizorodých látek, kontaminantů, analytů a ukazatelů). Jejich seznam vyplývá z příslušné legislativy a specializovaných rozborů provedených jak před vlastním zahájením, tak i za chodu Systému monitorování. V příloze této zprávy je uveden seznam sledovaných faktorů spolu s informacemi o tom, ve kterém subsystemu je jejich monitorování prováděno. U jednotlivých kontaminantů jsou dále uvedeny příslušné limitní nebo referenční hodnoty, jsou-li stanoveny.

Při hodnocení výsledků v jednotlivých subsystemech je používáno několik typů limitů. Jednak jsou to limity dané národními předpisy, dále jsou to veličiny přebírané z nadnárodních institucí (např. Světová zdravotnická organizace, agentura US EPA), které nemají v ČR normativní platnost. Jedná se zejména o expoziční limity typu přijatelný denní přívod (ADI) nebo doporučené denní přívozy při hodnocení expozice škodlivinám či stopovým prvkům z příjmu poživatin nebo pitné vody, eventuálně tolerovatelné interní dávky při hodnocení obsahu toxických látek v biologickém materiálu. V průběhu existence Systému monitorování dochází k přirozenému vývoji ve formulování nebo ve stanovování limitních hodnot, v Odborných zprávách či Souhrnné zprávě jsou tyto aktuální změny reflektovány.

3.3 Informační systém a zpracování výsledků

Struktura používaných databází a navazujících počítačových programů zabezpečuje sběr výsledků u koncových uživatelů informačního systému (měřící laboratoře), transport ke garantům jednotlivých subsystemů a jejich samostatné zpracování podle požadavků uživatelů Systému monitorování. U garantů jsou archivovány všechny původní výsledky ve specializovaných databázích s možností opakovaného zpracování podle variabilních kritérií. Databáze jsou konstruovány v rámci standardních databázových produktů a umožňují realizovat běžně požadované rozsahy zpracování. Je také zabezpečena kompatibilita s jinými databázovými systémy a případně nadstavbové zpracování a hodnocení.

Kvantitativní zpracování souborů výsledků je založeno na výpočtech parametrických (např. aritmetický průměr) nebo neparametrických (medián, kvantil) výběrových charakteristik. Užití neparametrických charakteristik se většinou týká zpracování informací o koncentracích kontaminantů v médiu, jejichž statistické rozdělení nebývá normální, ale spíše se blíží logaritmicko-normálnímu. To je obvykle z jedné strany ohraničeno mezí detekce resp. mezí stanovitelnosti použité analytické metody, na druhé straně se mohou vyskytovat extrémní hodnoty dané většinou bodovým zatíže-

ním lokality či populace (tzv. nesystematické změny). V takových případech popis výsledků aritmetickým průměrem nebývá objektivní (jeho používání je založeno na předpokladu normálního rozdělení) a zde může být zkreslující informací. V zásadě je účelnější a výhodnější používat neparametrické výběrové charakteristiky typu medián a kvantil a vyhnout se často nereálným předpokladům o konkrétním statistickém rozdělení zpracovávaných hodnot. Jednoznačná aplikace navrhovaných neparametrických charakteristik však není v současné době plně realizovatelná. Důvodem je skutečnost, že některé normativní či referenční hodnoty jsou prezentovány aritmetickým průměrem, jehož použití dává obvykle nadhodnocující výsledky. V databázích Systému monitorování jsou běžně k dispozici všechny typy charakteristik.

Výpočet jednotlivých výběrových charakteristik je limitován počtem hodnot ve zpracovávaném souboru a při jejich malém počtu jsou uvedeny jen příslušné střední hodnoty (průměr či medián). U některých monitorovaných kontaminantů (analytů) jsou řady údajů o jejich koncentraci v médiu (složce životního prostředí či biologickém materiálu) pod mezí stanovitelnosti použitých analytických metod (tzv. „negativní výsledky“ či „stopová množství“). Pokud je změřená koncentrace pod mezí stanovitelnosti, je pro výpočet výběrových charakteristik souborů takový údaj nahrazen hodnotou jedné poloviny udané meze stanovitelnosti (je zaveden předpoklad rovnoměrného rozdělení hodnot v oblasti pod mezí stanovitelnosti). Tím mohou být získané výsledky nadhodnoceny, vyjadřují však vyšší míru bezpečnosti než v případě, že by byly považovány za nulové. Často také dochází k situaci, kdy v sadě měřených hodnot je vysoký počet výsledků pod mezí stanovitelnosti. Další zpracování takových údajů může být zatíženo chybou. V případě, že počet „negativních“ měření (tj. pod mezí stanovitelnosti) přesahuje 50 % z celkového počtu vzorků v jedné sadě stanovení, jsou takové údaje o výskytu analyzovaného kontaminantu popsány většinou jen verbálně a kvantitativní hodnocení výsledků není prováděno.

Trendy vývoje kvality sledovaných složek životního prostředí a zdravotního stavu jsou v jednotlivých subsystémech zpracovávány vždy v určitých časových intervalech; jejich hodnocení, které postihuje případné lineární i nelineární časové průběhy koncentrací či expozic obyvatelstva škodlivinám ze životního prostředí, je průběžně prezentováno v rámci jednotlivých subsystémů.

3.4 Systém QA/QC

Zabezpečení jakosti (QA – Quality Assurance) a řízení jakosti (QC – Quality Control) práce analytických laboratoří, které jsou účastníky Systému monitorování, je součástí programů práce samotných laboratoří za podpory organizací, kterým přísluší. Jedná se o analytické laboratoře, které jsou po reorganizaci hygienické služby součástí zdravotních ústavů, a dále o soukromé laboratoře a laboratoře jiných institucí.

Hlavními částmi systému zabezpečení jakosti analýz u laboratoří v Systému monitorování zůstávají prvky procesu akreditace, které:

- používají standardní operační postupy pro všechny fáze procesu získávání a předávání dat,
- používají referenční nebo certifikované referenční materiály pro vnitřní kontrolu, vedou regulační diagramy,
- pro vnější kontrolu se účastní programů mezilaboratorních porovnávacích zkoušek (MPZ) pořádaných v ČR i na mezinárodní úrovni (analýza kruhových vzorků),
- splňují požadavky na vedení dokumentace.

Informace o kontrolní a zajišťovací činnosti garantů jednotlivých subsystémů jsou uváděny v Odborných zprávách Systému monitorování.

Většina spolupracujících laboratoří hygienické služby má akreditované metody podle ČSN EN ISO/ICE 17025. Tak jako v předchozích letech byla do kontroly zajištění kvality analýz zahrnuta i kontrola spolehlivosti a správnosti odběru vzorků a předávání dat odborným skupinám subsystémů monitoringu a Ústředí monitoringu SZÚ.

Tab. 3.1 Účastníci Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí

Základní účastníci monitoringu	Realizace v subsystému (2005):						Kód města	Počet obyvatel
	I	III	IV	V	VI	VIII		
Benešov	x		x		x	x	BN	16 259
Brno	x	x	x		x		BM	366 904
České Budějovice	x	x	x		x	x	CB	94 635
Děčín	x	x			x		DC	51 936
Havlíčkův Brod	x	x			x		HB	24 273
Hodonín	x						HO	26 242
Hradec Králové	x	x	x		x	x	HK	94 436
Jablonec nad Nisou	x	x	x		x	x	JN	44 653
Jihlava	x	x			x		JI	49 849
Jindřichův Hradec					x		JH	22 659
Karviná	x				x	x	KI	63 439
Kladno	x	x			x		KL	69 245
Klatovy	x				x	x	KT	22 866
Kolín	x	x			x		KO	29 561
Kroměříž	x			x	x	x	KM	28 996
Liberec	x	x		x	x	x	LB	97 596
Mělník	x				x	x	ME	19 055
Most	x				x		MO	67 891
Olomouc	x	x			x	x	OL	100 491
Ostrava	x	x	x	x		x	OS	310 681
Plzeň	x	x	x		x	x	PM	162 659
Praha	x	x	x	x	x ¹⁾		AB ²⁾	1 176 116
Příbram	x	x			x	x	PB	35 001
Sokolov	x						SO	24 681
Svitavy	x				x		SY	17 294
Šumperk	x		x		x	x	SU	28 279
Ústí nad Labem	x	x	x		x	x	UL	94 021
Ústí nad Orlicí	x	x			x		UO	14 927
Znojmo		x	x		x		ZN	35 134
Žďár nad Sázavou	x	x	x		x	x	ZR	23 949
Další účastníci monitoringu:								
Bílý Kříž	x						P2	
Jeseník						x	JE	12 395
Košetice	x						P1	
Litoměřice	x						LM	24 221
Litvínov	x						LT	26 968
Lovosice	x						LV	9 176
Meziboří	x						MZ	4 892
Rokycany						x	RO	13 748
Strakonice						x	ST	23 300
Tanvald	x						TN	6 939
Teplice	x					x	TP	51 083
Uherské Hradiště				x			UH	26 183

Poznámky:

Subsystémy II a VII probíhají celostátně.

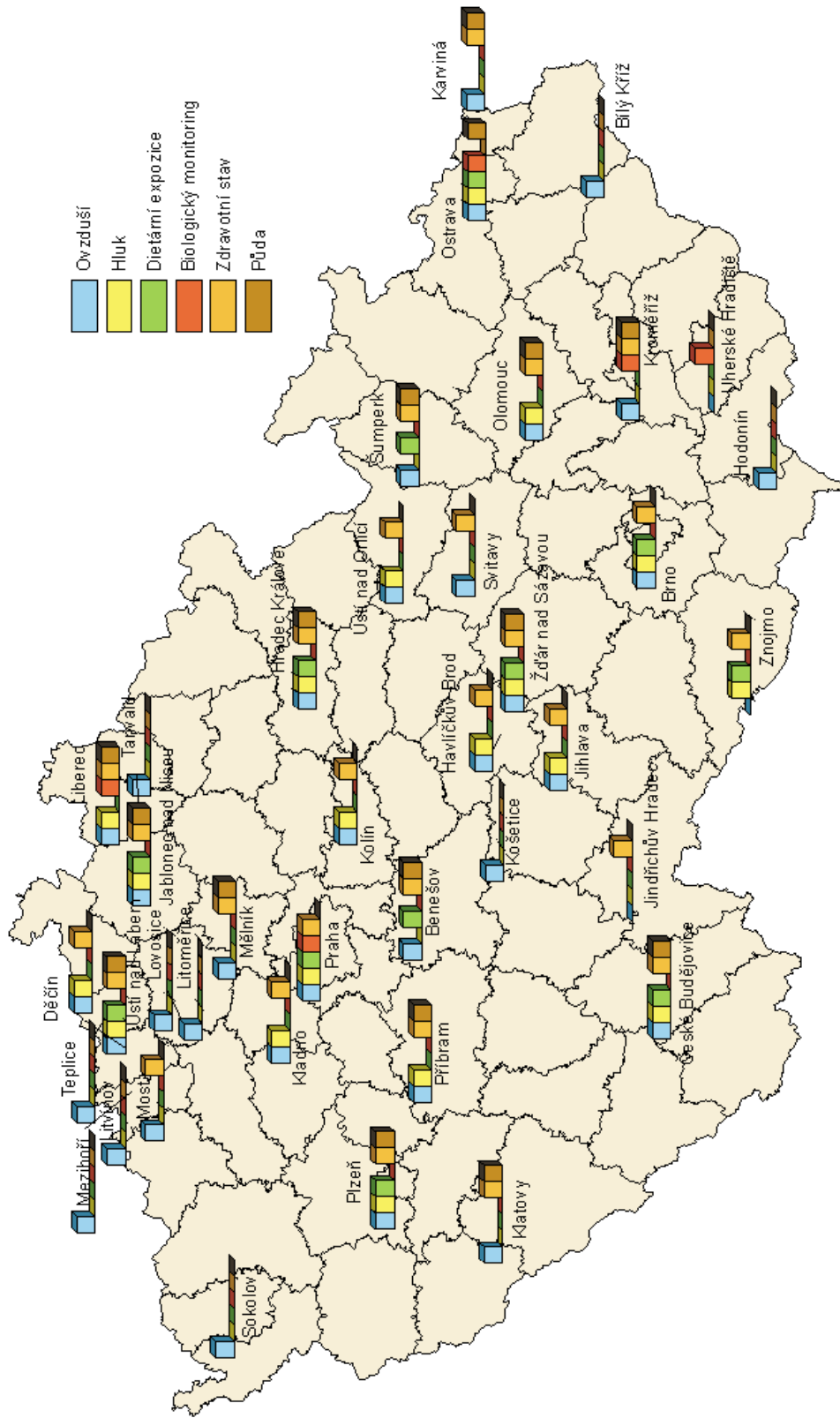
¹⁾ Praha 10

²⁾ Jednotlivé pražské obvody jsou značeny kódem A1–A10.

Stanice P1 a P2: pozadové stanice ČHMÚ.

Počet obyvatel je aktualizován k 1. 7. 2005 (Český statistický ústav, www.czso.cz).

Obr. 3.1 Účastníci Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ČR ve vztahu k životnímu prostředí



Monitorování zdravotních důsledků a rizik znečištění pitné vody a pracovních podmínek probíhá celostátně.

4. ZDRAVOTNÍ DŮSLEDKY A RIZIKA ZNEČIŠTĚNÉHO OVZDUŠÍ

4.1 Organizace monitorovacích aktivit

Subsystém I zahrnuje sledování vybraných ukazatelů zdravotního stavu obyvatelstva a kvality venkovního a vnitřního ovzduší. Informace o zdravotním stavu obyvatelstva pocházejí od praktických lékařů pro dospělé a praktických lékařů pro děti a dorost v ambulantních zdravotnických zařízeních. Výsledky měření koncentrací znečišťujících látek ve venkovním ovzduší jsou získávány ze sítě měřicích stanic, které provozují zdravotní ústavy v monitorovaných městech, a z vybraných měřicích stanic spravovaných Českým hydrometeorologickým ústavem (ČHMÚ), jejichž umístění vyhovuje požadavkům Systému monitorování. Sledování kvality vnitřního ovzduší v Subsystému I je realizováno ve spolupráci s vybranými zdravotními ústavami.

4.2 Incidence ošetřených akutních respiračních onemocnění

Akutní respirační onemocnění (ARO) se podílejí významnou měrou na celkové nemocnosti populace a jsou i nejčastější skupinou onemocnění dětského věku. Incidence ARO proto zastávají důležitou roli v popisu zdravotního stavu obyvatelstva. Získané hodnoty jsou nejvíce ovlivněny epidemiologickou situací v populaci, nezanedbatelný význam dále mají klimatické podmínky, úroveň znečištění ovzduší a individuální faktory, nelze opomenout ani subjektivitu hodnocení lékaře.

Zdrojem informací jsou záznamy o prvním ošetření pacienta s akutním respiračním onemocněním u praktického lékaře. Základní úroveň zpracování představují absolutní počty nových onemocnění pro vybrané skupiny diagnóz u sledované populace a incidence těchto onemocnění v jednotlivých věkových skupinách, tedy počet nových onemocnění na 1000 osob sledované populační skupiny. Data jsou ukládána do systémové databáze monitorování ošetřených akutních respiračních onemocnění „MONARO“. Jedná se o ucelený systém kontinuálního sběru, zpracování a hodnocení informací o výskytu respiračních onemocnění, získaných od praktických lékařů pro děti, resp. dospělé. Redundantní či chybné záznamy jsou v rámci údržby centrální databáze průběžně validovány a opravovány.

V roce 2005 bylo do sběru dat zapojeno ve 25 městech 70 dětských a 39 praktických lékařů, kteří měli ve své péči celkem 173 417 pacientů. Data byla zpracovávána po jednotlivých měsících, přičemž započítávání byli pouze lékaři, kteří v daném měsíci ordinovali nejméně 10 dní. Pokud není uvedeno jinak, předkládané výsledky jsou průměrem za celý kalendářní rok 2005.

Počty nových případů ošetřených akutních respiračních onemocnění se v posledních letech významně neliší. I v roce 2005 měsíční incidence kolísaly od jednotek po stovky případů na 1000 osob dané věkové skupiny v závislosti na ročním období a aktuální epidemiologické situaci. Na obr. 4.1a je prezentováno rozpětí měsíčních incidencí a průměrné hodnoty měsíční incidence akutních respiračních onemocnění bez chřipky za rok 2005, a to pro věkovou skupinu 1–5 let, kde je nemocnost tradičně nejvyšší. Vývoj ošetřených akutních respiračních onemocnění u dětí v období 1995–2005 se po počátečním zřetelném poklesu hodnot incidencí v období 1995–2002 víceméně stabilizoval (obr. 4.1b).

V rámci sledování akutní respirační nemocnosti měla největší podíl na celkové nemocnosti skupina diagnóz onemocnění horních cest dýchacích s ročním průměrným zastoupením 74 % (počítáno ze všech sídel i věkových kategorií). Druhou početně nejvíce zastoupenou skupinou diagnóz byla chřipka s 15,1 %, za kterou následovala skupina diagnóz akutní záněty průdušek s 7,4 %.

Pořadí ostatních sledovaných diagnóz bylo následující: záněty středního ucha, vedlejších nosních dutin a bradavkového výběžku 2,0 %, záněty plic 0,9 % a astma 0,6 %.

4.3 Znečištění ovzduší měst

Zpracované výsledky za 38 sídel zahrnují celkem 77 měřicích stanic, z toho 37 stanic provozuje hygienická služba a 40 stanic je součástí Státní imisní sítě ČHMÚ (viz tab. 3.1 a obr. 3.1). Po optimalizaci měřicí sítě, která zahrnovala koordinaci se sítí ČHMÚ byly, na základě požadavku MZ, do zpracování imisní situace zahrnuty i stanice v dalších sídlech (Lovosice, Litoměřice, Litvínov, Teplice, Tanvald, Mariánské Lázně, Meziboří). Jde o stanice provozované hygienickou službou v sídlech, ve kterých není v plném/původním rozsahu realizován systém monitorování, subsystém I. Pro srovnání jsou zahrnuta i data ze dvou pozadových stanic EMEP (Co-operative programme for the monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe), Košetice (č. ISKO 1138) a Bílý Kříž (č. ISKO 1214), provozovaných ČHMÚ v České republice a data z dopravně významně zatížených „hot spot“ stanic v Praze – v Legerově ulici (č. ISKO 1483), Svornosti (č. ISKO 437) a na Sokolovské ulici (č. ISKO 446).

Ze všech sídel jsou za rok 2005 k dispozici data koncentrací základních měřených látek (oxidu siřičitého, oxidu dusičitého a suspendovaných částic frakce PM_{10}) a hmotnostní koncentrace vybraných těžkých kovů (arzen, chrom, kadmium, mangan, nikl a olovo). Podle osazení automatických stanic jsou pak tato data doplněna měřeními oxidu dusnatého, ozónu a oxidu uhelnatého a měřeními suspendovaných částic frakce $PM_{2,5}$. Výběrově jsou nadále v řadě monitorovaných měst sledovány imisní koncentrace polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) a těkavých organických látek (VOC). V roce 2005 byla nově zahrnuta data těžkých kovů (11 stanic) a polycyklických aromatických uhlovodíků (13 stanic) ze sítě provozované ČHMÚ.

Pro základní hodnocení naměřených a vypočtených koncentrací sledovaných látek byla použita kritéria Nařízení vlády č. 350/2002 Sb. ze 14. 8. 2002 ve znění novely č. 429/2005 Sb., kterým se stanoví imisní limity a podmínky a způsob sledování, posuzování, hodnocení a řízení kvality ovzduší (IL – imisní limit nebo CIL – cílový imisní limit); pro látky, u nichž není stanoven imisní limit byly použity referenční koncentrace, zpracované odbornou skupinou hygieny ovzduší SZÚ podle § 45 zákona 86/2002 Sb. (ve znění novely č. 92/2004 Sb.).

Hodnocení zdravotních rizik bylo zaměřeno na škodliviny s karcinogenním účinkem – arzen (As), nikl (Ni), benzo(a)pyren (BaP) a benzen, pro které je definována míra karcinogenního rizika. Hodnoty jednotkového rizika byly převzaty z internetových stránek WHO www.who.dk/air/activities/20050223_3.

4.3.1 Kontaminanty městského ovzduší anorganické povahy

4.3.1.1 Základní měřené látky

Rok 2005 v monitorovaných sídlech navázal na dlouhodobě pozorované trendy u většiny sledovaných škodlivin v ovzduší.

Roční aritmetické průměry **oxidu siřičitého** (obr. 4.2a) na jednotlivých stanicích nepřekročily $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, výjimkou byla stanice č. ISKO 929 v Litvínově ($23,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). 24-hodinové koncentrace překročily hodnotu denního imisního limitu $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na stanicích v Ostravě (č. ISKO 1064) a v okrese Litoměřice (č. ISKO 1120). Průměrná dlouhodobá expozice oxidu siřičitému je sta-

bilně nízká na úrovni přibližně dvojnásobku přirozeného pozadí – viz roční imisní charakteristiky oxidu siřičitého na pozadových stanicích ČHMÚ – 3,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Košetice) a 5,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Bílý Kříž). Vývoj imisí SO_2 ve městech s nejvyšší hodnotou roční koncentrace v posledním roce měření je zobrazen na obr. 4.2b.

Roční aritmetické průměry **sumy oxidů dusíku** (NO_x) se v roce 2005 pohybovaly v rozmezí 6,2 až 176,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Roční imisní charakteristiky sumy oxidů dusíku na pozadových stanicích ČHMÚ nepřekročily 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Košetice – 10,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Bílý Kříž – 7,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Hodnota 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ročního aritmetického průměru byla překročena v Praze na pěti stanicích, nejvyšší hodnota byla zjištěna v Praze 2 na stanici v Legerově ulici (dopravní „hot spot“). Znečištění ovzduší sumou oxidů dusíku má dlouhodobě stabilní charakter bez výrazných výkyvů.

Roční průměrné koncentrace **suspendovaných částic frakce PM_{10}** se ve sledovaných sídlech pohybovaly od 23 do 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (obr. 4.3a). Po mírném výkyvu k nižším hodnotám v roce 2004 měřené hodnoty v roce 2005 opět stouply (obr. 4.3b). Alespoň jedno z kritérií překročení ročního imisního limitu pro suspendované částice frakce PM_{10} (aritmetický roční průměr $> 40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a/nebo více než 35 překročení 24-hodinového limitu 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{kalendářní rok}$) bylo v roce 2005 naplněno v 19 sledovaných sídlech, mimo jiné ve všech částech Prahy, celkem na 57 % stanic (obr. 4.3c). Nejvyšší počet 24-hodinových hodnot nad 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ – 160 bylo zaznamenáno na měřicí stanici v Ostravě (č. ISKO 1410); alespoň jednou byla hodnota 24-hodinového imisního limitu překročena na všech do hodnocení zahrnutých stanicích. Hodnota ročního aritmetického průměru na pozadové stanici ČHMÚ Košetice byla 28,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (a i zde bylo naměřeno více jak 35 překročení hodnoty 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{rok}$), což je plně srovnatelné s hodnotami měřenými ve sledovaných sídlech; zvýšenému znečištění ovzduší v České republice suspendovanými částicemi frakce PM_{10} lze tedy přisoudit plošný charakter.

Měření **suspendovaných částic frakce $\text{PM}_{2,5}$** pokračovalo v roce 2005 na vybraných stanicích v Praze a v dalších 13 sídlech. Průměrné roční koncentrace se na jednotlivých stanicích pohybují od 18,5 do 43,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Hodnotu 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ročního průměru překročilo v roce 2005 17 z 18 měřících stanic, cílovou hodnotu 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ročního průměru navrhovanou v rámci přípravy nové rámcové direktivy EU překročily stanice v Brně, Kladně, Teplicích, Hradci Králové, Olomouci a Ostravě a hodnota ročního průměru nad 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ byla zjištěna na dvou ostravských stanicích (č. ISKO 1410 a 1064).

Imisní charakteristiky **oxidu dusičitého** byly v roce 2005 vyhodnoceny na celkem 76 stanicích ve 39 oblastech (obr. 4.5a). Hodnoty přirozeného pozadí NO_2 v ČR nepřesahují 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (9,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ v Košeticích a 7,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na Bílém Kříži). Na dopravně silně zatížených stanicích – v Legerově ulici (č. ISKO 1483), ulici Svornosti (č. ISKO 437) a Sokolovské ulici (č. ISKO 446) dosáhly hodnoty ročního průměru téměř dvojnásobku imisního limitu – 76 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Mimo pražské lokality pak byl imisní limit překročen pouze na stanici v Děčíně (č. 576 – 50,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Znečištění ovzduší oxidem dusičitým se zvolna zvyšuje, takže například v Praze již byla hodnota stanoveného ročního imisního limitu překročena na více než polovině (14 z 22) stanic.

Koncentrace přízemního **ozónu** v ovzduší byly sledovány v 16 městech. Roční aritmetické průměry se pohybovaly v rozmezí od 32,5 do 67,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (obr. 4.6a). V roce 2005 nebyla zaznamenána na stanicích hygienické služby žádná ozónová epizoda (překročení hodinové hodnoty 180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), vyhodnocení dat stanic ČHMÚ nebylo v době zpracování této zprávy k dispozici.

Imisní charakteristiky **oxidu uhelnatého** byly sledovány ve 20 oblastech na 34 stanicích. Hodnota roční pozadové koncentrace v ČR byla přibližně 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Košetice), aritmetické průměry

v monitorovaných sídlech nepřekročily $700 \mu\text{g}/\text{m}^3$, jen na dopravně zatížených stanicích (ulice Legerova, Svornosti a Sokolovská v Praze) se pohybovaly okolo $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.3.1.2 Kovy v suspendovaných částicích

Hmotnostní koncentrace sledovaných těžkých kovů byly získány analýzou čtrnáctidenních sumáčnických vzorků suspendovaných částic. Úroveň znečištění ovzduší sledovanými prvky v období 1995 až 2005 je po období poklesu již víceméně stabilní bez významnějších výkyvů.

Hodnota ročního cílového imisního limitu pro **arzen** byla překročena na stanici č. ISKO 411 v Tanvaldu ($0,0072 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Nalezené roční aritmetické průměry se na ostatních stanicích pohybovaly v rozmezí od $0,0005 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Meziboří) do $0,0059 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Ostrava) (obr. 4.8a). Hodnoty ročního aritmetického průměru na 34 z 57 stanic nepřekročily $0,002 \mu\text{g}/\text{m}^3$, tj. pohybovaly se na úrovni požadových stanic.

Hodnota ročního cílového imisního limitu **kadmia** byla téměř trojnásobně překročena na stanici č. ISKO 411 v Tanvaldu ($0,0142 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (obr. 4.10a). Ve většině sledovaných sídel nepřekročilo rozmezí hodnot ročního aritmetického průměru úroveň 1/5 imisního limitu ($0,001 \mu\text{g}/\text{m}^3$), tj. úroveň přirozeného pozadí; pouze stanice v Příbrami, Liberci a 2 stanice v Ostravě vykazovaly hodnoty blízké polovině limitu.

Imisní limit stanovený pro **olovo** a doporučená hodnota WHO nebyly v roce 2005 překročeny ani na jedné měřicí stanici. Měřené hodnoty se pohybovaly v rozsahu 1 až 10 % imisního limitu a velmi dobrá shoda hodnot ročního aritmetického a geometrického průměru ve většině oblastí svědčí o stabilitě a homogenitě měřených imisních hodnot bez velkých sezónních, klimatických či jiných výkyvů (obr. 4.11a).

Chrom nemá stanoven imisní limit. Pro šestimocný chrom (Cr^{+VI}) je sice stanovena hodnota referenční koncentrace (na základě doporučení WHO) $2,5 \cdot 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$, tu však nelze použít pro hodnocení celkového chromu ve venkovním ovzduší (variabilní směs Cr^{+III} a Cr^{+VI} s odhadovaným zastoupením Cr^{+VI} v rozsahu od 10 % do 0,001 % tj. čtyř řádů). Roční aritmetické průměry naměřených koncentrací chromu se pohybovaly v rozmezí od $0,00072 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na stanici v Olomouci až po $0,0389 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na stanici č. 472 v Kladně. Ve většině sledovaných sídel nebyla překročena hodnota $0,005 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (obr. 4.12).

Cílový imisní limit stanovený pro **nikl** nebyl v roce 2005 překročen ani na jedné z měřicích stanic. Nalezené roční aritmetické průměry koncentrací niklu se pohybovaly v rozmezí od $0,00072 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Havlíčkův Brod) do $0,0082 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Děčín a Kroměříž), tj. nepřekročily 40 % stanoveného CIL (obr. 4.9). Hodnoty získané na požadových stanicích Košetice ($0,001 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a Bílý Kříž ($0,0007 \mu\text{g}/\text{m}^3$) leží na spodní hranici rozpětí měřených sídel, v zatížených oblastech jsou měřeny koncentrace až 12krát vyšší.

Nalezené roční aritmetické průměry koncentrací **manganu** se v roce 2005 pohybovaly, s výjimkou průmyslově zatížené stanice č. ISKO 1457 v Ústí nad Labem, v rozmezí od $0,001 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na stanici v Meziboří, do $0,0516 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na stanici v Praze 8. Hodnoty získané na požadových stanicích Košetice ($0,00519 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a Bílý Kříž ($0,0052 \mu\text{g}/\text{m}^3$) odpovídají přibližně středu rozmezí hodnot nalézáných ve sledovaných sídlech (obr. 4.13).

4.3.2 Kontaminanty městského ovzduší organické povahy

Mezi sledované škodliviny v ovzduší organické povahy patří látky se závažnými zdravotními účinky, řada z nich patří mezi mutageny, respektive karcinogeny. Mohou být vázány na jemné suspendované částice nebo se vyskytují ve formě par. Koncentrace těchto látek jsou sledovány ve vybraných sídlech většinou pouze na jedné měřicí stanici, hodnoty proto nerepresentují situaci v celém sídle.

4.3.2.1 Polycyklické aromatické uhlovodíky

Monitoring polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) probíhal v roce 2005 na 21 stanicích v 17 sídlech (po zahrnutí stanic provozovaných ČHMÚ). Na 14 stanicích byl sledován soubor 12 PAU podle metodiky US EPA TO – 13, na dalších sedmi zahrnutých stanicích bylo spektrum měřených látek omezeno na partikulárně vázané výšemolekulární sloučeniny zachycované pouze na křemenných filtrech. Odběry vzorků ovzduší byly prováděny každý šestý den.

Na 17 stanicích (81 %) byl v roce 2005 překročen cílový imisní limit pro **benzo(a)pyren** – 1 ng/m^3 . Nejvýznamněji na 2 stanicích v Ostravě (roční průměrné koncentrace $9,2 \text{ ng/m}^3$ a $5,5 \text{ ng/m}^3$) a na stanici v Karviné ($3,1 \text{ ng/m}^3$) (obr. 4.7a). V zimním období byly na těchto stanicích zaznamenány i průměrné 24-hodinové koncentrace nad 30 ng/m^3 . Cílový imisní limit byl dále překročen na stanicích v Praze, Brně, Olomouci, Hradci Králové, Plzni, Ústí nad Labem, Liberci, Mostě, Teplicích a Kladně. Naopak nejnižší naměřené hodnoty benzo(a)pyrenu na stanicích v Sokolově a ve Žďáru nad Sázavou ($0,8 \text{ ng/m}^3$) byly srovnatelné s koncentracemi zjištěnými na pozadové stanici v Košetcích ($0,6 \text{ ng/m}^3$).

Pro **benzo(a)anthracenu** (BaA) byly zjištěny roční průměrné koncentrace v širokém rozpětí $0,8\text{--}10,2 \text{ ng/m}^3$ (obr. 4.7a). K překročení roční referenční koncentrace došlo na stanici ISKO č. 1467 v Ostravě. Také hodnoty na dalších dvou stanicích, v Ostravě a v Karviné, potvrdily dlouhodobě zvýšené koncentrace této látky ($5,1$ až $8,9 \text{ ng/m}^3$). Na ostatních stanicích nebyla překročena hodnota třetiny referenční koncentrace.

Nejvyšší celková průměrná roční koncentrace polyaromatických uhlovodíků, vyjádřená jako **suma PAU**, byla zjištěna na stanici ISKO č. 1410 v Ostravě ($189,3 \text{ ng/m}^3$). I v případě tohoto faktoru byla potvrzena vyšší zátěž ostravsko-karvinské oblasti. V ostatních sledovaných lokalitách byla tato hodnota 2–6krát nižší.

Směs PAU tvoří řada látek s rozdílnou zdravotní závažností, ty z nich klasifikované jako pravděpodobné karcinogeny se liší významností zdravotních účinků. Porovnáním potenciálních karcinogenních účinků různých zástupců polyaromatických uhlovodíků se závažností jednoho z nejtoxičtějších a nejlépe popsanych – benzo(a)pyrenu – lze vyjádřit karcinogenní potenciál směsi PAU v ovzduší na základě zjištěných koncentrací pomocí toxického ekvivalentu benzo(a)pyrenu (TEQ BaP). Při jeho výpočtu byly použity toxické ekvivalentové faktory (TEF) podle US EPA (viz tabulka). Vynásobením koncentrace každého zástupce PAU tímto faktorem je po sečtení získána hodnota toxického ekvivalentu benzo(a)pyrenu směsi PAU.

	TEF		TEF		TEF
benzo(a)pyren	1	benzo(b)fluoranthen	0,1	dibenz(a,h)antracen	1
benzo(k)fluoranthen	0,01	benzo(a)antracen	0,1	indeno(c,d)pyren	0,1

I v tomto ukazateli patří ostravsko-karvinsko po celou dobu monitoringu k nejzátíženějším oblastem. V roce 2005 byl nejvyšší karcinogenní potenciál zjištěn na stanici č. 1467 v Ostravě (roční průměr $12,6 \text{ ng/m}^3$) a několikanásobně převyšoval všechna ostatní sledovaná místa. Naopak na stanici č. 517 v Karviné byla v roce 2005 zjištěna nejnižší hodnota ($4,8 \text{ ng/m}^3$) za osm let monitoringu, viz obr. 4.7b, kde je znázorněn průběh hodnot toxického ekvivalentu BaP za období 1997 až 2005.

4.3.2.2 Těkavé organické látky

V roce 2005 byly zpracovány hodnoty koncentrace těkavých organických látek v ovzduší (Volatile organic compounds – VOC) ze 6 stanic provozovaných hygienickou službou (HS) a 15 stanic provozovaných ČHMÚ. Na stanicích provozovaných HS byly sledovány 42 organické sloučeniny (podle metodiky US EPA TO – 14), do hodnocení bylo zahrnuto 23 z nich, neboť koncentrace ostatních se nacházejí ve většině měření pod mezí stanovitelnosti. Vzorkování bylo v zimním období prováděno každý šestý den, od dubna do září pak každý dvanáctý den. Stanice provozované ČHMÚ sledovaly pomocí automatických analyzátorů koncentrace benzenu, toluenu, etylbenzenu a sumy xylenů.

Pro benzen je podle Nařízení vlády č. 350/2002 Sb. ve znění následných právních úprav stanoven roční imisní limit $5 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Mezi další důležité VOC, pro které jsou stanoveny referenční koncentrace, patří aromatické uhlovodíky (toluen, suma xylenů, styren, suma trimetylbenzenů) a chlorované alifatické i aromatické uhlovodíky (trichlormetan, tetrachlormetan, trichloreten, tetrachloreten, chlorbenzen, suma dichlorbenzenů).

Úroveň znečištění ovzduší **benzenem** byla v roce 2005 zjišťována celkem na 21 stanicích. Průměrná roční koncentrace překročila imisní limit na 3 stanicích v Ostravě a na 1 stanici v Praze (dopravní „hot-spot“ v Legerově ulici). Nejvyšší průměrná roční koncentrace benzenu byla naměřena v Ostravě na stanici č. 1467 – $10,26 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Na stanicích v ostatních sídlech se koncentrace pohybovaly v rozmezí $0,8\text{--}3,94 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (obr. 4.4). Ve srovnání s rokem 2004 se zátěž ve sledovaných oblastech mírně zvýšila.

Ostatní sledované těkavé organické látky nepřekročily na žádné stanici referenční (nejvyšší doporučené) koncentrace; průměrné roční koncentrace se většinou pohybovaly do 25 % této hodnoty (viz hodnoty sumy xylenů na obr. 4.4), pouze pro trichloreten byla zjištěna na stanici č. ISKO 1467 v Ostravě hodnota $1,33 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, což přesahuje polovinu referenční koncentrace pro tuto látku.

4.4 Hodnocení expozice základním škodlivinám

4.4.1 Index kvality ovzduší

Zpracování Indexu kvality ovzduší (IKO_R) vychází z limitních koncentrací (imisní limit – IL a cílový imisní limit – CIL) škodlivin, uvedených v Nařízení vlády č. 350/2002 Sb. ve znění následných předpisů (429/2005 Sb.). Do zpracování Indexu kvality ovzduší byly zahrnuty roční hodnoty aritmetického průměru SO₂, NO₂, suspendovaných částic frakce PM₁₀, arzenu, kadmia, niklu, olova, benzenu a benzo(a)pyrenu. Z důvodů dlouhodobého vývoje a vyšší variability měřených koncentrací sledovaných látek v hodnocených sídlech byla metodika výpočtu IKO upravena a do výpočtu byly zahrnuty pouze hodnoty větší než 20 % stanoveného (cílového) imisního limitu.

Postup výpočtu IKO_R je možno nalézt na www.szu.cz/chzp/ovzdusi/dokumenty/index.htm. Index kvality ovzduší byl vypočten pro dvě skupiny sídel – do první skupiny jsou zařazena sídla, kde

jsou měřeny běžně sledované látky, do druhé – po rozšíření dat ze stanic ČHMÚ – 16 lokalit, kde jsou navíc sledovány polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU).

V první skupině sídel se hodnoty IKO_R pohybují v rozsahu od druhé třídy (vyhovující ovzduší) až čtvrté třídy kvality ovzduší (mírně znečištěné ovzduší) na stanicích v Praze 2, Praze 9 a díky vysokému lokálnímu znečištění arzenem a kadmii i stanice č. 411 v Tanvaldu. V této skupině sídel byl nejčastěji překročen imisní limit pro suspendované částice frakce PM_{10} . Hodnoty IKO_R jsou znázorněny na obr. 4.14, kde jsou pro srovnání uvedeny i hodnoty vypočtené pro požadovou stanici ČHMÚ Bílý Kříž (0,646) a pro dopravní „hot-spot“ v Legerově ulici v Praze 2 (3,353).

Ve druhé skupině měřené lokality Žďár nad Sázavou a Sokolov patří do druhé třídy kvality ovzduší, většina sledovaných lokalit spadá do třetí třídy kvality ovzduší. Dlouhodobě vyšší zátěž se potvrdila v Praze a v ostravsko-karvinské oblasti, které jsou hodnoceny ve čtvrté třídě kvality ovzduší (znečištěné ovzduší). Nejčastěji je stále překračován cílový imisní limit pro benzo(a)pyren, imisní limit pro suspendované částice frakce PM_{10} a zvýšila se i frekvence překročení imisního limitu pro oxid dusičitý. Hodnoty IKO_R jsou znázorněny na obr. 4.14 a také tam je pro srovnání zahrnuta hodnota spočtená pro požadovou stanici ČHMÚ, v tomto případě v Košetících (1,565).

4.4.2 Expozice škodlivinám z ovzduší

Uplatnění vlivů znečišťujících látek z ovzduší na zdraví je závislé na jejich koncentraci v ovzduší a době, po kterou jsou lidé těmto látkám vystaveni. Zhodnocení expozice je komplikováno inter a intraindividuální variabilitou. Skutečná expozice v průběhu roku a v průběhu života jednotlivce značně kolísá a liší se v závislosti na povolání, životním stylu, resp. na koncentracích látek v různých lokalitách a prostředích. Koncentrace škodlivých látek se liší v různých prostředích (venkovní prostředí a vnitřní prostředí budov), v různých lokalitách (např. město oproti venkovu, oblasti s rozdílnou dopravní zátěží, okolí průmyslových závodů), v čase (typické sezónní změny v průběhu roku, denní variabilita) i v závislosti na klimatických podmínkách. Průměrná dlouhodobá expozice znečišťujícím látkám může být vyjádřena jako potenciální expozice obyvatel průměrné koncentrační hladině ve městě – jako „nabídka“ stratifikovaná například v intervalech limitních koncentrací.

Do hodnocení zátěže z venkovního ovzduší byl zahrnut oxid dusičitý, který indikuje spalovací procesy – zejména plynové vytápění a zátěž z dopravy, benzen, a suspendované částice frakce PM_{10} jako zdravotně nejvýznamnější plošně sledovaná látka. Podíl počtu obyvatel monitorovaných měst exponovaných škodlivinám z venkovního ovzduší v intervalech limitních koncentrací je zobrazen na obr. 4.15.

Expozice oxidům dusíku, zastoupeným zde oxidem dusičitým, zůstává vyšší a významnější. Poměrné zastoupení expozičních úrovní dlouhodobě zůstává stabilní, ale zvyšuje se rozpětí měřených hodnot – 48,7 % populace monitorovaných měst bylo v roce 2005 exponováno koncentracím oxidu dusičitého do $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 16 % populace v rozsahu $27\text{--}40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a u 35 % obyvatel je hodnota imisního limitu překračována; například v Praze je překračována na více jak polovině stanic.

V roce 2005 bylo 9 % obyvatel monitorovaných měst vystaveno koncentracím benzenu ve venkovním ovzduší přesahujícím imisní limit.

Zdravotně významná je stále expozice populace suspendovaným částicím frakce PM_{10} . Kritéria překročení ročního imisního limitu stanoveného pro frakci PM_{10} byla splněna u 81 % obyvatel sledovaných měst. Expozici suspendovaným částicím lze charakterizovat jako plošnou a dlouhodobou při zvolna narůstajících středních hodnotách.

4.5 Hodnocení zdravotních rizik karcinogenních látek

Odhad teoretického zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorových onemocnění důsledku dlouhodobé expozice škodlivinám z venkovního ovzduší byl proveden pro arzen, nikl, benzo(a)pyren a benzen. Odhad vychází z teorie bezprahového působení karcinogenních látek a uvažuje lineární vztah dávky a účinku. V uvedené tabulce jsou prezentovány hodnoty jednotkového rizika (riziko zvýšení pravděpodobnosti nádorového onemocnění při celoživotní expozici $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ látky z ovzduší).

Látka	As	Ni	BaP	Benzen
Jednotka rizika	1,50E-03	3,80E-04	8,70E-02	6,00E-6

Pro obyvatele každého monitorovaného města byla uvažována celoživotní expozice jednotlivým látkám na úrovni ročních aritmetických průměrů za rok 2005 a vypočtena míra individuálního rizika. Celkové karcinogenní riziko je pak součtem těchto dílčích rizik. Populační riziko, tj. zvýšené riziko výskytu případů nádorových onemocnění za rok pro hodnocenou exponovanou populaci, bylo přepočteno z individuálního rizika vynásobením počtem osob exponované populace v hodnoceném městě a vydělením hodnotou pro délku života (70 let). Výsledky shrnuje tab. 4.1, ve které je pro hodnocené škodliviny uvedena hodnota spočtená pro pozadové stanice (Košetice a Bílý Kříž), minimální hodnota zdravotního rizika, maximální a střední hodnota (aritmetický průměr) ze všech monitorovaných sídel, a na základě počtu obyvatel zahrnutých sídel také dílčí příspěvky hodnocených látek a celková hodnota populačního rizika.

Navýšení rizika se pohybuje pro jednotlivé látky v řádu 10^{-7} až 10^{-4} , největší příspěvek představuje expozice benzo(a)pyrenu. Pokud se pro odhad imisních koncentrací BaP a benzenu v místech, kde není realizováno měření těchto látek, použijí střední hodnoty z proměřených sídel, lze odhadnout, že expozice hodnoceným látkám v roce 2005 mohla teoreticky přispět ke vzniku 6,87 případů nádorových onemocnění u 3,23 milionů obyvatel monitorovaných měst.

Pro celoživotní expozici (70 let) koncentrační hladině zjištěné v roce 2005 by to znamenalo 481 přídatných nádorových onemocnění u 3,23 milionu obyvatel v monitorovaných sídlech. V přepočtu na 10 milionů obyvatel České republiky by se jednalo o 21 případů za rok 2005 a 1489 pro celoživotní expozici (70 let) hodnoceným škodlivinám z ovzduší.

Proti roku 2004 hodnota populačního rizika mírně poklesla, zřetelně u hodnot pro benzo(a)pyren (o 1,124). Protože se rozpětí měřených koncentrací nezměnilo, příčinou je pravděpodobně vyšší zastoupení méně exponovaných lokalit po zahrnutí hodnot ze 13 stanic provozovaných ČHMÚ.

4.6 Dílčí závěry

Výsledky sledování incidence ošetřených akutních respiračních onemocnění byly v roce 2005 obdobné jako v předchozích letech. Incidence kolísala ve sledovaných oblastech od jednotek po stovky případů na 1000 osob dané věkové skupiny v závislosti na ročním období a aktuální epidemiologické situaci. Nejvyšší nemocnost se tradičně vyskytuje ve věkové skupině 1 až 5 let. Ze spektra sledovaných akutních respiračních onemocnění byla nejpočetněji zastoupena onemocnění horních dýchacích cest (74 %). Vývoj ošetřených akutních respiračních onemocnění u dětí v období 1995–2005 se po počátečním zřetelném poklesu hodnot incidencí v období 1995 až 2002 víceméně stabilizoval.

Kvalita ovzduší ve sledovaných sídlech se v roce 2005 proti roku 2004 mírně zhoršila, zvláště ve znečištění suspendovanými částicemi. Význam látek jejichž emise do ovzduší jsou přímo svázány s narůstající dopravní zátěží přetrvává. Patří mezi ně především suspendované částice frakce PM_{10} , NO_2 , benzen a benzo(a)pyren. Kritéria překročení ročního imisního limitu pro suspendované částice frakce PM_{10} byla v roce 2005 naplněna v 19 sídlech (pro 81 % obyvatelstva v sídlech zahrnutých do Systému monitorování). Nezanedbatelná je i zátěž venkovního ovzduší suspendovanými částicemi frakce $PM_{2,5}$, kde předpokládanou roční cílovou hodnotu rámcové směrnice EU ($25 \mu g/m^3$) překračuje téměř polovina měřicích stanic. Imisní charakteristiky oxidu dusičitého jsou ve většině sídel srovnatelné s rokem 2004, imisní limit je překračován v dopravně významně zatížených lokalitách ve velkých městských aglomeracích.

Ze spektra sledovaných těžkých kovů vystupují hodnoty kadmia a arzenu, které na stanici v Tanvaldu překročily hodnotu cílového imisního limitu, v ostatních sídlech dosahují v nejvíce exponovaných lokalitách až hodnoty poloviny stanovených cílových imisních limitů.

Cílový imisní limit stanovený pro benzo(a)pyren je dlouhodobě překračován na většině měřicích stanic, což platí i po rozšíření o data ze 13 stanic provozovaných ČHMÚ v roce 2005.

Hodnoty benzenu byly srovnatelné nebo mírně zvýšené proti roku 2004; také v roce 2005 byla hodnota imisního limitu překročena na stanicích v ostravsko-karvinské oblasti a na dopravně exponované stanici v Praze, kde je dlouhodobě nalézána nejvyšší zátěž.

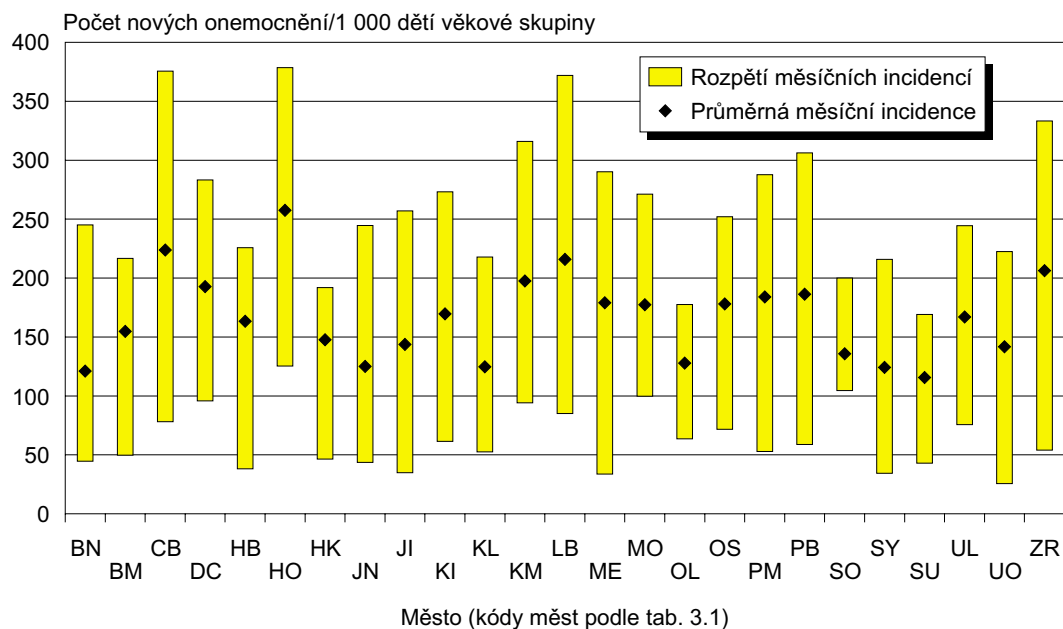
Bylo provedeno vyhodnocení zdravotních rizik pro látku s potenciálním karcinogenním působením. Hodnota zvýšení pravděpodobnosti nádorového onemocnění pro benzo(a)pyren byla v roce 2005 $6,4 \cdot 10^{-5}$, tedy téměř 6,4 případů na 100 000 obyvatel. Odhad populačního rizika pro obyvatele monitorovaných měst (3,23 milionu) byla v roce 2005 zhruba 6 nových případů, z toho 2,8 případů připadá na ostravsko-karvinskou oblast a 0,85 na pražskou aglomeraci. Hodnota pro benzen byla vypočtena ve výši $4,9 \cdot 10^{-6}$, což představuje necelých 5 případů na 1 milion obyvatel, odhad populačního rizika činil 0,4 nových případů; i zde má největší podíl ostravsko-karvinská oblast (0,2 případů). Pro arzen a nikl činila hodnota zvýšení rizika vzniku rakoviny 2,7 případů na 1 milion obyvatel, resp. 8,6 případů na 10 milionů obyvatel; odhad populačního rizika pro obyvatele monitorovaných měst činil 0,11 nových případů pro expozici arzenu a 0,04 pro expozici niklu.

Kromě průmyslově zatížených lokalit, mezi které stále ještě patří například Karviná, Ústí nad Labem nebo Liberec, se znečištění ovzduší koncentruje ve velkých městských aglomeracích (Praha, Brno, Ostrava), kde je překračován imisní limit u více sledovaných parametrů kvality ovzduší. V souvislosti s celorepublikovým nárůstem intenzity dopravy lze nalézt významně zatížená místa („hot spots“) i v ostatních městech, a v souvislosti s nárůstem cen energií a spotřeby fosilních paliv v domácnostech i v malých sídlech.

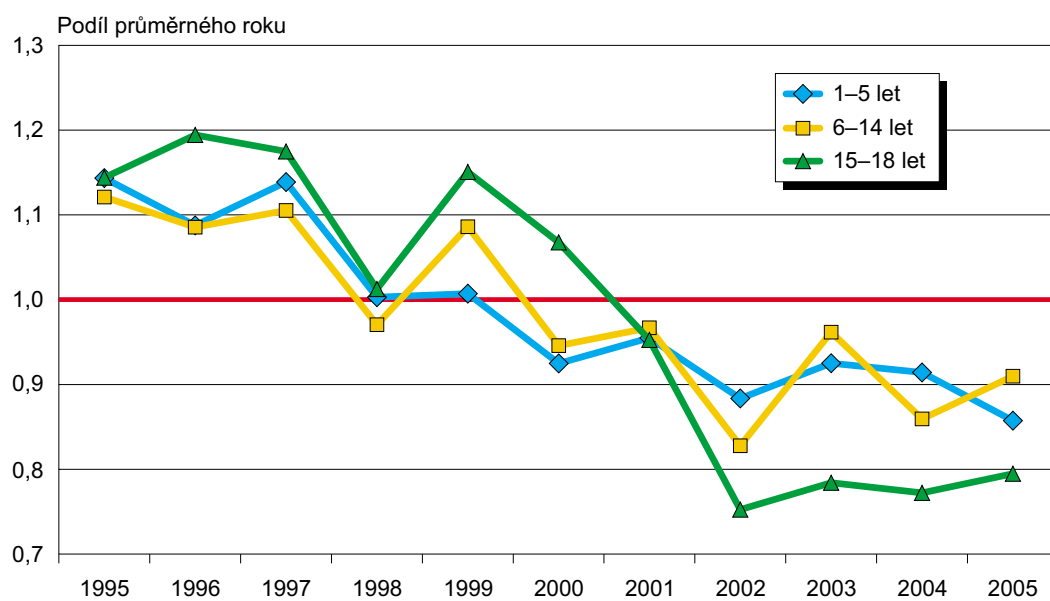
Tab. 4.1 Individuální a populační riziko zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorových onemocnění v důsledku expozice škodlivinám z ovzduší

Látka	Individuální zdravotní riziko ČR – 2005				Populační riziko – 2005 Odhad pro monitorovaná sídla/rok
	Pozadí	Min	Průměr	Max	
As	1,66E-06	8,17E-07	2,73E-06	1,08E-05	0,113
Ni	3,17E-07	2,64E-07	8,62E-07	2,78E-06	0,042
BaP	5,87E-05	5,30E-05	6,43E-05	5,81E-04	6,301
Benzen	4,89E-06	4,79E-06	4,89E-06	3,48E-05	0,414
Monitorovaná sídla celkem (3,23 mil. obyvatel)					6,870

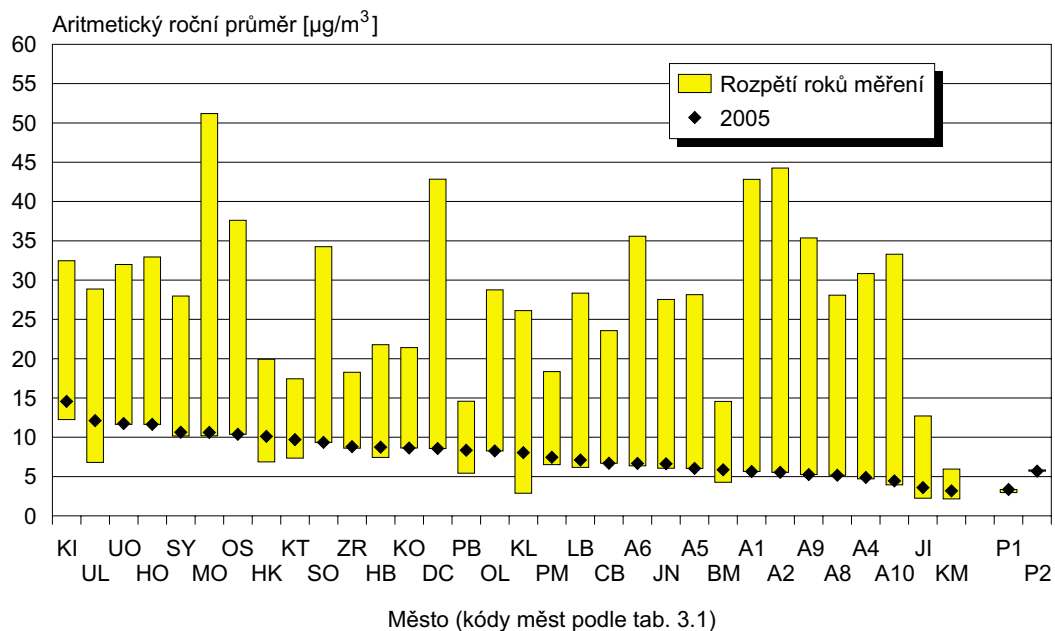
**Obr. 4.1a Ošetřená akutní respirační onemocnění (bez chřipky), 2005
děti 1–5 let**



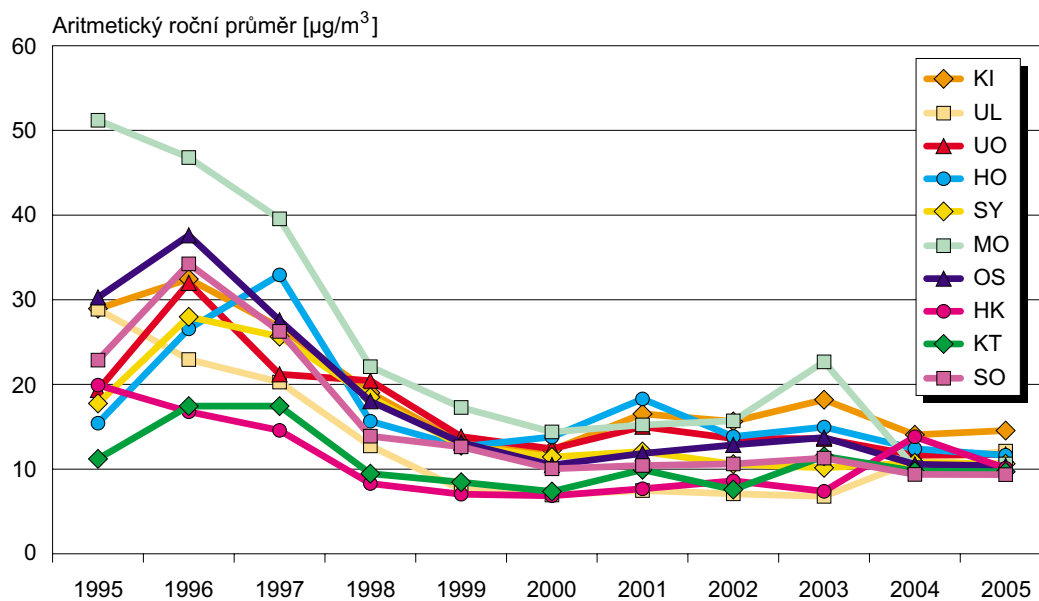
**Obr. 4.1b Vývoj ošetřených akutních respiračních onemocnění u dětí,
srovnání s průměrným rokem 1995–2005**



Obr. 4.2a Imise oxidu siřičitého v letech měření 1995–2005

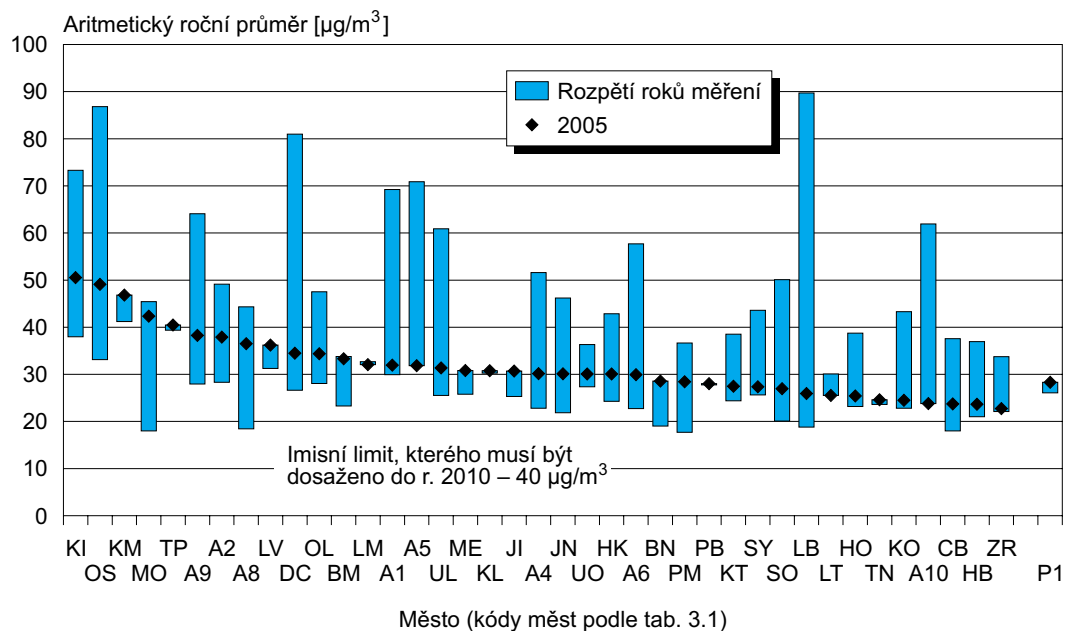


Obr. 4.2b Vývoj znečištění ovzduší oxidem siřičitým ve vybraných městech

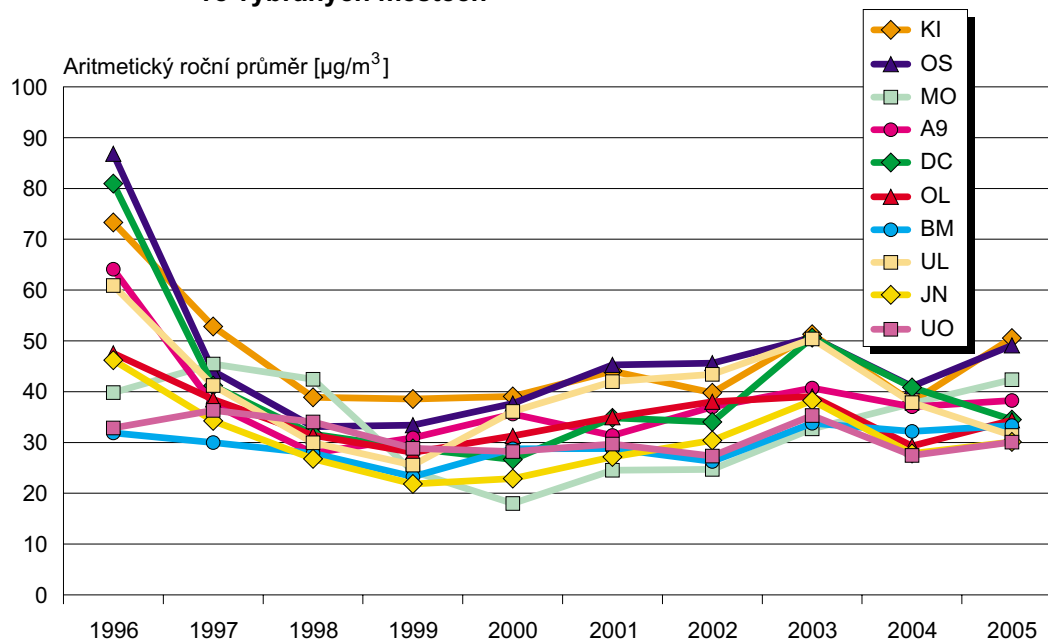


Pozn.: Města nejvíce zatížená, s dostatečnou řadou měření.

Obr. 4.3a Imise suspendovaných částic frakce PM₁₀ v letech měření 1996–2005

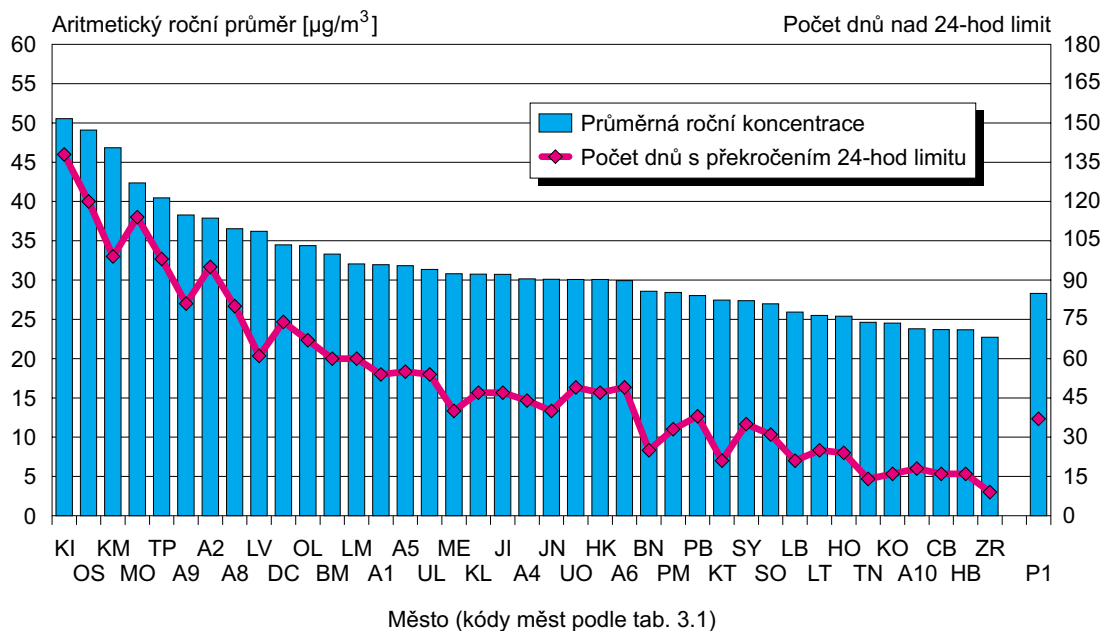


Obr. 4.3b Vývoj znečištění ovzduší suspendovanými částicemi frakce PM₁₀ ve vybraných městech



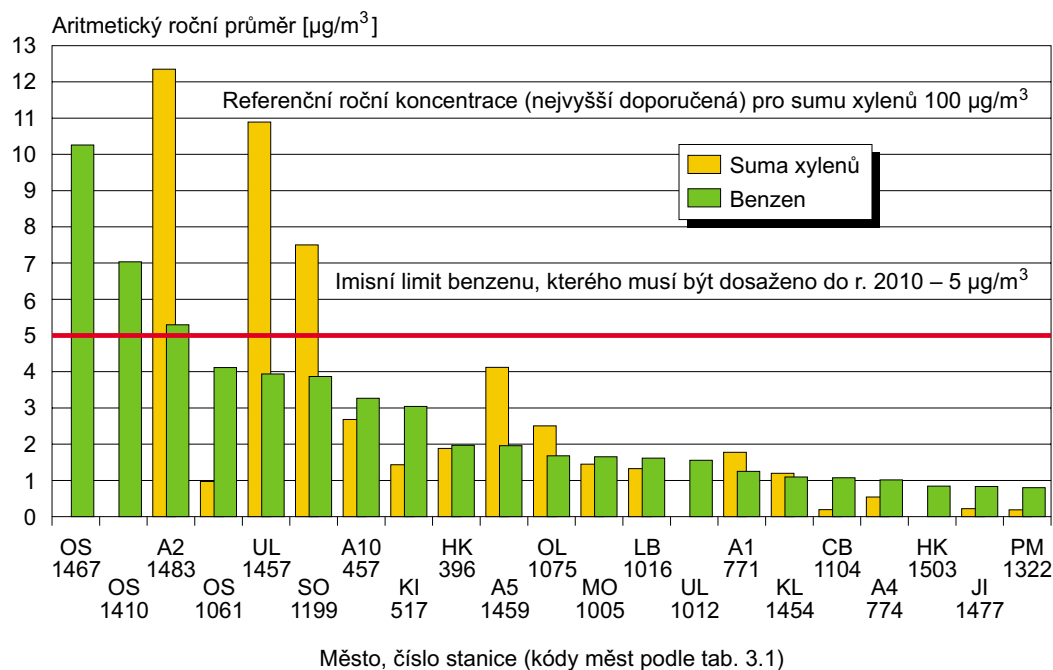
Pozn.: Města nejvíce zatížená, s dostatečnou řadou měření.
Praha zastoupena jedním obvodem.

Obr. 4.3c Imise suspendovaných částic frakce PM₁₀, počet dnů s překročením 24-hod limitu

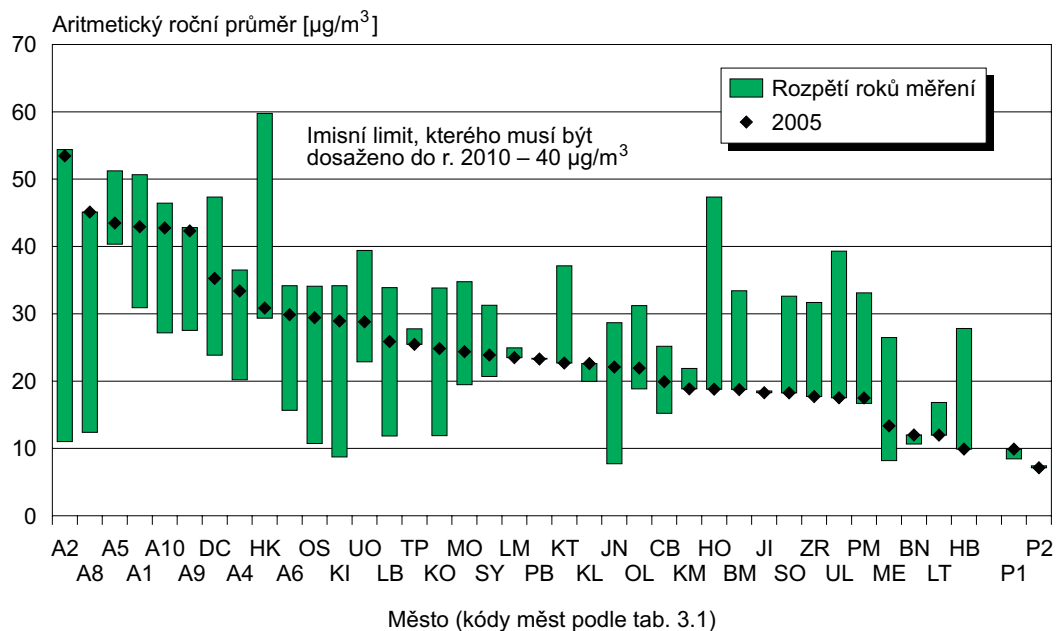


Pozn.: Podle Nařízení vlády č. 429/2005 Sb. nemá být hodnota 24-hod koncentrace 50 µg/m³ překročena více než 35 dní v roce.

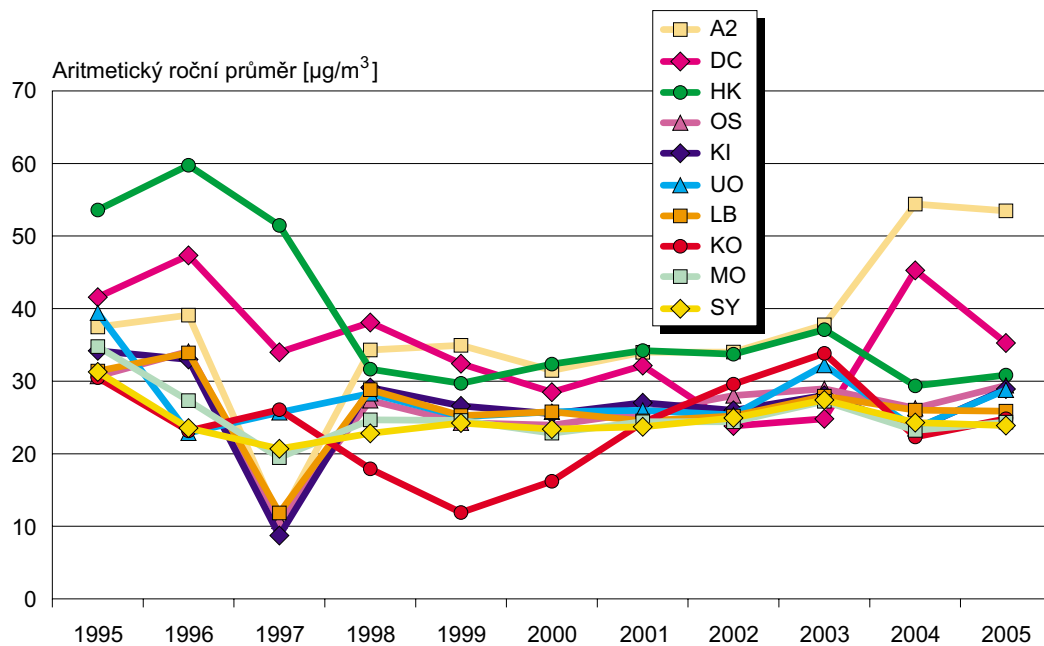
Obr. 4.4 Koncentrace benzenu a sumy xylenů v ovzduší



Obr. 4.5a Imise oxidu dusičitého v letech měření 1995–2005

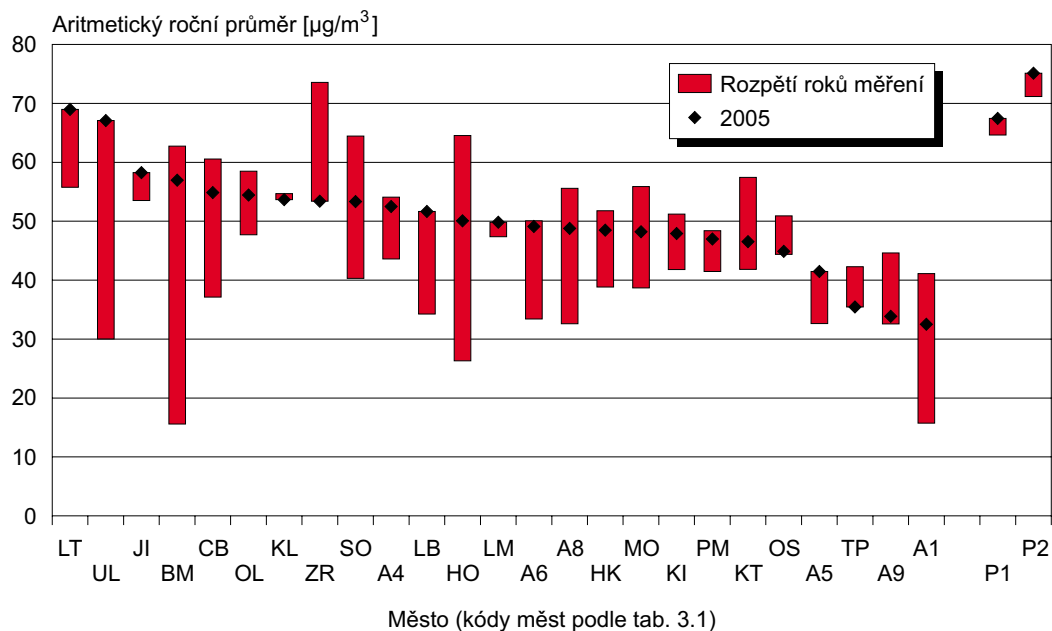


Obr. 4.5b Vývoj znečištění ovzduší oxidem dusičitým ve vybraných městech

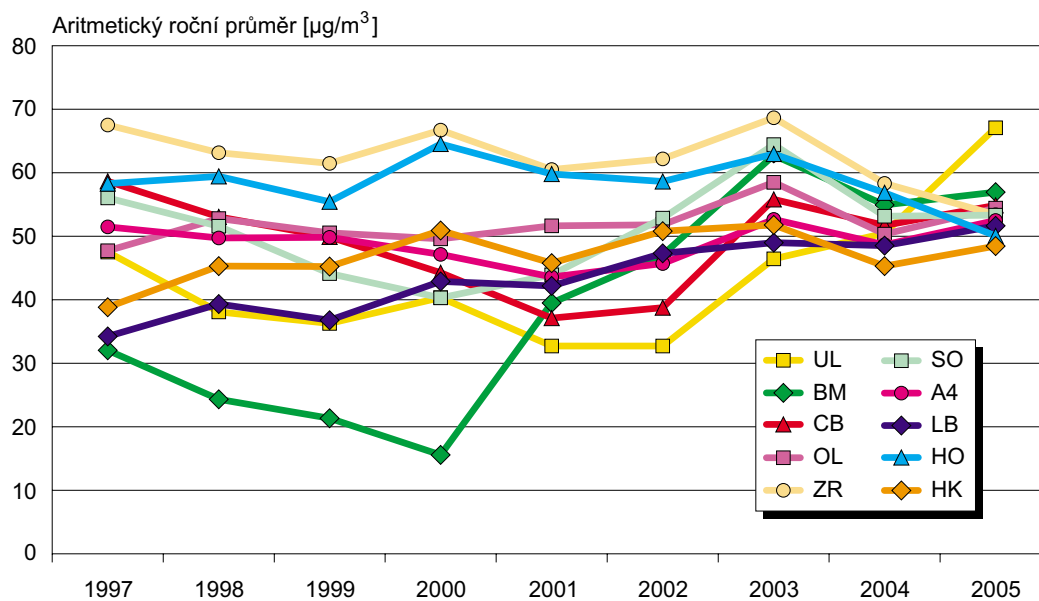


Pozn.: Města nejvíce zatížená, s dostatečnou řadou měření. Praha zastoupena jedním obvodem.

Obr. 4.6a Imise přízemního ozónu v letech měření 1995–2005

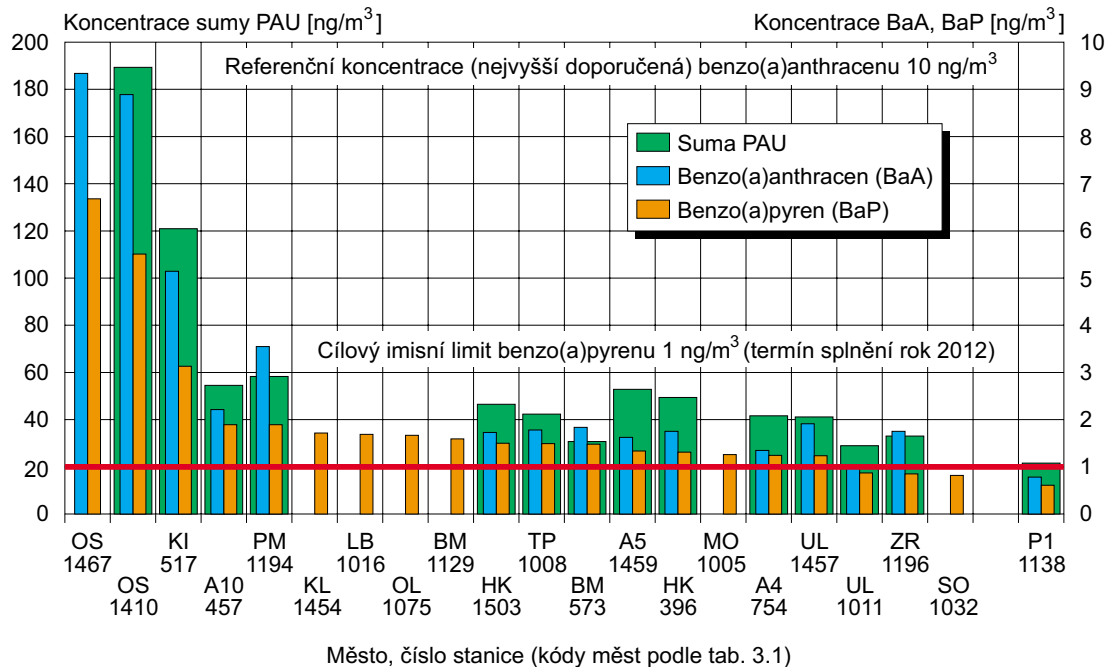


Obr. 4.6b Vývoj znečištění ovzduší přízemním ozónem ve vybraných městech

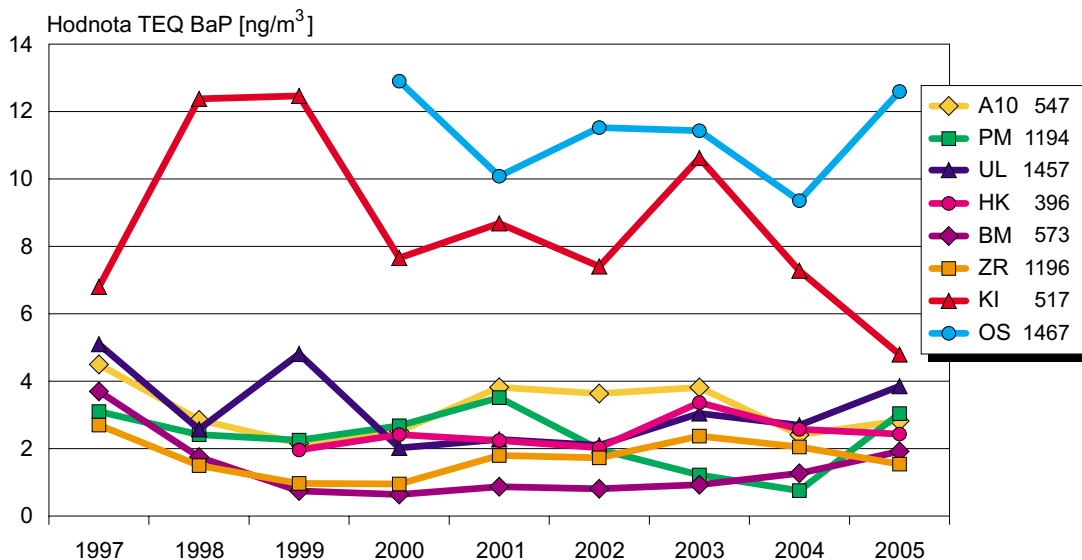


Pozn.: Města nejvíce zatížená, s dostatečnou řadou měření.
 Praha zastoupena jedním obvodem.

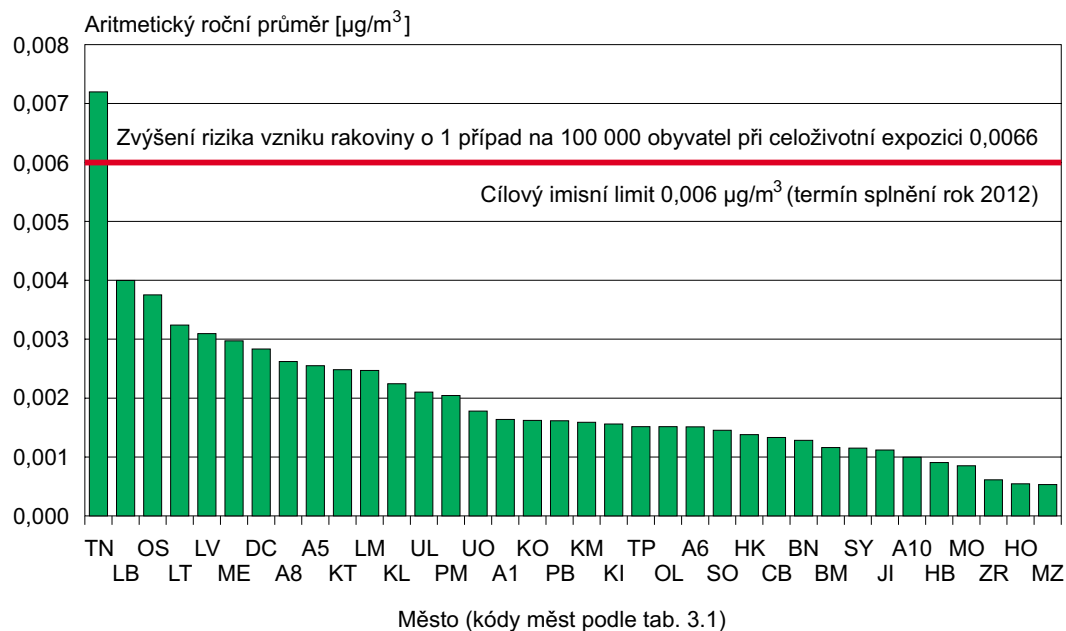
Obr. 4.7a Polyaromatické uhlovodíky (PAU) v ovzduší aritmetický roční průměr 2005



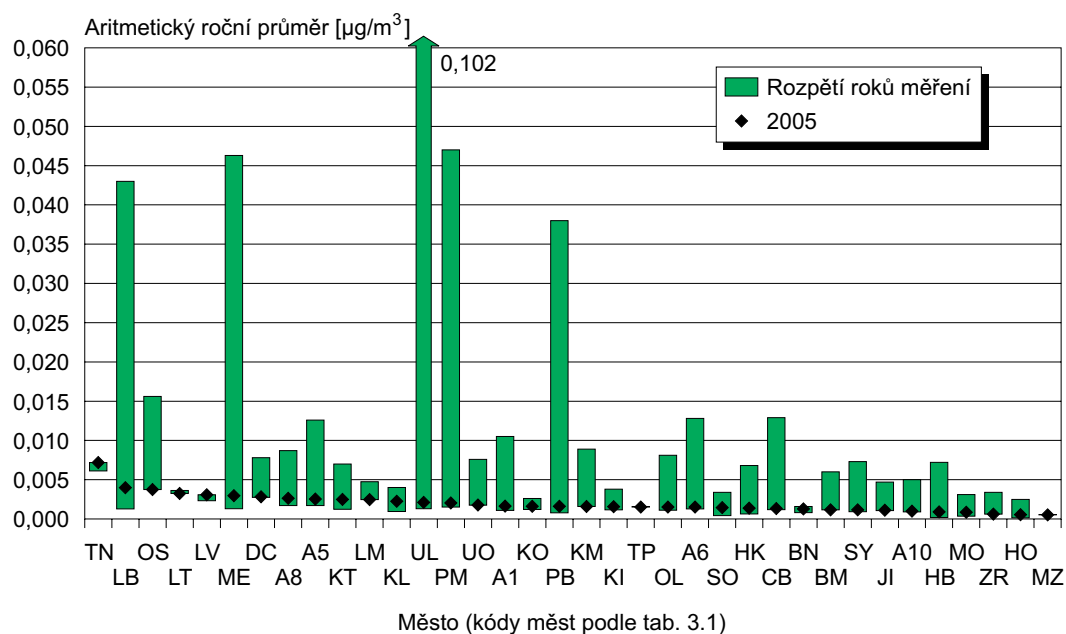
Obr. 4.7b Zdravotní závažnost polyaromatických uhlovodíků vyjádřená hodnotou toxického ekvivalentu benzo(a)pyrenu (TEQ BaP)



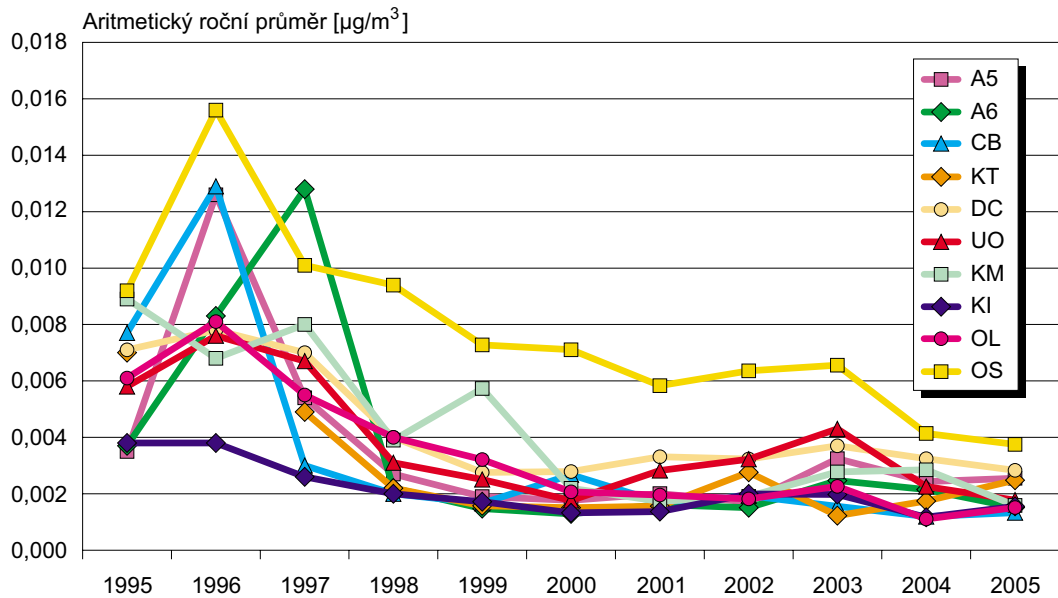
Obr. 4.8a Koncentrace arzenu v ovzduší, 2005



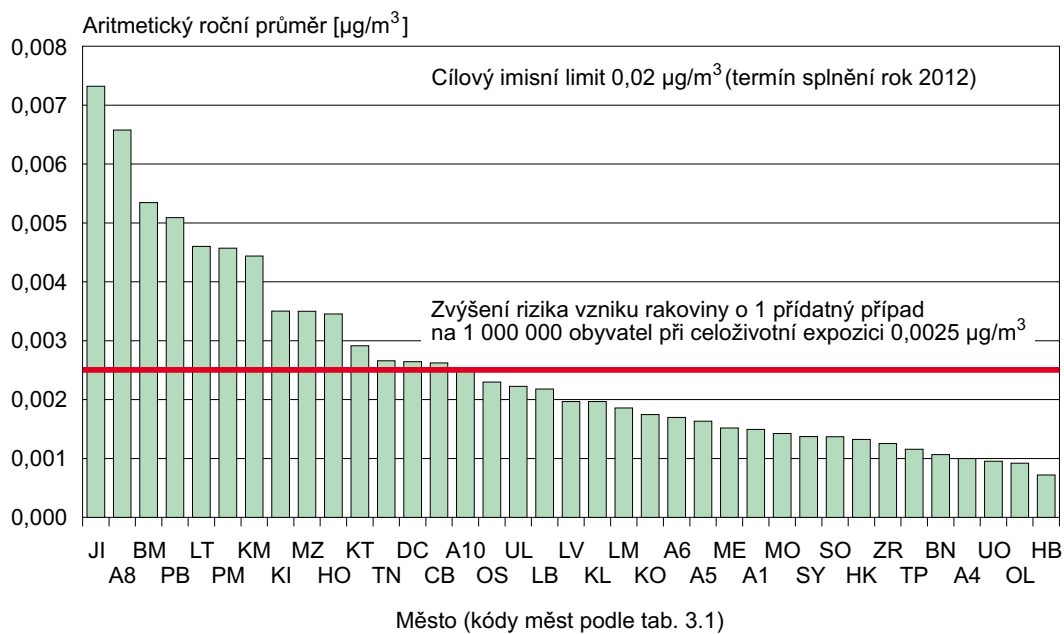
Obr. 4.8b Koncentrace arzenu v ovzduší v letech měření 1995–2005



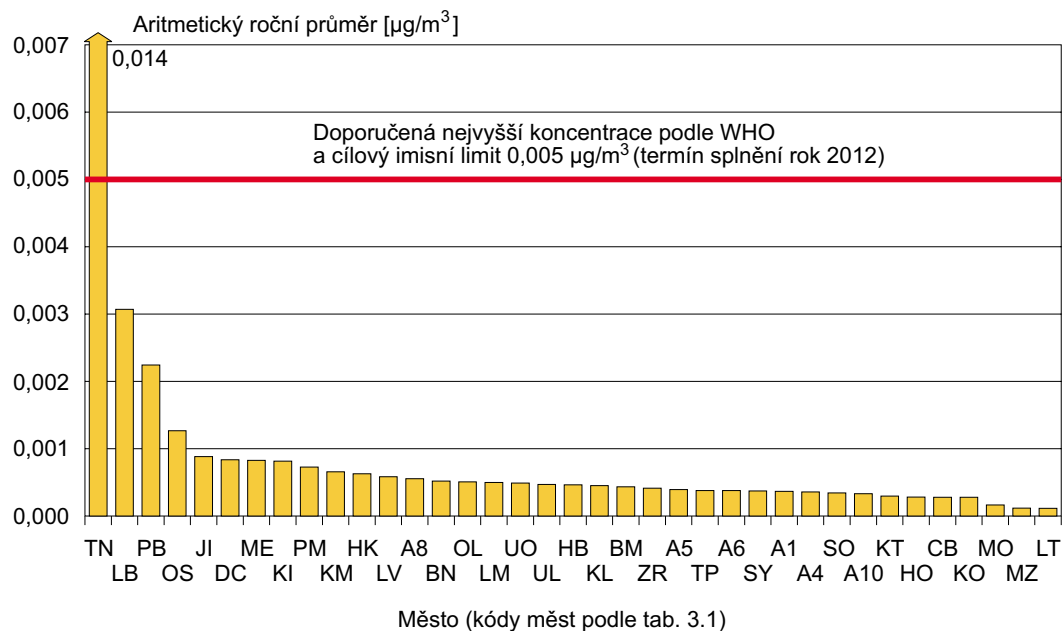
Obr. 4.8c Vývoj koncentrací arzenu v ovzduší vybraných měst



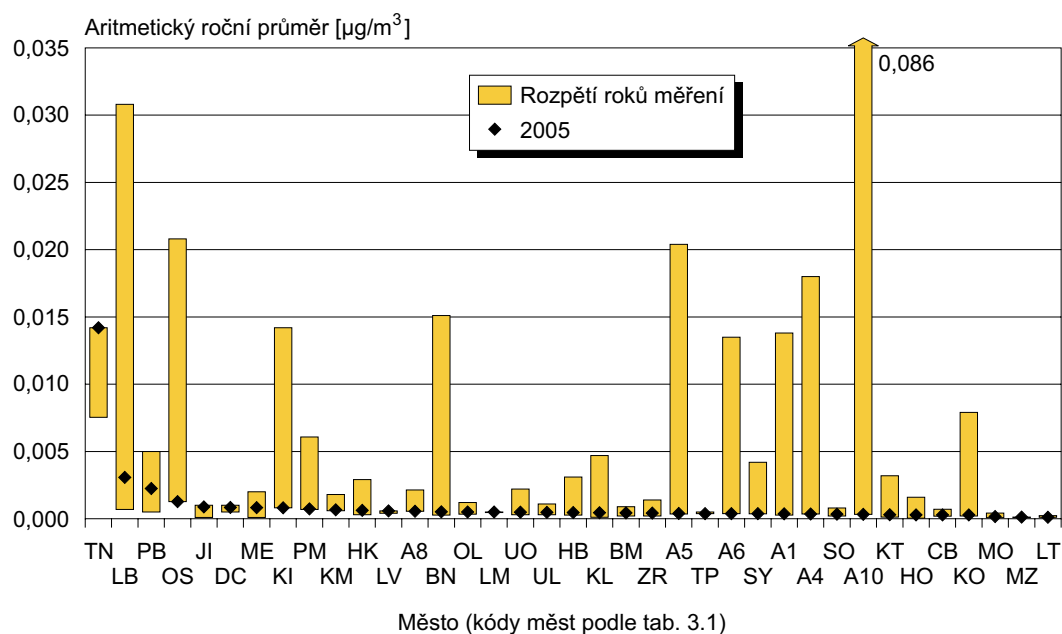
Obr. 4.9 Koncentrace niklu v ovzduší, 2005



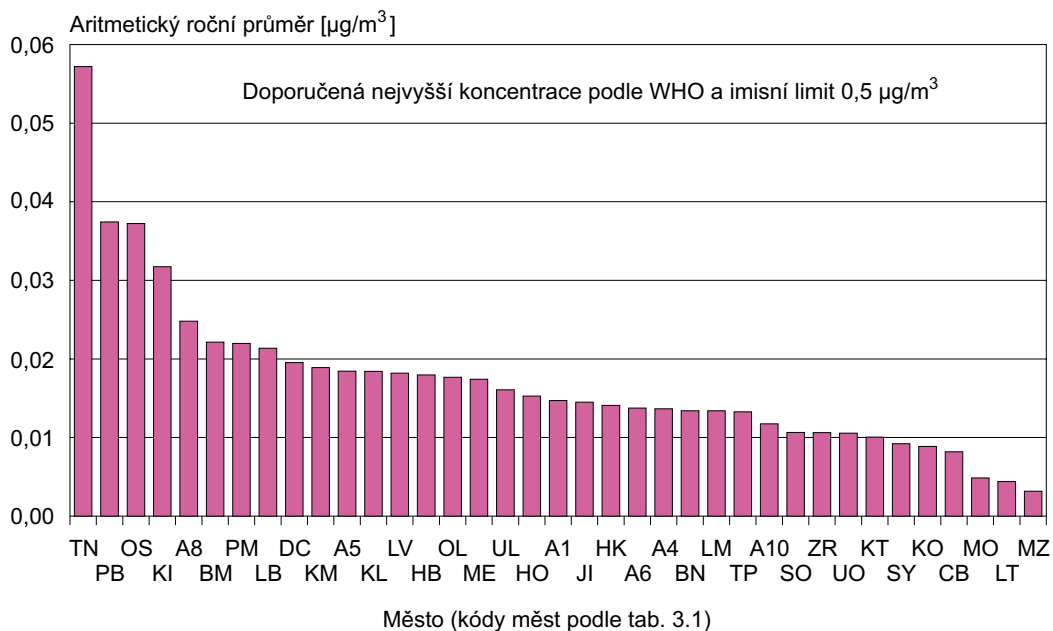
Obr. 4.10a Koncentrace kadmia v ovzduší, 2005



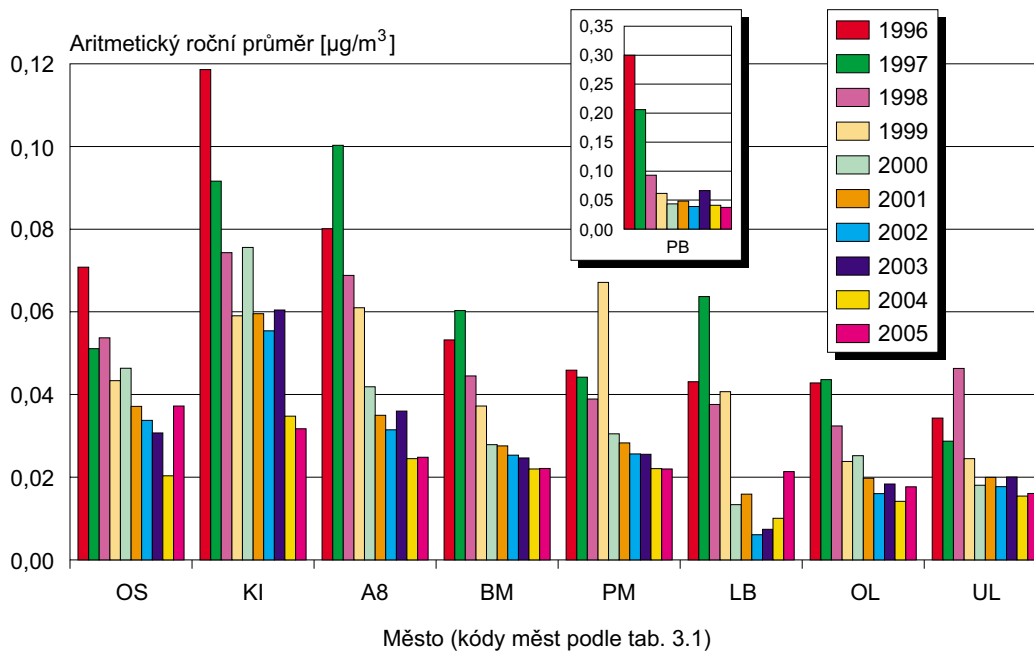
Obr. 4.10b Koncentrace kadmia v ovzduší v letech měření 1995–2005



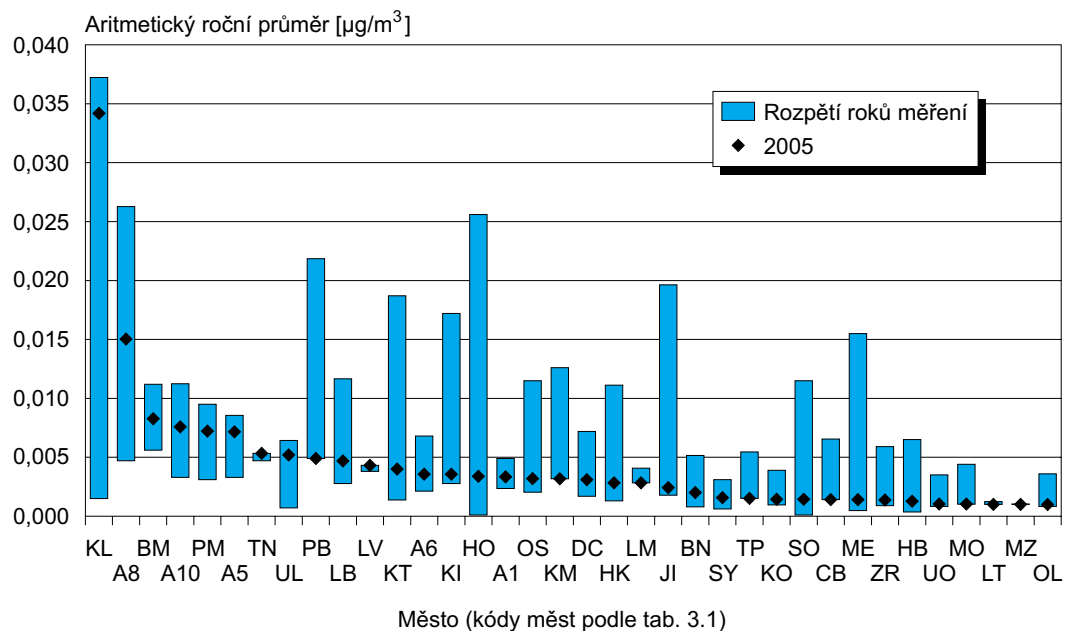
Obr. 4.11a Koncentrace olova v ovzduší, 2005



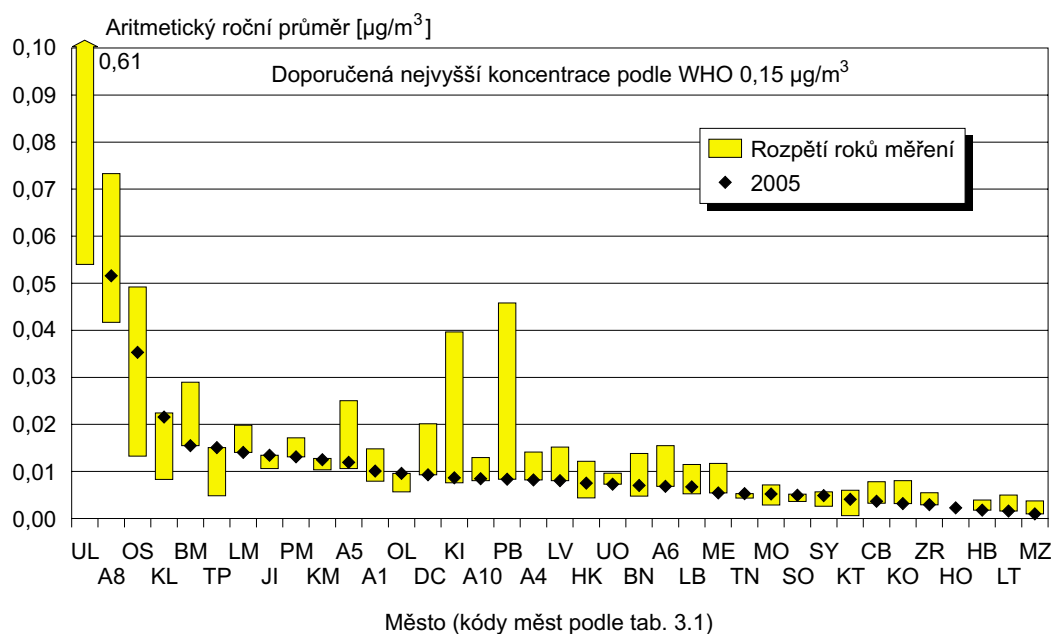
Obr. 4.11b Vývoj koncentrace olova v ovzduší vybraných měst



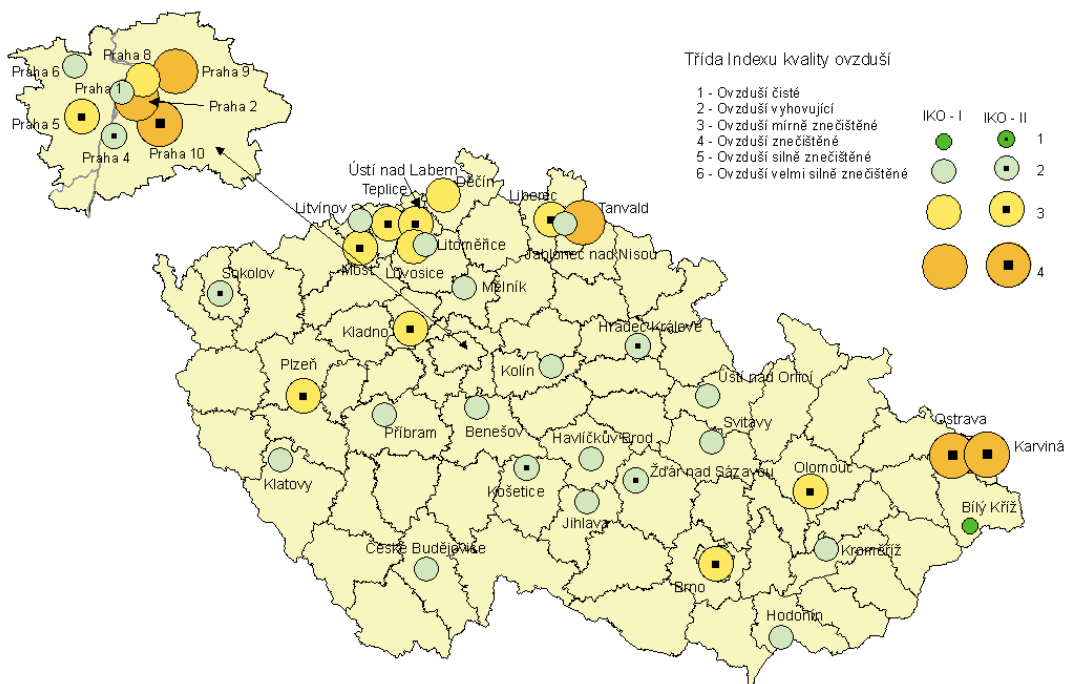
Obr. 4.12 Koncentrace chromu v ovzduší v letech měření 1995–2005



Obr. 4.13 Koncentrace manganu v ovzduší v letech měření 2000–2005

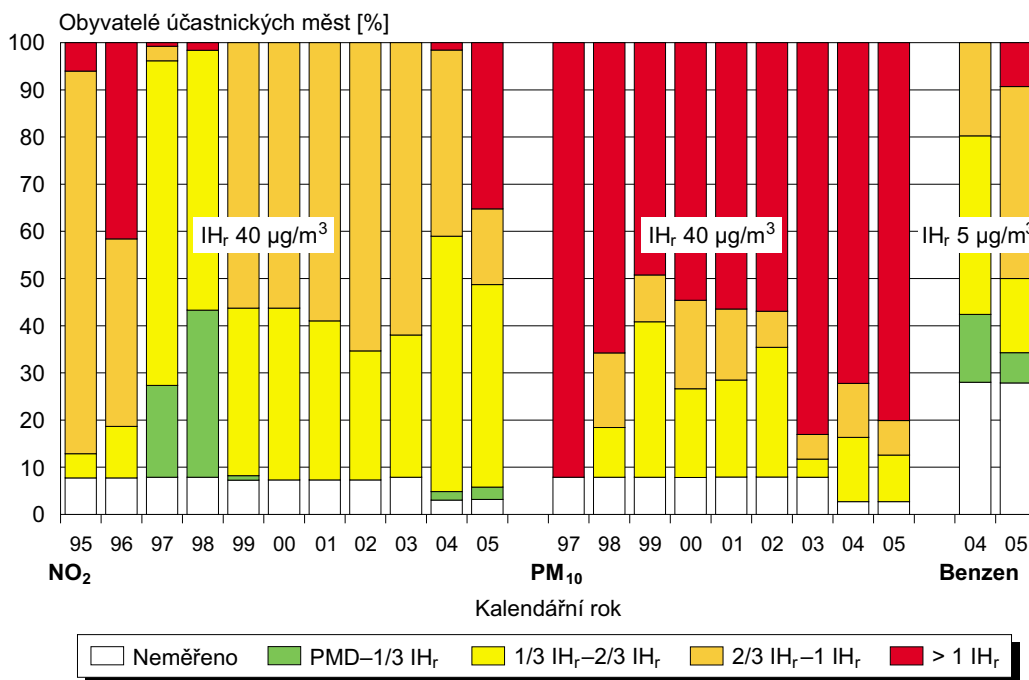


Obr. 4.14 Roční index kvality ovzduší, 2005



IKO - I do výpočtu zahrnuty standardně měřené látky (SO_2 , NO_2 , PM_{10} , toxické kovy) a benzen.
 IKO - II do výpočtu zahrnuty standardně měřené látky, benzen a polyaromatické uhlovodíky.

Obr. 4.15 Rozdělení obyvatel měst podle potenciální expozice vybraným škodlivinám z ovzduší (v intervalech ročního imisního limitu IH_r)



5. ZDRAVOTNÍ DŮSLEDKY A RIZIKA ZNEČIŠTĚNÍ PITNÉ VODY

5.1 Organizace monitorovacích aktivit

Od roku 2004 jsou zpracovávány údaje o kvalitě pitné vody získané v rámci celostátního monitoringu veřejných vodovodů v ČR za pomoci informačního systému (IS PiVo), jehož správcem je Ministerstvo zdravotnictví. Do IS PiVo byly též dodatečně vloženy výsledky stanovení ukazatelů jakosti pitné vody za roky 2002 a 2003. Základní jednotkou pro posuzování jakosti pitné vody ve veřejném vodovodu je zásobovaná oblast (definovaná vyhláškou č. 252/2004 Sb. jako území, zásobované z jednoho nebo i více zdrojů, ve kterých je však jakost vody možno považovat za přibližně stejnou a to jedním provozovatelem, event. vlastníkem). V roce 2005 bylo monitorováno přes 4000 zásobovaných oblastí, více jak 3200 z nich jsou malé oblasti, zásobující po méně než tisíci obyvateli. Osmdesát procent obyvatel zásobovaných veřejným vodovodem je však připojeno k tzv. větším oblastem, což jsou takové, ve kterých je zásobováno po více než 5000 obyvateli.

Srovnání počtu obyvatel zásobovaných pitnou vodou z monitorovaných oblastí v roce 2005 (9,49 milionu) s celkovým počtem obyvatel napojených na veřejný vodovod (podle ČSÚ bylo v roce 2004 napojeno na veřejný vodovod 9,36 milionu obyvatel, tj. 91,8 % populace ČR) prokazuje, že byla získána data z převážné většiny veřejných vodovodů v České republice. Podrobnější rozložení celkového počtu zásobovaných obyvatel a počtu odběrů provedených v roce 2005 v závislosti na velikosti vodovodu je uvedeno na obr. 5.1. Specifické množství vody fakturované pro domácnost bylo v letech 2002 a 2003 103 l/osobu/den, v roce 2004 102 l/osobu/den.

Od roku 2004 jsou většinovým zdrojem dat pro celostátní monitoring rozborů provozovatelů, jejichž provedení v předepsané četnosti a rozsahu je provozovatelům uloženo platnou legislativou. Podle zákona 258/2000 Sb. (ve znění zákona 274/2003 Sb. platném od 1. 10. 2003) mohou být do IS PiVo vloženy výsledky rozborů vzorků pouze v tom případě, že jejich analýza byla provedena v akreditované nebo autorizované laboratoři. V souladu s vyhláškou 252/2004 Sb. musí být vzorky pitné vody pro kontrolu odebírány tak, aby byly reprezentativní pro jakost pitné vody spotřebované během celého roku a pro celou vodovodní síť. Odběr se provádí v místech, kde pitná voda vytéká z kohoutků určených k odběru pro lidskou spotřebu. Výsledky stanovení ukazatelů jakosti pitné vody v databázi charakterizují běžný stav monitorované vodovodní sítě. Výsledky z období případných havárií do základního zpracování zařazeny nejsou.

Závazným podkladem pro hodnocení jakosti pitné vody je vyhláška Ministerstva zdravotnictví České republiky č. 252/2004 Sb., která je plně harmonizována se směrnicí 98/83/EC o jakosti vody určené pro lidskou spotřebu. Podkladem pro hodnocení radiologických ukazatelů je vyhláška Státního úřadu pro jadernou bezpečnost č. 307/2002 Sb. o radiální ochraně. Hodnoceno je dodržování směrných hodnot objemové aktivity.

5.2 Monitorování indikátorů poškození zdraví

Informace o výskytu infekčních onemocnění přenášitelných kontaminovanou pitnou vodou jsou získávány z epidemiologického informačního systému EPIDAT. V tomto systému byly vyhledány hlášené případy infekčních onemocnění s možným přenosem vodou. Ze 73 700 registrovaných nálezů byla pouze v 107 případech označena voda jako cesta přenosu. Laboratorně nebo epidemiologicky však bylo prokázáno, že ani v jednom případě se nejednalo o pitnou vodu ze sledovaných veřejných vodovodů (tab. 5.1).

5.3 Kvalita pitné vody

Dodržování jednotlivých ukazatelů jakosti pitné vody bylo hodnoceno odděleně pro oblasti zásobující do 5000 obyvatel (menší oblasti) a nad 5000 obyvatel (větší oblasti).

V roce 2005 bylo provedeno téměř 36 tisíc odběrů pitné vody, při kterých bylo získáno přes 846 tisíc hodnot ukazatelů kvality; více než 332 tisíc pro větší oblasti a necelých 514 tisíc pro menší oblasti. Z celkového počtu stanovení bylo zjištěno 1,0 % stanovení s překročením nejvyšší mezní hodnoty (NMH) a mezní hodnoty (MH) u oblastí větších (zásobujících nad 5000 obyvatel), u oblastí menších (zásobujících méně než 5000 obyvatel) pak 3,0 % stanovení. Z podrobnějšího členění oblastí podle počtu zásobovaných obyvatel (viz obr. 5.2a) vyplývá, že četnost nedodržení limitních hodnot (vztažená k celkovému počtu stanovení příslušného typu limitní hodnoty) klesá s rostoucím počtem zásobovaných obyvatel. Na obr. 5.2b je znázorněn vývoj jakosti pitné vody dodávané veřejnými vodovody v posledních čtyřech letech. V uvedeném období (2002–2005) se četnost překročení limitu zdravotně významných ukazatelů jakosti (NMH) v distribuční síti větších oblastí pohybovala v hodnotách pod 1 %, v menších oblastech se četnosti nálezů překročení NMH pohybovaly v rozmezí 1,3 %–2 %.

Rozdělení obyvatelstva podle počtu maximálního poměrného počtu nálezů překročení limitní hodnoty stejného ukazatele je uvedeno na obr. 5.2c. Téměř 6,4 milionu obyvatel (67 %) bylo zásobováno pitnou vodou z distribuční sítě, ve které v roce 2005 nebylo nalezeno překročení limitu žádného z ukazatelů limitovaných NMH. Na druhou stranu 80 tisíc obyvatel bylo zásobováno vodou, kde bylo nejméně u jednoho ukazatele překročení NMH nalezeno ve všech provedených stanoveních. Z toho 66 vodovodů zásobujících 22 000 obyvatel má pro daný ukazatel schválenou platnou dočasnou výjimku, v 10 dalších zásobujících 1300 obyvatel platil v roce 2005 částečný či úplný zákaz užívání vody jako vody pitné.

V České republice je 42 % obyvatel zásobováno pitnou vodou vyrobenou z podzemních vod, 30 % z povrchových zdrojů a 26 % ze smíšených zdrojů (viz obr. 5.3). U pitné vody vyrobené z podzemních zdrojů byla v letech 2002–2005 nacházena relativně nejvyšší četnost překročení nejvyšší mezní hodnoty.

U oblastí větších, kromě nedodržení doporučeného rozmezí tvrdosti (Ca + Mg) vody nalezeného ve více než polovině stanovení, byla v roce 2005 nejčastěji překračována mezní hodnota železa (7,3 %) a trichlormethanu (chloroformu) (3,3 %). Z mikrobiologických ukazatelů jakosti byly s největší četností překračovány mezní hodnoty počtů kolonií při 36 °C (4,4 %), koliformních bakterií (1,5 %) a počtů kolonií při 22 °C (1,4 %). Překročení nejvyšší mezní hodnoty u zdravotně nejvýznamnějších ukazatelů bylo nejčastěji nalezeno u pesticidu Atrazin (3,9 %).

U menších oblastí nebylo dodrženo doporučené rozmezí tvrdosti vody v 73 % stanovení. Časté překročení mezní hodnoty bylo nalezeno u ukazatelů: pH (16 %), železo (9,3 %) a mangan (6,4 %), v případě mikrobiologických ukazatelů u koliformních bakterií (8,1 %) a počtů kolonií při 36 °C (7,2 %). K překročení NMH zdravotně významných ukazatelů došlo nejčastěji v případě dusičnanů (5,8 %) a pesticidů Desethylatrazin (7,4 %) a Atrazin (2,3 %) a mikrobiologických ukazatelů enterokoky (3,7 %) a *Escherichia coli* (2,9 %) (obr. 5.4a–c). Ze srovnání zásobovaných oblastí vyplynulo, že ve větších oblastech jsou četnější nálezy překročení mezní hodnoty trichlormethanu, u ostatních ukazatelů jakosti pitné vody jsou limitní hodnoty většinou překračovány častěji v menších oblastech.

Z hlediska zdravotního rizika se jako nejproblématictější jeví dusičnany a trichlormethan. V roce 2005 byl obsah dusičnanů v pitné vodě stanoven téměř ve všech oblastech (v 99,9 %). Překročení NMH

(50 mg/l) bylo zjištěno v 1153 nálezech z celkového počtu 31 743 zjištěných hodnot. Ve 234 oblastech se nalezená střední hodnota koncentrace pohybovala v rozmezí 50–113 mg/l, tj. dosáhla či převýšila nejvyšší mezní hodnotu tohoto ukazatele (tyto oblasti celkem zásobují 67 000 obyvatel; pouze dvě z nich patří mezi oblasti větší, tj. každá zásobuje více než 5000 obyvatel).

Obsah trichlormethanu (chloroformu) byl v roce 2005 stanoven ve vzorcích pitné vody ze 3056 (75,7 %) oblastí. Ve 26 oblastech zásobujících celkem 81 000 obyvatel nebyla střední hodnota koncentrace chloroformu nižší než mezní hodnota 30 µg/l (5 oblastí patří do skupiny větších, tj. zásobují více než 5000 obyvatel).

Současná doba přináší stále více poznatků o zdravotním významu optimální koncentrace vápníku a hořčíku v pitné vodě. Z monitoringu vyplývá, že pouze 6 % obyvatel (obr. 5.5) je zásobováno pitnou vodou s doporučenou optimální koncentrací hořčíku, tj. 20–30 mg/l. Voda dodávaná většině obyvatel (91 %) zásobovaných z veřejných vodovodů obsahuje hořčík v koncentraci pod dolní mezí doporučené hodnoty. Vodu obsahující optimální množství vápníku (40–80 mg/l) dodávají oblasti zásobující 20 % obyvatel, 32 % dostává vodu s vyšším a 48 % s nižším obsahem tohoto prvku. Vodou s optimální tvrdostí (2–3,5 mmol/l) je zásobováno 28 % obyvatel, měkká voda je distribuována 61 %, tvrdší 11 % obyvatel.

Obsah radionuklidů přítomných v pitné vodě způsobí efektivní dávku v průměru přibližně 0,05 mSv/rok, z toho značná část je v důsledku přítomnosti radonu (0,04 mSv/rok). Průměrné ozáření v důsledku přítomnosti radonu v pitné vodě je asi stokrát nižší než z radonu pronikajícího do budov přímo ze země.

5.4 Hodnocení expozice vybraným látkám

U vybraných kontaminantů (arzen, chlorethen, dusitany, dusičnany, hliník, kadmium, mangan, měď, nikl, olovo, rtuť, selen, trichlormethan), pro které existuje expoziční limit doporučený Světovou zdravotnickou organizací či agenturou US EPA (viz Příloha), byla hodnocena zátěž obyvatelstva z příjmu pitné vody. Při hodnocení expozice byla uvažována průměrná denní konzumace 1 litru pitné vody z veřejné vodovodní sítě, zjištěná dotazníkovým šetřením zdravotního stavu a životního stylu (HELEN). Expozice v každé zásobované oblasti byla získána pomocí střední roční koncentrace (mediánu) a pomocí 90-ti% kvantilu koncentrací sledovaného kontaminantu. Průměrná expozice za všechny oblasti pak byla zvážena počtem zásobovaných obyvatel.

V přívodu kontaminantů z pitné vody v ČR jednoznačně dominuje expozice dusičnanům, která dosahuje hodnoty 6,1 % expozičního limitu (5,9 % pro větší zásobované oblasti, a 6,6 % pro menší oblasti). Pro vyšší než střední odhad expozice (při použití 90-ti% kvantilu koncentrací) byly získány hodnoty 7,7 % (větší oblasti), resp. 8,2 % expozičního limitu (menší oblasti). Přívod mírně nad 1 % příslušného expozičního limitu byl zjištěn u trichlormethanu. Expozice dusičnanům zůstává víceméně neměnná, expozice trichlormethanu poklesla z 1,9 % na 1 % (obr. 5.6). Koncentrace ostatních hodnocených kontaminantů často nepřesahují mez stanovitelnosti použité analytické metody, expozici je proto obtížné exaktně hodnotit; lze však konstatovat, že se pohybuje pod 1 % expozičního limitu. Územní diferenciaci v expozici dusičnanům a trichlormethanu znázorňují obr. 5.7a a 5.7b. Z vypočtených expozic obyvatel jednotlivých oblastí byl následně vypočten aritmetický průměr okresu vážený počtem obyvatel oblasti. Rozdělení obyvatel podle výše expozice kontaminantů z pitné vody v roce 2004 je uvedeno na obr. 5.8. Celkem 25 % zásobovaných obyvatel v ČR vyčerpá pitím pitné vody více než 10 % celkového denního přijatelného přívodu dusičnanů, u ostatních kontaminantů čerpání nepřesahuje 10 %. Akutní poškození zdraví obyvatelstva sledovanými kontaminanty zjištěno nebylo.

5.5 Hodnocení karcinogenního rizika

Pro výpočet předpovědi teoretického zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorových onemocnění v důsledku chronické expozice cizorodým chemickým látkám z příjmu pitné vody byla použita metoda hodnocení zdravotního rizika, resp. lineární bezprahový model vztahu mezi dávkou a účinkem. Z ukazatelů jakosti pitné vody vyhlášky č. 252/2004 Sb. byly k hodnocení vybrány tyto kontaminanty: 1,2-dichlorethan, benzen, benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranthén, benzo(k)fluoranthén, bromdichlormethan, bromoform, chlorethen (vinylchlorid), dibromchlormethan, indeno(1,2,3-cd)-pyren, tetrachlorethen, trichlorethen. Údaje o schopnosti látky zvyšovat pravděpodobnost vzniku nádorových onemocnění (směrnice rakovinného rizika) byly převzaty z materiálu US EPA.

Pro jednotlivé sledované kontaminanty byly vypočteny dvě hodnoty odhadu příspěvku zvýšení rizika vzniku nádorového onemocnění, a to minimální odhad rizika R_{\min} (hodnoty pod mezí stanovitelnosti byly nahrazeny nulou) a maximální odhad R_{\max} (hodnoty pod mezí stanovitelnosti byly nahrazeny hodnotou meze stanovitelnosti). Rozpětí průměrných hodnot rizika R_{\min} a R_{\max} pro hodnocené ukazatele vážené počtem obyvatel jednotlivých zásobovaných oblastí je znázorněn na obr. 5.9. Příspěvek k teoretickému zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorových onemocnění v důsledku chronické expozice z příjmu pitné vody u žádné z hodnocených látek nepřesahuje hodnotu 10^{-7} , maximální odhad R_{\max} se pohybuje mezi hodnotou 10^{-8} – 10^{-7} pro bromdichlormethan, chlorethen (vinylchlorid), dibromchlormethan, tetrachlorethan a trichlorethen. Celkový odhad zvýšení rizika vzniku nádorového onemocnění byl vypočten jako součet příspěvků všech hodnocených kontaminantů. Konzumace pitné vody tak teoreticky může přispět k ročnímu zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorových onemocnění hodnotou přibližně $2 \cdot 10^{-7}$, což znamená 2 přídatné případy nádorových onemocnění na 10 milionů obyvatel.

Výpočty expozice a rizika byly provedeny podle standardního postupu, nicméně použité faktory určující expozici jsou vždy zatíženy určitou mírou nejistoty, jako je omezené spektrum sledovaných zdravotně významných látek, individuální konzumace pitné vody z vodovodu, k tomu přistupující různá míra vstřebání sledovaných látek v organismu apod.

5.6 Jakost vody ve veřejných a komerčně využívaných studních

V rámci celostátního monitoringu jakosti vod jsou v IS PiVo rovněž sbírány údaje o jakosti pitné vody pocházející z veřejných studní a individuálních zdrojů využívaných k podnikatelské činnosti, pro jejíž výkon musí být používána pitná voda (komerční studny). V roce 2005 bylo odebráno 4313 vzorků z 313 veřejných a 1737 komerčních studen, což je zhruba polovina evidovaných veřejných a komerčních studní. Z celkového počtu více než 94 000 hodnot ukazatelů jakosti pitné vody bylo celkem zaznamenáno 5971 případů nedodržení limitních hodnot ukazatelů jakosti. Obsah zdravotně významných ukazatelů jakosti vody limitovaných nejvyšší mezní hodnotou byl překročen v 743 případech.

Poměrně četné byly nálezy nedodržení limitních hodnot všech mikrobiologických ukazatelů jakosti pitné vody: *Clostridium perfringens* (4,3 %), enterokoky (9,2 %), *E. coli* (6,5 %), koliformní bakterie (18,1 %), počty kolonií při 22 °C (11,3 %) a počty kolonií při 36 °C (16,4 %). Z dalších ukazatelů byly nejčastěji nedodrženy limitní hodnoty ukazatelů pH (19,4 %), obsahu železa (17,6 %), manganu (15,6 %), dusičnanů (8,6 %) a doporučené hodnoty tvrdosti vody (77 %).

5.7 Dílčí závěry

Nejvyšší mezní hodnota obsahu zdravotně významných ukazatelů jakosti pitné vody ve veřejných vodovodech byla překročena ve 2384 případech, tj. v 0,3 % stanovení. Mezní hodnoty ukazatelů jakosti charakterizujících především organoleptické vlastnosti pitné vody nebyly dodrženy ve 16 500 nálezech, tj. v 2 % stanovení. Četnost nedodržení limitních hodnot klesá s rostoucím počtem zásobovaných obyvatel v oblasti.

Téměř 6,4 milionu obyvatel (67 %) bylo v roce 2005 zásobováno pitnou vodou z distribuční sítě, ve které nebylo zjištěno žádné překročení nejvyšší mezní hodnoty. Překročení NMH nejméně u jednoho ukazatele u všech provedených stanoveních bylo zjištěno ve vodovodech zásobujících 80 000 obyvatel.

V zátěži obyvatelstva ČR z konzumace pitné vody dominuje expozice dusičnanům, která dosahuje průměrné hodnoty 5,9 % expozičního limitu pro větší a 6,6 % pro menší zásobované oblasti. Hodnotu 1 % expozičního limitu přesáhl také přívod trichlormethanu ve větších zásobovaných oblastech. Akutní poškození zdraví obyvatelstva sledovanými kontaminanty nebylo zjištěno.

Pro výpočet předpovědi teoretického zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorových onemocnění v důsledku chronické expozice 12 organickým látkám z příjmu pitné vody byl použit lineární bezprahový model podle metody hodnocení zdravotního rizika. Provedené výpočty ukázaly, že konzumace pitné vody teoreticky může přispět k ročnímu zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorových onemocnění hodnotou přibližně $2 \cdot 10^{-7}$, což znamená 2 přídatné případy nádorových onemocnění na 10 milionů obyvatel.

Z údajů získaných v rámci celostátního monitoringu jakosti vod v letech 2002 až 2005 lze konstatovat, že v tomto období nedošlo k výrazným změnám v jakosti pitné vody distribuované veřejnými vodovody.

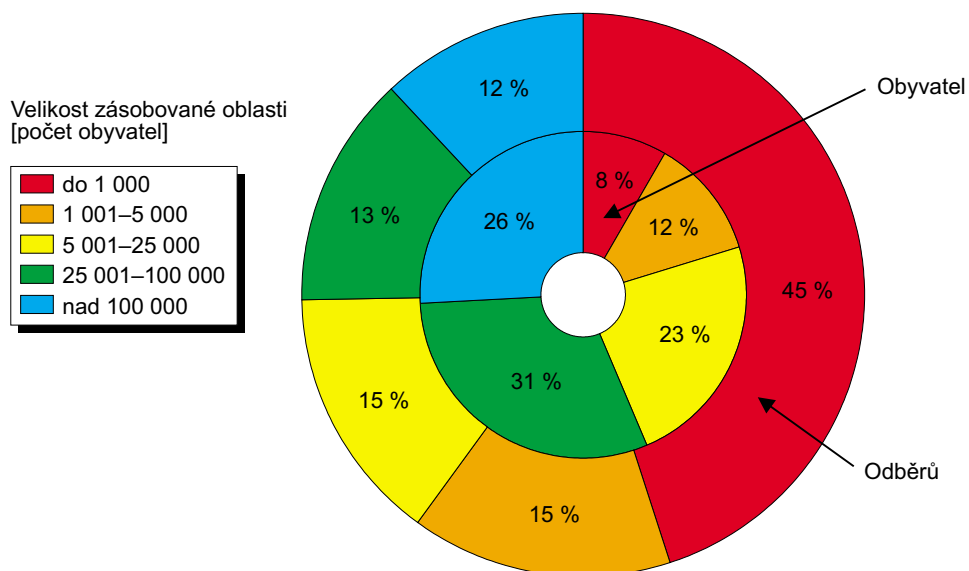
Tab. 5.1 Výskyt vodou přenosných infekčních onemocnění hlášených v roce 2005

Název diagnózy Kód diagnózy*	Počet případů		
	Celkem	Přenos-voda**	Veřejný vodovod
Améboza A06	13	nelze zjistit	0
Ankylostomóza B76.0	8	nelze zjistit	0
Enterovirová meningitida A87.0	389	0	0
Gastroenteritida vs. infekční A09	2 877	1	0
Kampylobakteriíza A04.5	30 268	25	0
Giardiíza A07.1	92	0	0
Jiné bakteriální střevní infekce A0.4	2 704	7	0
Legionelóza A48.1	9	5	0
Leptospiróza A27	50	8	0
Salmonelózy A02	32 927	6	0
Shigelóza A03	278	34	0
Tularémie A21	83	18	0
Virové střevní infekce A08	3 670	3	0
Virová hepatitida A B15	322	0	0
Břišní tyf A01	3	0	0
Celkem	73 700	107	0

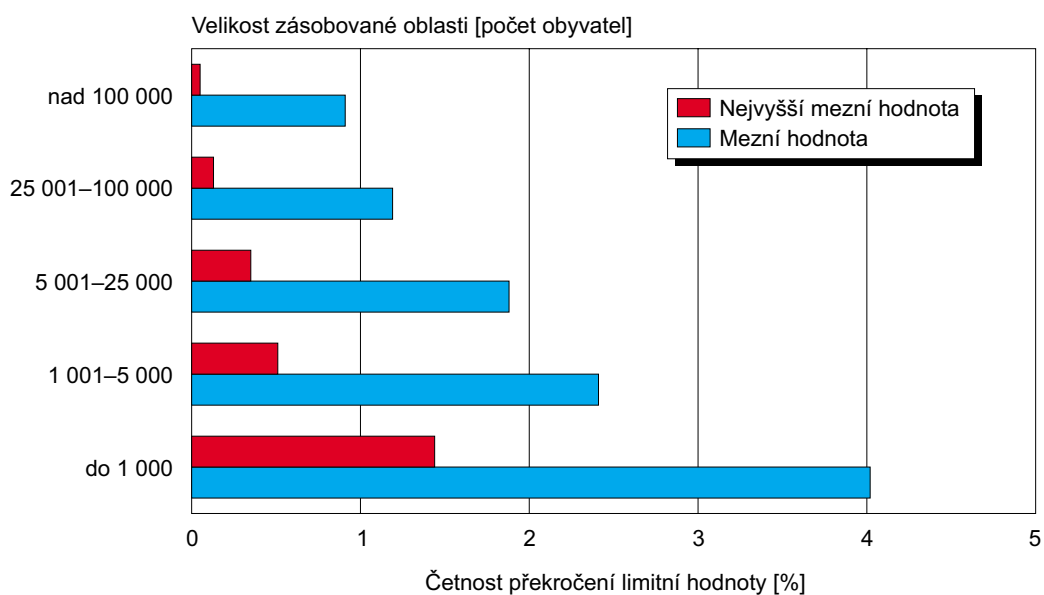
* mezinárodní klasifikace nemocí (MKN, 10. revize)

** nejedná se pouze o pitnou vodu

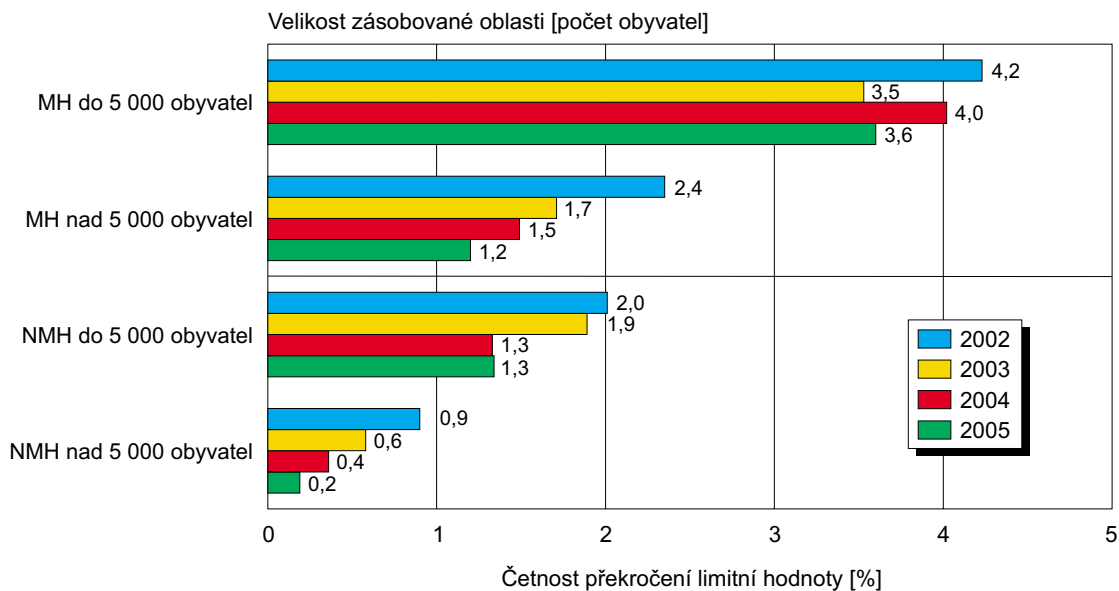
Obr. 5.1 Rozložení celkového počtu zásobovaných obyvatel a provedených odběrů pitné vody podle velikosti zásobované oblasti, 2005



Obr. 5.2a Jakost pitné vody podle velikosti zásobované oblasti, 2005

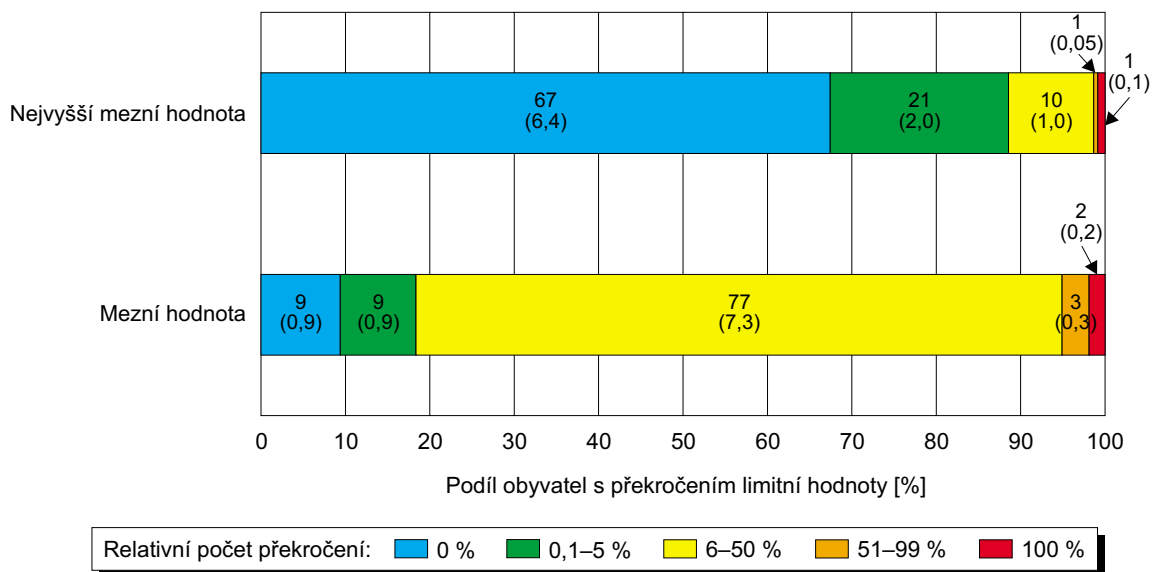


Obr. 5.2b Překročení limitních hodnot v zásobovaných oblastech (do 5 000 a nad 5 000 obyvatel) v letech 2002–2005



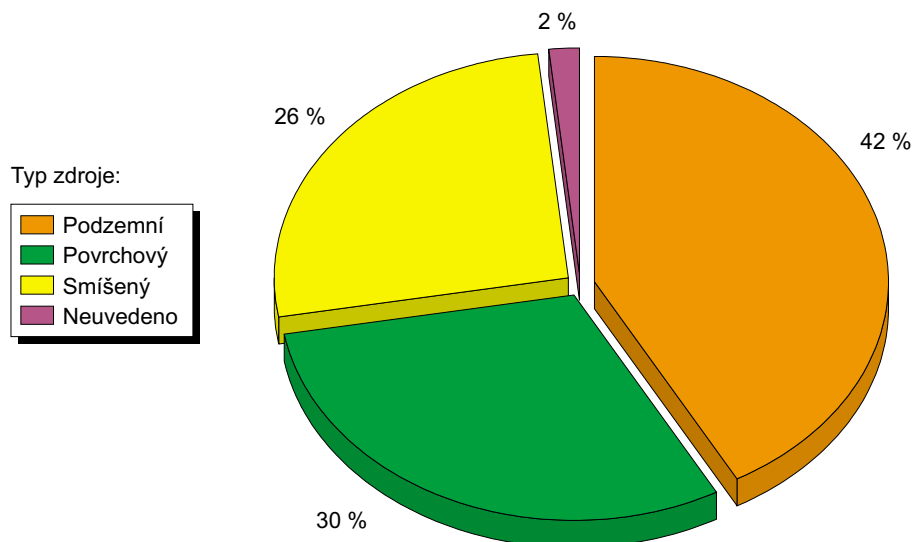
Pozn.: MH – mezní hodnota, NMH – nejvyšší mezní hodnota.

Obr. 5.2c Rozdělení obyvatel zásobovaných pitnou vodou podle maximálního počtu překročení limitní hodnoty u stejného ukazatele, 2005

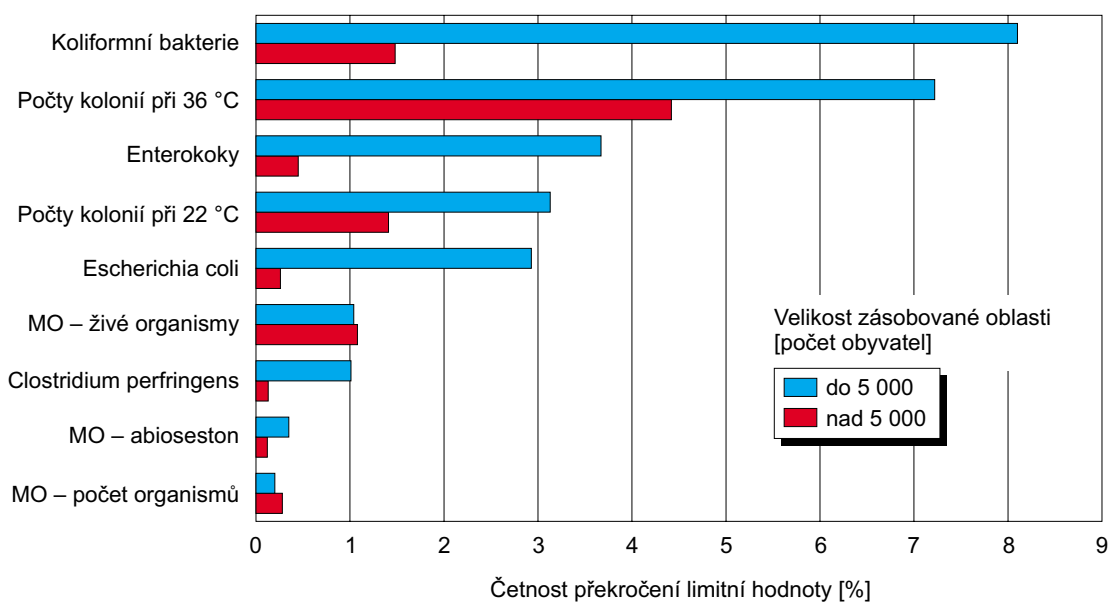


Pozn.: Údaje v závorkách vyjadřují absolutní počet obyvatel (v mil.).

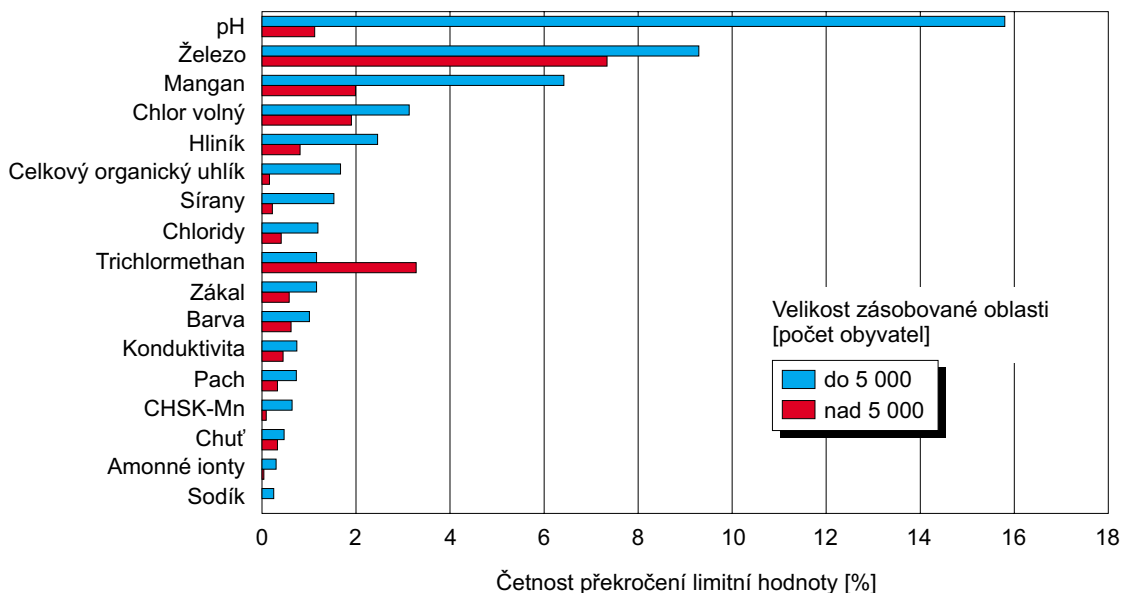
Obr. 5.3 Rozdělení obyvatel podle typu zdroje surové vody, 2005



Obr. 5.4a Mikrobiologické a biologické ukazatele jakosti pitné vody, 2005

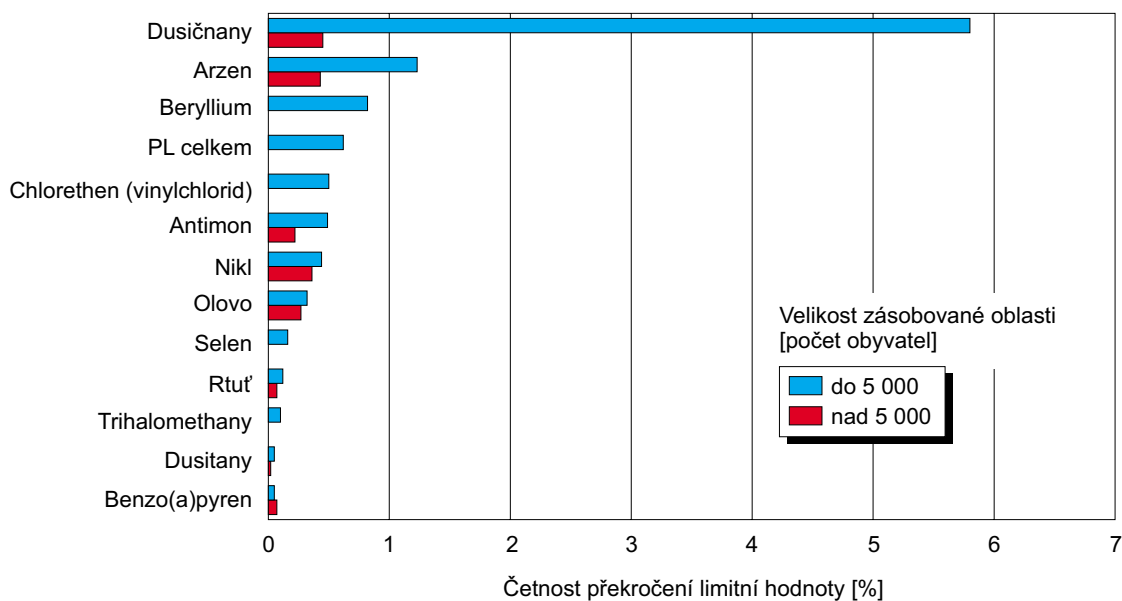


Obr. 5.4b Chemické a fyzikální ukazatele jakosti pitné vody s mezní hodnotou, 2005



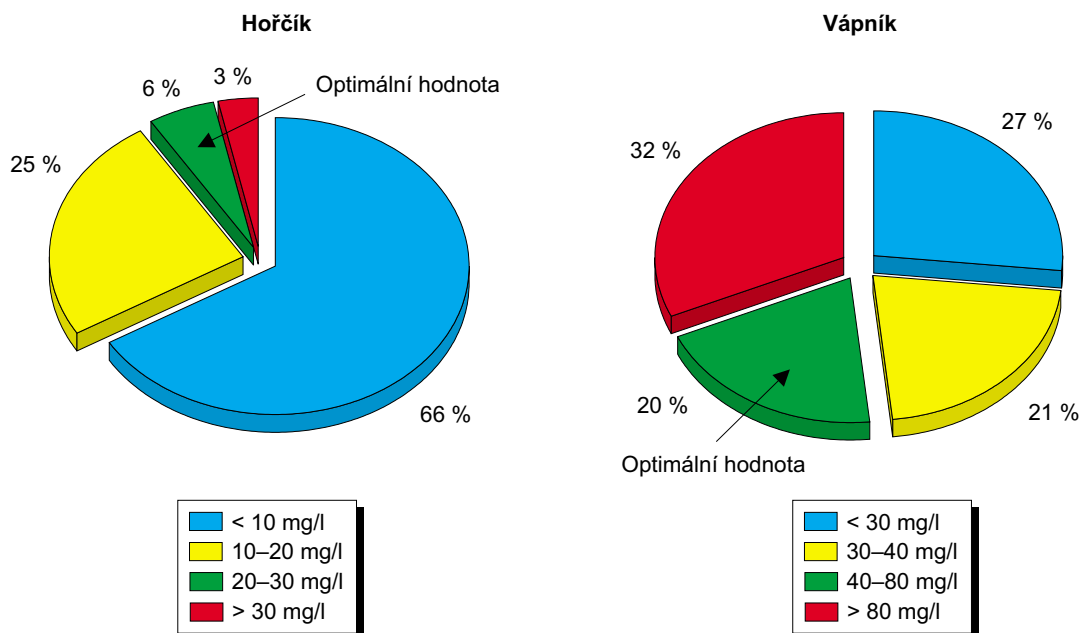
Žádné překročení limitních hodnot u obou typů oblastí v roce 2005: chloritany, ozon.

Obr. 5.4c Chemické a fyzikální ukazatele jakosti pitné vody s nejvyšší mezní hodnotou, 2005

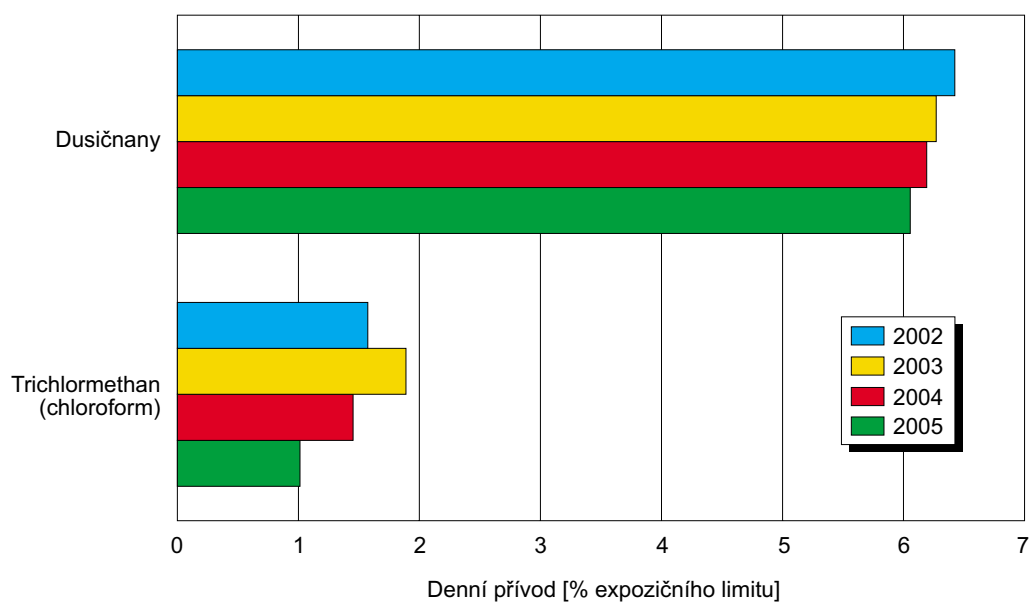


Žádné překročení limitních hodnot u obou typů oblastí v roce 2005: 1,2-dichlorethan, benzen, bromičnany, kadmium, kyanidy celkové, měď, microcystin-LR, stříbro. Žádné překročení limitních hodnot u oblastí nad 5 000 obyvatel a četnost překročení limitních hodnot do 0,1 % u oblastí do 5 000 obyvatel v roce 2005: bor, fluoridy, chrom, polycyklické aromatické uhlovodíky, tetrachlorethen, trichlorethen.

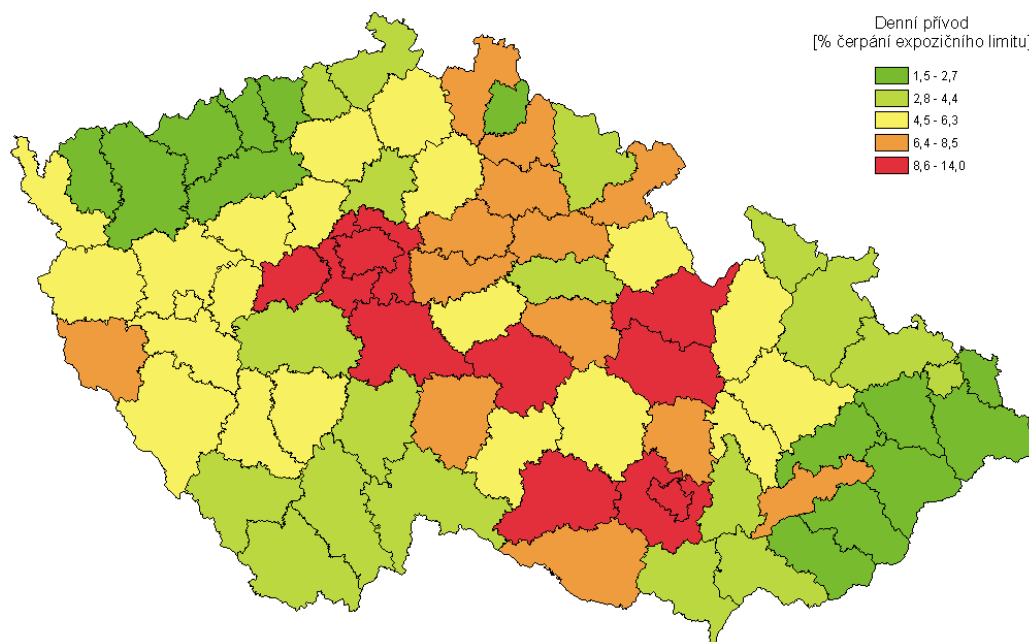
Obr. 5.5 Rozdělení obyvatel podle koncentrace hořčíku a vápníku v dodávané pitné vodě, 2005



Obr. 5.6 Podíl pitné vody na expozici obyvatel vybraným látkám, 2002–2005

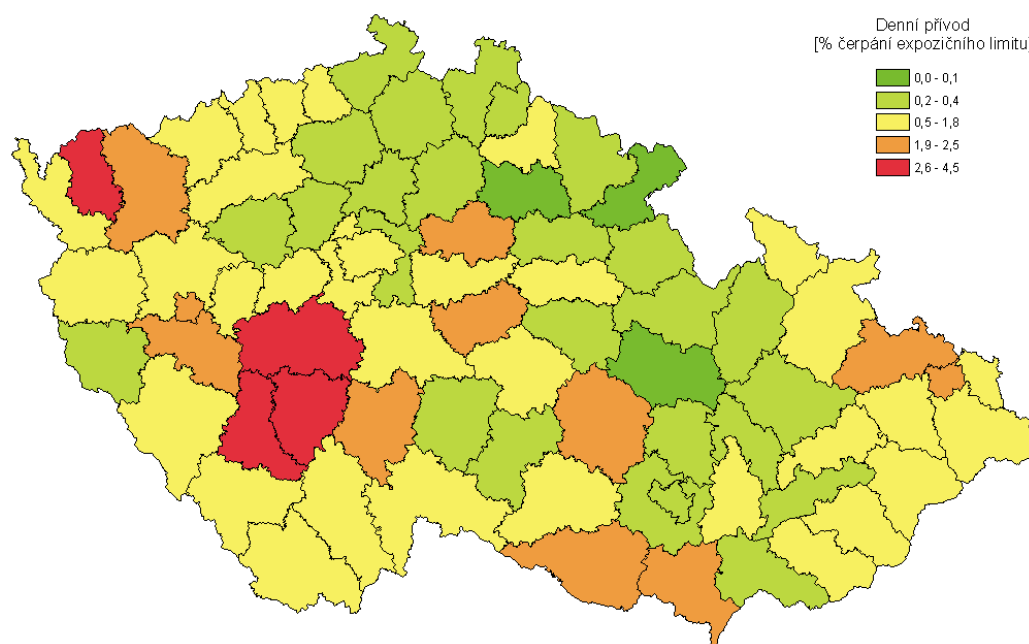


Obr. 5.7a Podíl pitné vody na expozici dusičnanům v roce 2005



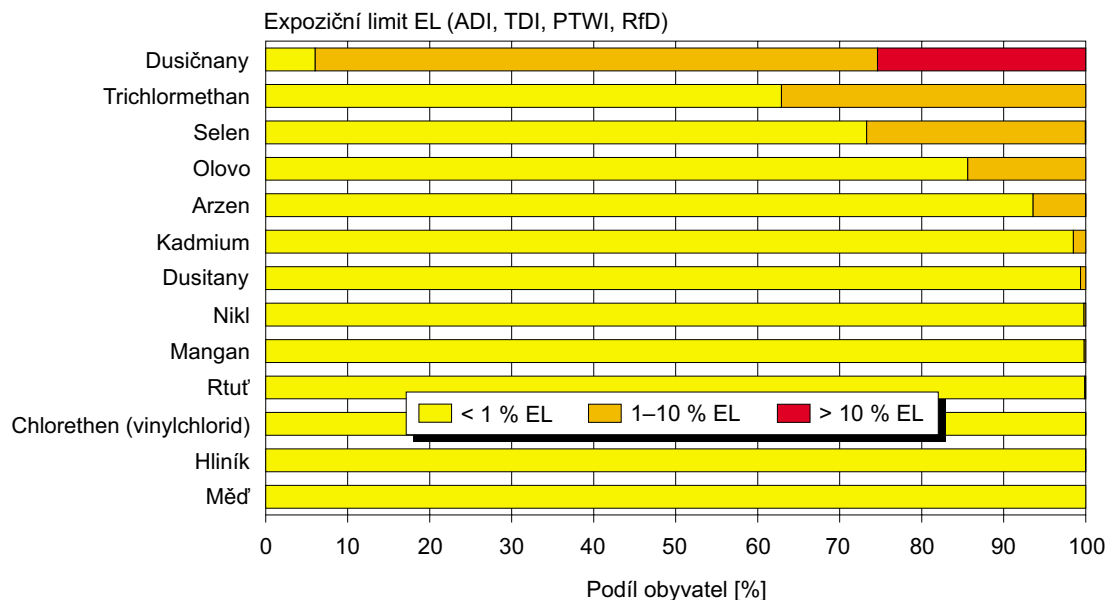
Pozn.: Expozice vypočtena pro denní příjem 1 litru z vodovodní sítě.

Obr. 5.7b Podíl pitné vody na expozici trichlormethanu v roce 2005



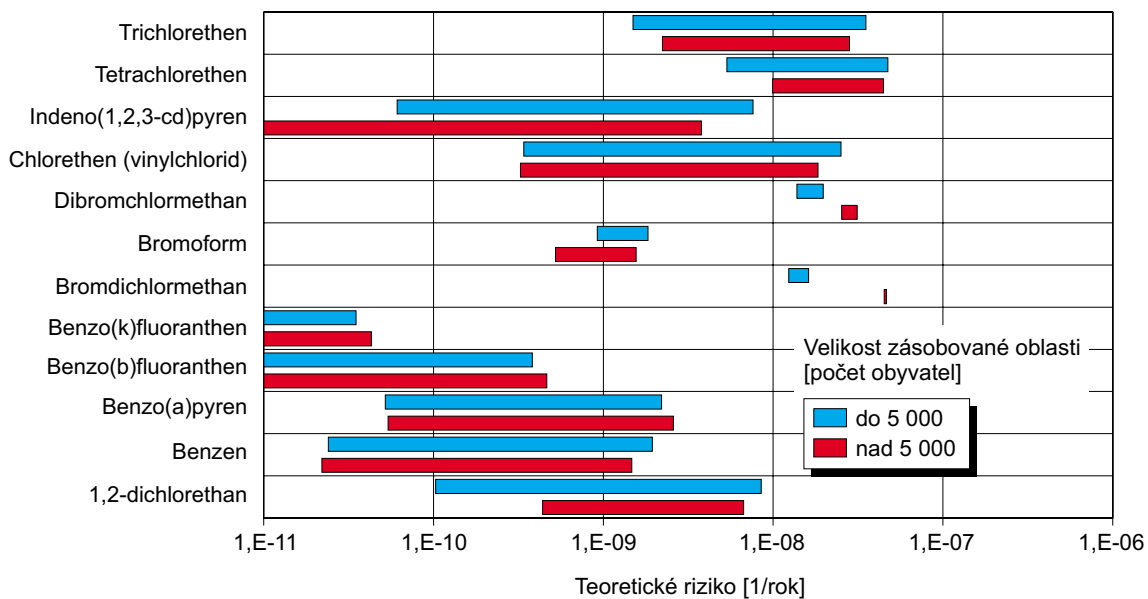
Pozn.: Expozice vypočtena pro denní příjem 1 litru z vodovodní sítě.

Obr. 5.8 Rozdělení obyvatel podle expozice vybraným látkám z pitné vody, 2005



Pozn.: Expozice vypočtena pro denní příjem 1 litru pitné vody z vodovodní sítě.

Obr. 5.9 Teoretický odhad pravděpodobnosti zvýšení počtu nádorových onemocnění z příjmu pitné vody, 2005



6. ZDRAVOTNÍ DŮSLEDKY A RUŠIVÉ ÚČINKY HLUKU

6.1 Organizace monitorovacích aktivit

Subsystém byl realizován v uplynulých 12 letech trvale v 19 městech. Monitorování obsahuje měření úrovně hluku a zdravotní průzkum samostatným dotazníkem. V každém městě jsou vybrány 2 základní lokality, jedna odpovídající hlučné a druhá tiché části města. Přístrojové vybavení všech spolupracujících zdravotních ústavů je stejné a měření probíhá podle jednotné metodiky. Výběr základních hlučných a tichých lokalit byl proveden tak, aby bylo možné opakovaným měřením hluku sledovat hlučnost celé lokality a z toho plynoucí hlukovou expozici obyvatel s přesností vyšší než 2 dB L_{Aeq} . Tak je možné zaznamenávat změny v intenzitě dopravy, neboť při vyjadřování hlučnosti ekvivalentní hladinou akustického tlaku nastane změna o 3 dB při poklesu na polovinu či při zdvojnásobení počtu hlučných událostí, resp. intenzity dopravy. Splnění tohoto kritéria přesnosti bylo ověřováno na více místech jednotlivých lokalit. Dalšími kritérii výběru bylo:

- počet obyvatel žijících v monitorovaných lokalitách – vybrané lokality musí obývat minimálně 300 lidí pro validní statistické zhodnocení výsledků,
- absence významné zátěže jinými negativními faktory, např. častým výskytem inverzních atmosférických stavů či silných exhalací,
- základní podobnost sociálního, demografického a profesního složení obyvatel s běžnou populací ČR.

Sledování hlučnosti se provádí měřením hluku po dobu 24 hodin. Měření jsou prováděna vždy jednou měsíčně, střídavě v hlučné a tiché základní lokalitě. Potřebná přesnost měření je dosahována použitím stejné měřicí techniky ve všech lokalitách a přesným dodržováním měřících postupů v souladu s jednotnou metodikou měření pro subsystém 3, odpovídající požadavkům Metodického návodu Hlavního hygienika z roku 2001.

Zdravotní účinky hluku byly v uplynulých 12 letech v základních lokalitách zjišťovány dotazníkovým šetřením celkem třikrát (v letech 1995, 1997 a 2002).

6.2 Měření hluku

V rámci platné legislativy ČR je pro hodnocení hygienických limitů závazný hlukový deskriptor L_{Aeq} (ekvivalentní hladina akustického tlaku A). Zjištěné hodnoty ekvivalentní hladiny akustického tlaku A - L_{Aeq} znamenají energetické vyjádření stavu hlučnosti v jednotlivých místech. Dalším hlukovým deskriptorem standardně používaným k popisu hlučnosti od začátku monitoringů v měřených základních lokalitách je tzv. 90-ti% pravděpodobnostní hladina hluku – L_{90} , která popisuje trvalou hlučnost v jednotlivých místech neboli hluk pozadí, který se v měřeném místě vyskytuje v 90 % doby měření. Zjištěné hodnoty hlučnosti vyjádřené v ekvivalentní hladině hluku A dosahovaly v roce 2005 v nejhlučnějších lokalitách hodnot až 75 dB ve dne a 69 dB v noci a v tichých lokalitách klesaly na 50 dB ve dne a 40 dB v noci. Nejvyšší hlučnost byla již tradičně zjištěna v hlučných lokalitách Plzně, Prahy 10, a v Olomouci. Nejméně hlučné jsou opakovaně tiché lokality v Kolíně, Příbrami a v Českých Budějovicích. Hlučnost vyjádřená ekvivalentní hladinou při denním a nočním měření v jednotlivých lokalitách je popsána na obr. 6.1a, b a 6.2a, b; 90-ti% hladiny hluku jsou na obr. 6.3a, b a 6.4 a, b.

Od roku 2004 jsou hodnoty hlučnosti vyjadřovány také novým hlukovým deskriptorem, který odpovídá požadavkům Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2002/49/ES o hodnocení a řízení

hluku ve venkovním prostředí. Tato Směrnice bude transponována do českého právního systému jako Zákon o hodnocení a snižování hluku. Hlavním důvodem k jeho zavedení je možnost srovnání hlukové situace v členských státech ES. Hlukový ukazatel L_{dvn} neboli $L_{\text{den}} + \text{večer} + \text{noc}$ popisuje hluk v životním prostředí z hlediska tzv. celodenního i nočního obtěžování hlukem. „Evropský hlukový deskriptor“ se liší oproti používanému a z hlediska české legislativy platnému hlukovému ukazateli L_{Aeq} tím, že popisuje hlučnost i ve večerní době od 18 do 22 hodin, denní doba je od 6 do 18 hodin; noční doba zůstává stejná jako při vyjádření hlučnosti pomocí ekvivalentní hladiny akustického tlaku A. Při vyjádření hlučnosti základních lokalit pomocí hlukového ukazatele L_{dvn} se hodnoty v hlučných lokalitách pohybovaly v rozmezí od 62,4 do 76,3 dB. Nejvyšší hlučnost byla zjištěna v hlučné lokalitě Plzně, za ní následovala hlučná lokalita v Olomouci s hodnotou 76,2. Z tichých lokalit byla nejvyšší hlučnost zjištěna v Plzni (59,8 dB), v ostatních tichých lokalitách se hlučnost pohybovala v rozmezí od 49,2 do 60 dB.

6.3 Zdravotní účinky hluku

Hluk patří v dnešní době k nejrozšířenějším škodlivinám pracovního i životního prostředí. Hluk je každý nechtěný zvuk, který má rušivý nebo obtěžující charakter, nebo který má škodlivé účinky na lidské zdraví. Sluchový analyzátor má funkci alarmujícího orgánu, převážnou většinu výstražných podnětů z prostředí člověk přijímá právě sluchem. Organismus nemá žádnou možnost fyziologicky vyřadit sluch z činnosti, centrální nervový systém i při spaní zpracovává všechny zvukové podněty. Alarmující hluk z denního režimu je i během spánku identifikován jako nebezpečný a podvědomě dochází k aktivaci stresové reakce.

Účinky hluku na člověka jsou jednak specifické, ovlivňující přímo sluchový orgán, a systémové, působící na celý organismus. Účinky ovlivňujícími sluchový orgán se vyskytují spíše při dlouhodobé profesionální expozici nadměrnému hluku. Nadměrný hluk prokazatelně ovlivňuje centrální nervový, hormonální, imunitní a kardiovaskulární systémy, což přispívá k rozvoji civilizačních onemocnění, psychickým poruchám apod. Již při hladině hluku 55 dB(A) je popisována tzv. primární vegetativní reakce na hluk, tj. reakce neovlivnitelná vůlí. Dojde ke zvýšení aktivity sympatického nervového systému, což se následně projeví změnami v cévním systému zvýšením srdeční frekvence, zvýšením krevního tlaku, sníženým prokrvením periferních orgánů; dále dochází ke zvýšení svalového napětí, zvýšení motility trávicího traktu apod. Fixací těchto reakcí při dlouhodobé hlukové expozici se hluk uplatňuje jako tzv. chronický stresor, spolupůsobící při vzniku kardiovaskulárních a jiných civilizačních onemocnění s prokázanou stresovou etiologií. Dalšími prokázanými negativními účinky hluku jsou změny v celkovém metabolismu, jako je zvýšení hladiny krevního cukru (glukózy), inzulínu, zvýšení krevní hladiny celkových lipidů a cholesterolu, což jsou opět rizikové faktory přispívající ke vzniku civilizačních onemocnění. Při současném působení nadměrného hluku a jiné zátěže (např. pracovní) dochází ke zvýšenému vylučování tzv. stresových hormonů adrenalinu a noradrenalinu do periferního krevního oběhu. Při dlouhodobém (minimálně 5tiletém) působení nadměrného hluku mají změny v cévním řečišti působené stresovými hormony za následek zvýšení krevního tlaku.

Významným negativním účinkem hluku je také ovlivnění kvality spánku. Nadměrný hluk prodlužuje dobu usínání, vede ke změnám délky i kvality spánku s následnými reakcemi, jako je zvýšená unavitelnost a snížená výkonnost. Dlouhodobá spánková deprivace může přispět k oslabení imunitních schopností organismu a zvýšené náchylnosti k infekčním onemocněním.

Vliv dlouhodobé expozice různým hladinám hluku na zdravotní stav je zkoumán pravidelným dotazníkovým šetřením v základních monitorovaných lokalitách. Poslední zdravotní šetření bylo

provedeno v roce 2002. Byly získány údaje od cca 12 tisíc respondentů z 19 měst ČR. V těchto dotazníkových průzkumech byla opakovaně ověřován vztah mezi zvyšující se hodnotou hlučností a některými vybranými civilizačními nemocemi. Nejtěsnější statistická závislost byla zjištěna mezi zvyšující se hlučností a hypertenzí. Byl zjištěn významný vztah mezi hlučností lokality a podílem osob uvádějících problémy s usínáním a s kvalitou spánku. Byl také nalezen signifikantní vztah mezi podílem lidí pociťujících obtěžování hlukem z venkovního prostředí a exaktně měřenou hlučností v základních lokalitách. Rovněž byl zjištěn signifikantní vztah mezi stoupajícím procentem obtěžovaných osob a výskytem hypertenze.

6.3.1 Odhad procenta nárůstu poškození zdraví nočním hlukem v navazujících lokalitách

Vybrané základní hlučné a tiché lokality představují relativně malou část populace ve sledovaných městech a slouží ke zkoumání vztahů mezi hladinami hluku a zdravotním stavem. Pro hodnocení zdravotních rizik poškození zdraví hlukem v širších území byly vybrány tzv. navazující lokality. Jedním z hlavních kritérií pro výběr navazujících lokalit byla co největší podobnost s příslušnými základními lokalitami (např. typ stejné zástavby). Počty obyvatel v jednotlivých domech v navazujících lokalitách (podle čísel popisných) jsou získávány z aktualizovaných volebních seznamů. V navazujících lokalitách není možné z kapacitních důvodů provádět úplná 24hodinová měření hluku, pro stanovení hlučností byl proto použit aproximativní postup. Údaje o hlučností jsou zjišťovány jednohodinovými měřeními hluku ve dne u jednotlivých domů. Výsledky těchto měření jsou aproximovány na předpokládané noční hodnoty na základě vztahů mezi zjištěnou denní a noční hlučností v příslušných základních lokalitách. Dalším vstupem do zpracování je aktualizovaný výsledný vztah mezi hlučností a výskytem tzv. sumy civilizačních nemocí, který byl opakovaně zjištěn v dotazníkových průzkumech (v letech 1995, 1997 a 2002). Pomocí tohoto postupu lze i na větším území odhadovat riziko poškození zdraví nočním hlukem, pochopitelně s menší přesností.

Vyhodnocení za období 2004–2005:

- V tzv. navazujících lokalitách všech monitorovaných měst byla v riziku poškození zdraví vlivem nočního hluku z venkovního prostředí celkem 4 % osob (2539).
- V Praze činil tento odhad podílu osob v riziku poškození zdraví hlukem 5,5 %. Z celkového počtu 16 195 obyvatel pražských navazujících lokalit se jedná o 867 osob.
- V ostatních městech činí odhad podílu osob v riziku poškození zdraví hlukem z celkového počtu obyvatel navazujících lokalit (47 850) 3,5 % tj. 1675 osob.

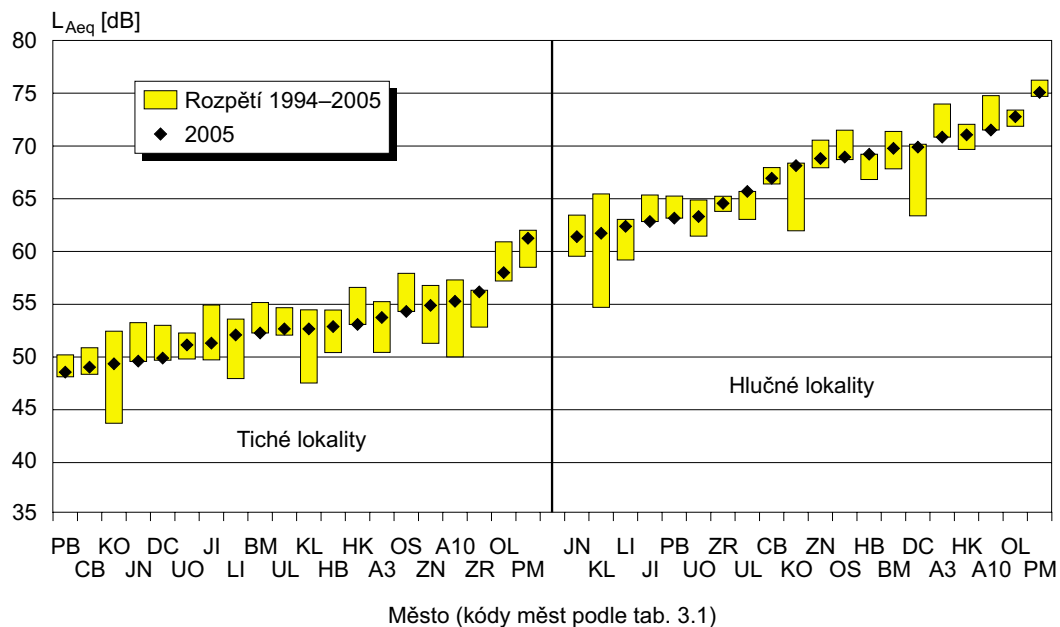
6.4 Dílčí závěry

V roce 2005 tvořily zjištěné průměrné roční hodnoty ekvivalentních hladin A, 90-ti% hladin hluku i hladin hluku vyjádřených deskriptorem L_{dvn} souvislou řadu. Zjištěné hodnoty hlučností vyjádřené v ekvivalentní hladině hluku A dosahovaly v nejhlučnějších lokalitách hodnoty až 75 dB ve dne a 69 dB v noci, v tichých lokalitách klesaly na 50 dB ve dne a 40 dB v noci. Nejvyšší hlučnost je tradičně zjišťována v hlučných lokalitách Plzně, Prahy 10, a Olomouce. Nejméně hlučné jsou opakovaně tiché lokality v Kolíně, Příbrami a v Českých Budějovicích. Při vyjádření hlučností základních lokalit hlukovým ukazatelem L_{dvn} , charakterizujícím celodenní obtěžování hlukem, se hodnoty hlučností v převážně většině hlučných lokalit pohybovaly v rozmezí od 62 do 76 dB. Z tichých lokalit byla nejvyšší hlučnost zjištěna v Plzni (59,8 dB), v ostatních tichých lokalitách se hlučnost pohybovala v rozmezí od 49,2 do 60 dB.

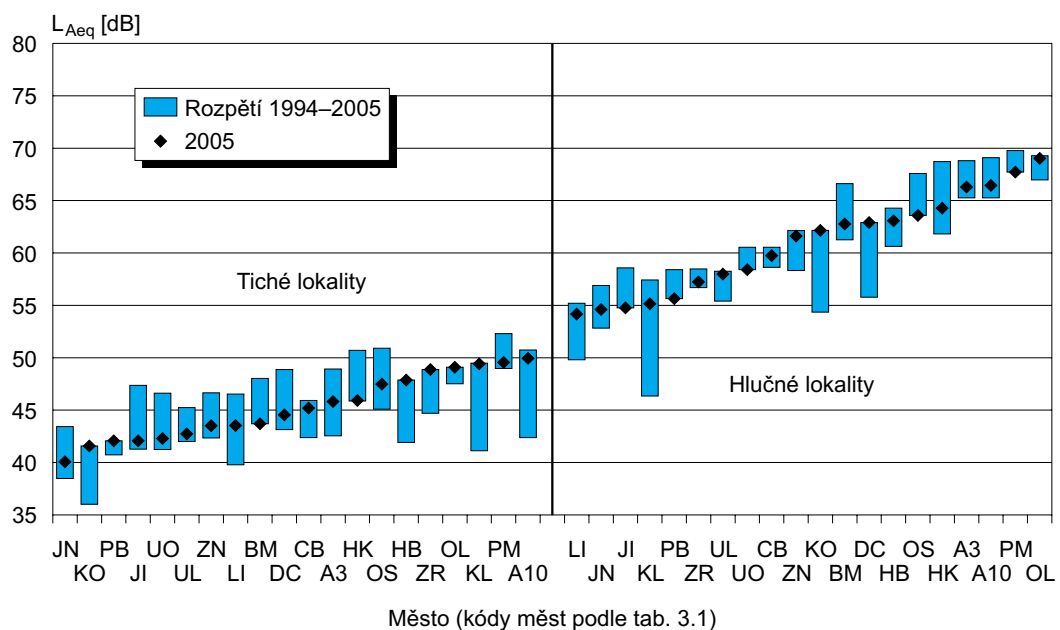
Rozdíly hlučnosti v jednotlivých základních lokalitách ve srovnání s hodnotami hlučnosti za minulá období jsou minimální. Celkově nelze konstatovat nárůst ani pokles hlučnosti měst, protože k prokazatelné změně došlo pouze v malém počtu lokalit a význam nárůstu v některých lokalitách je snížen poklesem v jiných.

Vliv dlouhodobé expozice různým hladinám hluku na zdravotní stav je zkoumán pravidelným dotazníkovým šetřením demografických, sociologických a zdravotních údajů obyvatel v základních monitorovaných lokalitách. Poslední zdravotní šetření bylo provedeno v roce 2002. Byl nalezen významný vztah mezi hypertenzí a zjištěnou hladinou noční hlučnosti, mezi podílem lidí pociťujících obtěžování hlukem z venkovního prostředí a exaktně měřenou hlučností, a mezi hlučností lokality a podílem osob uvádějících problémy s usínáním a s kvalitou spánku.

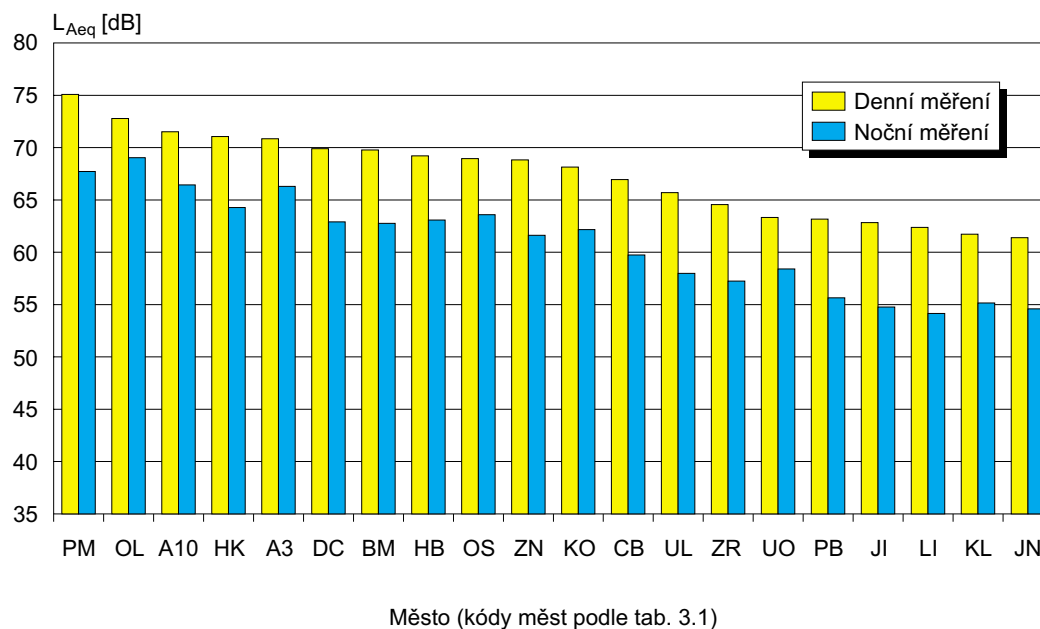
Obr. 6.1a Ekvivalentní hladiny akustického tlaku A (L_{Aeq})
denní měření, 1994–2005



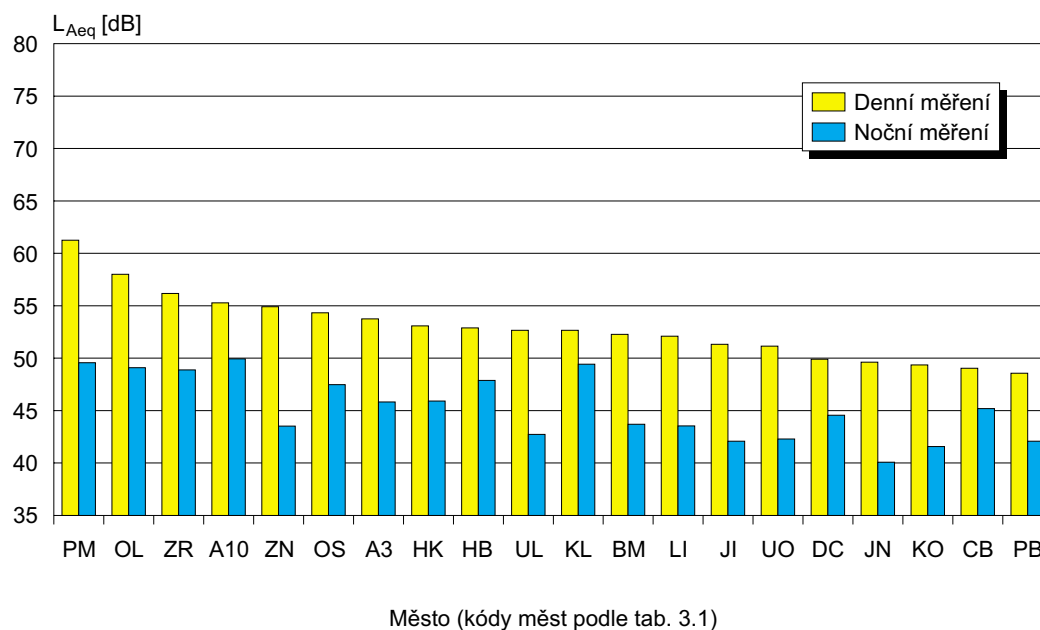
Obr. 6.1b Ekvivalentní hladiny akustického tlaku A (L_{Aeq})
noční měření, 1994–2005



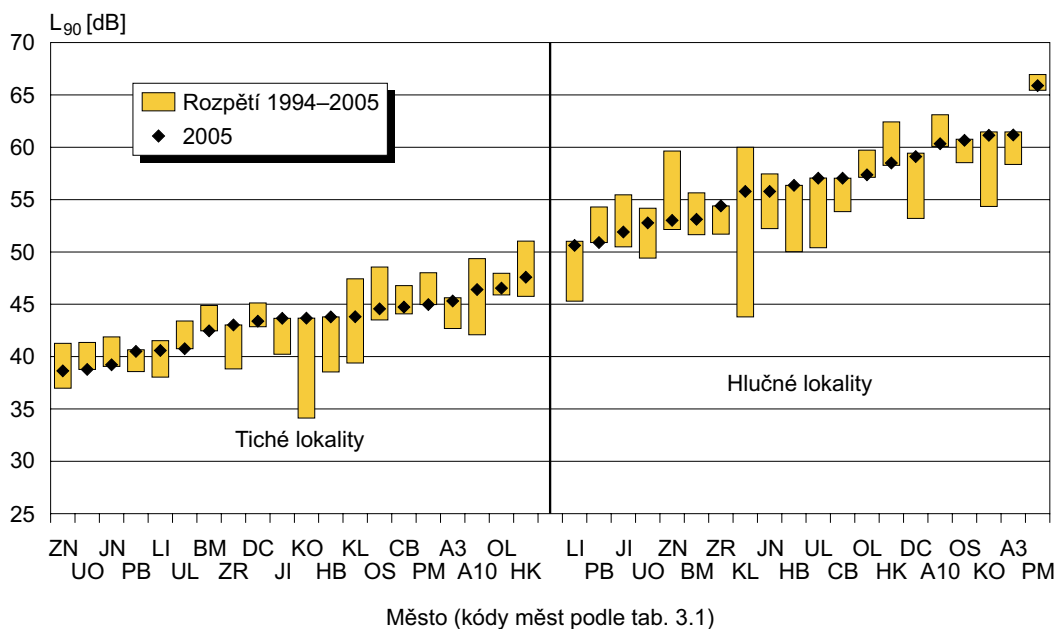
Obr. 6.2a Ekvivalentní hladiny akustického tlaku A (L_{Aeq}) v hlučných lokalitách denní a noční měření, 2005



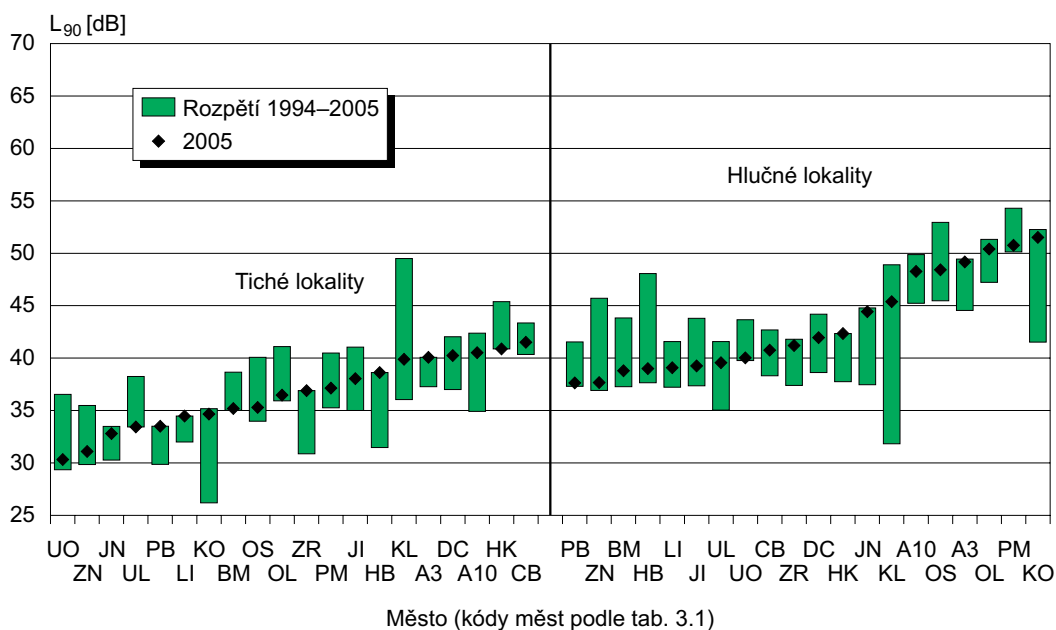
Obr. 6.2b Ekvivalentní hladiny akustického tlaku A (L_{Aeq}) v tichých lokalitách denní a noční měření, 2005



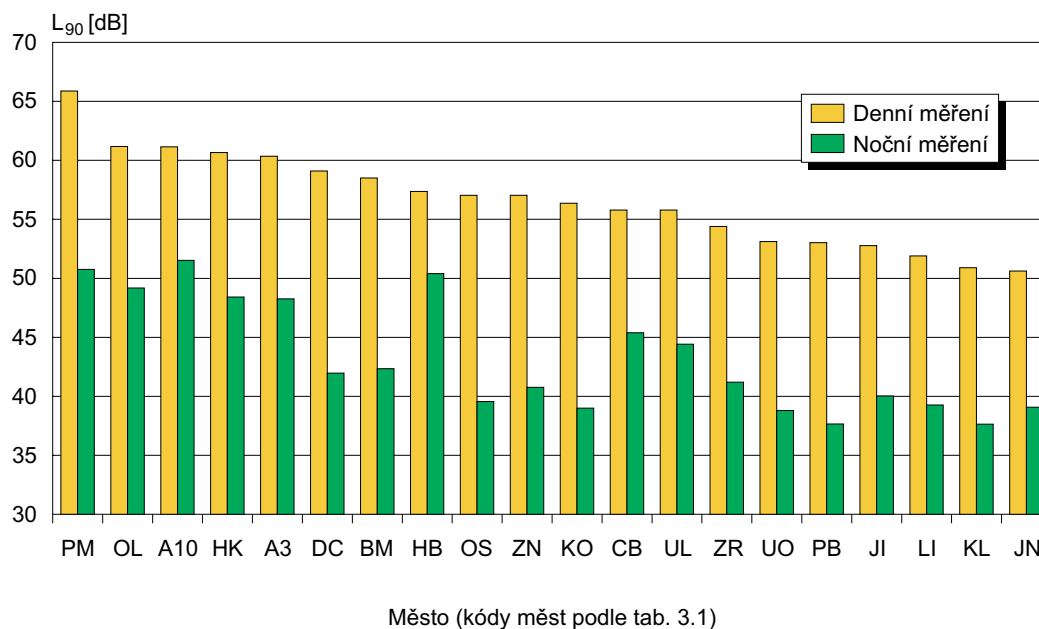
Obr. 6.3a Ekvivalentní hladiny akustického tlaku A (L_{90})
denní měření, 1994–2005



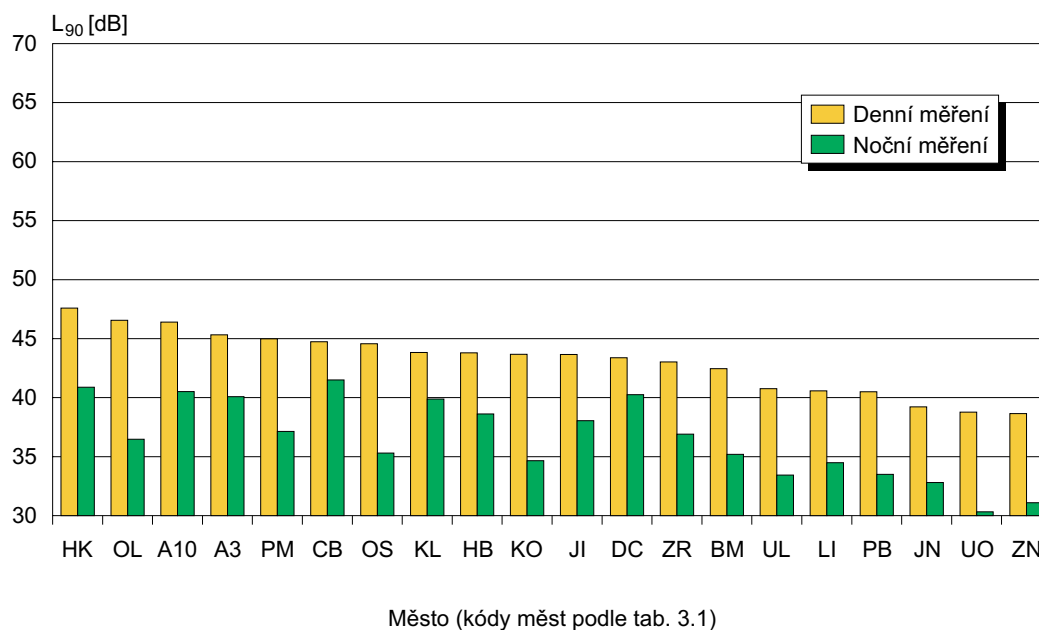
Obr. 6.3b Ekvivalentní hladiny akustického tlaku A (L_{90})
noční měření, 1994–2005



Obr. 6.4a Ekvivalentní hladiny akustického tlaku A (L_{90}) v hlučných lokalitách denní a noční měření, 2005



Obr. 6.4b Ekvivalentní hladiny akustického tlaku A (L_{90}) v tichých lokalitách denní a noční měření, 2005



7. ZDRAVOTNÍ DŮSLEDKY ZÁTĚŽE LIDSKÉHO ORGANISMU CIZORODÝMI LÁTKAMI Z POTRAVINOVÝCH ŘETĚZCŮ, DIETÁRNÍ EXPOZICE

7.1 Organizace monitorovacích aktivit

Subsystém IV se ve sledovaném monitorovacím období skládá ze čtyř projektových částí. První projektová část se zabývá monitorováním výskytu vybraných patogenních bakterií ve vzorkovaných potravinách. Kmeny bakterií izolované z potravin jsou podrobovány dalšímu kvalitativnímu studiu, včetně zjišťování antibiotické rezistence. U listerií se provádí i kvantitativní stanovení KTJ/g. Druhá projektová část se zabývá monitorováním výskytu toxigenních mikromycetů (plísní) ve vzorkovaných potravinách. Izoláty mikromycetů jsou rodově a druhově specifikovány a je studována jejich toxinogenita (zejména produkce mykotoxinů aflatoxinů a ochratoxinů). Třetí část projektu je věnována monitoringu výskytu potravin na bázi geneticky modifikovaných (GM) organismů na trhu v ČR. Zařazení této části bylo podmíněno především požadavky veřejnosti na informace o situaci v ČR a rovněž informačními požadavky ze strany EU a dalších mezinárodních organizací, nikoli z hlediska očekávání zdravotních rizik. Sledován je výskyt GM sóji, kukuřice a rajčat. Tato část je financována převážně z jiných zdrojů než z prostředků MZSO. Čtvrtá projektová část subsystému se zabývá monitorováním dietární expozice populace vybraným chemickým látkám. Monitoring dietární expozice je realizován ve 12 městech republiky. Počet míst byl vybrán s ohledem na rovnoměrné zastoupení jednotlivých regionů na počátku programu monitorování. Vzorky potravin jsou soustřeďovány na jedno místo, kde jsou standardně kulinárně upraveny a pak analyzovány na obsah vybraných chemických látek. Získané výsledky slouží k odhadu expozičních dávek a k charakterizaci zdravotních rizik spojených s výživovými zvyklostmi obyvatelstva ČR. Sledování dietární expozice chemickým látkám se od roku 2004 realizuje pouze v dvouletých intervalech, výše uvedené projektové části se hodnotí každým rokem.

Součástí této kapitoly je přehled potravinami přenášených infekcí a intoxikací, hlášených v roce 2005 a jejich vývoj v minulých letech, zpracovaný Centrem epidemiologie a mikrobiologie SZÚ.

7.2 Alimentární infekce a intoxikace

Údaje o alimentárních infekcích a intoxikacích pocházejí z informačního systému EPIDAT. Nemocnost infekcemi přenášenými potravinami v ČR v roce 2005 dále vzrostla a rovněž se zvýšila nemocnost virovými hepatitidami. Ve srovnání s průměrným rokem (2000–2004) vzrostl výskyt virových střevních infekcí a kampylobakterií, naopak nižší byl počet hlášených případů listeriózy a shigelózy (obr. 7.1). Výskyt hlášených onemocnění na 100 tisíc obyvatel je zpracován v tab. 7.1, vývoj četnosti případů onemocnění vybranými alimentárními infekcemi a intoxikacemi od roku 1996 je znázorněn na obr. 7.2.

Mezinárodní srovnání se v současnosti teprve připravuje, avšak podle průběžně editovaných materiálů European Food Safety Authority (Zoonoses monitoring 2005, EU Direktiva 92/117/EEC) lze konstatovat, že hlášená nemocnost alimentárními infekcemi bude v ČR opět nejvyšší v Evropě, srovnatelná částečně se Slovenskem a Německem. Při mezinárodním porovnávání je ovšem třeba zvážit kvalitu surveillance, která je v ČR na dobré úrovni a zahrnuje např. i aktivní vyhledávání nemocných osob.

U salmonelóz byla očekávána změna spektra etiologie v souvislosti se změnami situace na trhu vajec a v drůbežářském průmyslu obecně, onemocnění vyvolaná sérotypem *S. Enteritidis* zůstala zastoupena naprosto shodně s předchozím rokem (96,8 % v roce 2005 – 96,9 % všech případů

v roce 2004). Za zmínku stojí evidované zvýšení podílu vajec z distribuční sítě jako podezřelého vehikula proti vejším domácím (15,4 % proti 9,9 %). Ostatní vehikula nákazy se ve srovnání s předchozími lety zásadně nezměnila, dominuje drůbež a cukrářské výrobky. V souvislosti s vysokou migrací obyvatelstva jsou k nám zavlečány nové sérotypy salmonelóz. U osob ve vyšším věku roste klinická závažnost onemocnění salmonelózou (zvyšuje se podíl septických stavů). V 74 epidemiích onemocnělo 1489 osob v důsledku porušení technologie přípravy stravy v procesu hromadného stravování. V souvislosti se salmonelózou zemřelo 21 osob. Za nejpostiženější v roce 2005 lze označit oblast západních Čech, jižní Moravy a některé okresy v severních Čechách (obr. 7.3a). Sezónnost salmonelózy zůstala typická se zjevnou závislostí na teplotách venkovního ovzduší (obr. 7.4).

Kampylobakterióza je v ČR již prakticky stejně častou alimentární nákazou bakteriálního původu. Převažujícím etiologickým agens zůstává *Campylobacter jejuni* (94,2 % onemocnění). Onemocnění v České republice mají i nadále charakter sporadických případů a rodinných výskytnů, v roce 2005 bylo zaznamenáno 5 epidemií menšího rozsahu u strávníků po konzumu kuřat. Zhruba 5 % z více než 30 tisíc evidovaných nemocných onemocnělo v rodinných výskytech po grilovaných kuřatech. Nejvyšší nemocnost byla stejně jako v minulých letech v Moravskoslezském kraji (obr. 7.3b). Sezónnost kampylobakteriózy se v zásadě shoduje se salmonelózou s vrcholem výskytu v měsíci srpnu.

Vzestup nemocnosti virovou hepatitidou A (obr. 7.5) je přičítán zvýšené cirkulaci viru v romských komunitách.

V ČR dosud nebyla popsána epidemie listeriózy. U některých případů onemocnění listeriózou existuje podezření na přenos nepasterizovaným mlékem, laboratorní průkazy však chybí.

Jako enteritidy vyvolané *E. coli* bylo uzavřeno 1709 případů, především u dětí v prvním roce, resp. v prvních měsících života. Nebyl hlášen výskyt těžkých klinických forem onemocnění. Nejčastěji byl identifikován sérotyp O 26 (336 případů) a O 55 (265 případů). V souvislosti s enteritidami *E. coli* nebylo zaznamenáno žádné úmrtí. Onemocnění neměla sezónní charakter.

Nemocnost yersiniózou zůstala na stejné úrovni (498 hlášených případů) jako v loňském roce. Nebyla řešena žádná epidemie. U několika nemocných byla zjištěna zřejmá souvislost s konzumem uzenin.

Význam virových gastroenteritid roste (viz obr. 7.1). Ačkoli se často nepřenášejí primárně infikovanými potravinami, na jejich přenosu se ve vysokém procentu podílí kontaminace talířů a příborů pomocným personálem na rautech, oslavách apod.

V ČR došlo v roce 2005 ke 4 případům botulismu, ve dvou případech po vakuově balených uzeninách, jednou po domácí vepřové konzervě a jednou po domácí zeleninové čalamádě.

7.3 Bakteriologická analýza potravin

V části zaměřené na bakteriologickou analýzu potravin byl sledován výskyt vybraných patogenních agens v potravinách z tržní sítě. Výběr vyšetřovaných komodit byl proveden podle tzv. spotřebního koše potravin a byl zaměřen, stejně jako v minulých letech, na ty skupiny, které se v minulosti u nás nebo v zahraničí podílely na vzniku alimentárních onemocnění.

Pozornost byla zaměřena na průkaz čtyř etiologických agens – původců významných alimentárních onemocnění: *Salmonella* spp., *Campylobacter* spp., *Listeria monocytogenes* a *E. coli* O157.

Kromě salmonel jsou ostatní agens sledována v rámci běžné kontroly zdravotní nezávadnosti potravin pouze výjimečně. Proto informace o jejich výskytu v jednotlivých komoditách na území ČR prakticky chybí.

Mikrobiologická analýza byla prováděna podle mezinárodních norem řady EN ISO. Získané izoláty byly potvrzovány biochemicky a u salmonel a *L. monocytogenes* byl určován jejich sérotyp. U izolátů salmonel byla také sledována rezistence k antibakteriálním látkám, u *S. Enteritidis* (SE) a *S. Typhimurium* (STM) byla prováděna fágová typizace.

Na přítomnost salmonel bylo celkem vyšetřeno 648 vzorků potravin. Jednalo se o různé druhy mas a drobů, polotovarů, dále o vejce, masné, mléčné, lahůdkářské a cukrářské výrobky, houby, ovoce, zeleninu a kakaový prášek. Pozitivní nálezy byly prokázány u 11 vzorků. Salmonely byly izolovány ze vzorků drůbežního masa, z vepřových jater a z rybího masa. Nejčastěji byl u izolátů salmonel zastoupen sérotyp *S. Enteritidis* (6krát) a *S. Typhimurium* (2krát), po jednom izolátu byly detekovány serotypy Kentucky, London a Bovismorbificans. Na základě subtypizace na úrovni fagotypu byly izoláty SE rozděleny na fágové typy PT8 (4krát), PT4b a PT32a. U izolátů STM se jednalo o fágové typy DT 104 a DT 1. Výskyt pozitivních nálezů salmonel v drůbežím masu a vejcích v průběhu let 1999 až 2005 je znázorněn na obr. 7.6.

Průkaz přítomnosti kampylobakterů byl prováděn u 108 vzorků různých druhů mas a drobů. Pozitivní nález *Campylobacter* spp. byl zjištěn u 9 vzorků (7 vzorků drůbežního masa a drobů a 2 vzorky vepřových jater). *C. jejuni* byl detekován v 6 a *C. coli* ve 3 vzorcích.

Na přítomnost bakterií *L. monocytogenes* (LM) bylo vyšetřeno 648 vzorků, jednalo se o různé druhy mas a drobů, mléčných, masných, rybích a lahůdkářských výrobků, vejce, zeleninu a ovoce, cukrovinky, cukrářské výrobky, suché skořápkové plody a houby. Pozitivní nález LM byl prokázán u 27 vzorků. LM byla prokázána ve vzorcích různých druhů mas včetně drůbežního (13 vzorků), mražené zeleniny (6 vzorků), mraženého mléčného výrobku (1 vzorek), masných výrobků (6 vzorků) a v houbách (1 vzorek). Nejčastěji byl prokazován sérotyp 1/2. U vzorků potravin k přímé spotřebě bylo provedeno kvantitativní vyšetření, ve všech vzorcích byl stanoven počet LM nižší než 5×10^1 KTJ.g⁻¹.

Průkaz přítomnosti *E. coli* O157 byl prováděn u 36 vzorků potravin (drůbeží maso a vepřová játra). V žádném ze vzorků nebyl potvrzen výskyt tohoto patogenního agens.

7.4 Mykologická analýza potravin

V roce 2005 pokračovalo sledování výskytu toxinogenních mikromycetů (plísňí), producentů aflatoxinů a ochratoxinu A ve vybraných potravinách. Specializované mykologické vyšetření bylo i nadále zaměřeno na popis a charakterizaci nebezpečí výskytu toxinogenních mikromycetů v potravinách. Vzhledem k detailnějšímu mykologickému sledování toxinogenních vláknitých mikromycetů *Aspergillus* sekce *Nigri*, producentů ochratoxinu A, byl počet vzorků potravin dosud odebíraných v jednom roce monitorovacího období jednorázově rozdělen do dvou let (2004–2005). Ve čtyřech odběrových termínech bylo v roce 2005 odebráno 16 druhů komodit na 12 odběrových místech v ČR, což představuje celkem 192 vzorků potravin.

Byla získána frekvenční data o kvalitativním a kvantitativním výskytu toxinogenních mikromycetů – producentů aflatoxinů a ochratoxinu A v potravinách v ČR. U vybraných potravin byl stanoven celkový počet mikromycetů (KTJ/g potravin) a charakterizován jejich mykologický

profil. Výskyt sledovaných druhů toxinogenních mikromycetů byl dále charakterizován indexem kontaminace (I_k), tzn. poměrem počtu potenciálně toxinogenních mikromycetů (KTJ/g potraviny) k celkovému počtu mikromycetů (KTJ/g potraviny).

Byla prokázána přítomnost potenciálně toxinogenních mikromycetů *Aspergillus flavus*, producentů aflatoxinů, celkem v 22 vzorcích (tj. 20 %) uvedených typů potravin: rýže, mouka polohrubá, mouka hladká, mouka hrubá, vločky ovesné, krupice pšeničná, kaše obilná dětská, čaj černý, čaj ovocný. Z izolovaných kmenů *Aspergillus flavus* bylo 13 (59 %) posouzeno jako toxinogenní. Jejich toxinogenita byla ověřena na základě stanovení produkce aflatoxinů na testovací živné půdě (YES médiu).

Potenciálně toxinogenní mikromycety *Aspergillus* sekce *Nigri* (producenti ochratoxinu A) byly stanoveny celkem v 37 vzorcích (62 %) následujících typů potravin: rozinky, mouka hrubá, kaše obilná dětská, čaj černý a čaj ovocný. Na základě nálezu *Aspergillus* sekce *Nigri* v rozinkách bylo provedeno stanovení mykotoxinu ochratoxinu A. Jeho výskyt byl prokázán ve 3 vzorcích (25 %) rozinek (aritmetický průměr 21,9 $\mu\text{g}/\text{kg}$, maximální hodnota 40,7 $\mu\text{g}/\text{kg}$).

7.5 Výskyt potravin na bázi geneticky modifikovaných organismů na trhu v ČR

Rok 2005 byl již čtvrtým rokem, kdy probíhala část monitoringu s názvem „GENOMON“. Pokračovalo se ve sledování výskytu potravin vyrobených z geneticky modifikovaných organismů (GMO) obchodovaných v ČR z hlediska jejich možné výroby z GM surovin.

Podobně jako v předchozích letech bylo odebráno (v obchodní síti ČR, ve čtyřech odběrových termínech, na 12 místech) celkem 192 vzorků potravin (48 vzorků rajčat, 48 vzorků sójových bobů, 48 vzorků sójových výrobků a 48 vzorků kukuřičné mouky).

K detekci GMO a potravin na jejich bázi byla využita screeningová a identifikační metoda polymerázové řetězové reakce (dále PCR), imunochemické metody (ELISA) a kvantitativní metoda PCR (dále RT-PCR).

Výsledky vyšetření vzorků jsou uvedeny v tab. 7.2. Výsledky popisují celkový počet pozitivních výsledků analýz a podíl výsledků s hodnotou obsahu GM surovin vyšší nebo rovný než 0,9 %.

Celkem bylo metodou RT-PCR vyhodnoceno jako pozitivní 9 vzorků sójových výrobků, 2 vzorky sójových bobů. Kvalitativní metodou odrůdově specifické reakce a metodou nested PCR byla prokázána přítomnost kukuřice linie MON810 v 1 vzorku kukuřičné mouky. Podle nařízení EU 1829/2003 a 1830/2003 musí být povinně označovány potraviny, které obsahují více než 0,9 % GMO. Obsah do 0,9 % se považuje za náhodnou nebo technicky nevyhnutelnou příměs GMO. Kukuřice linie MON810 je v EU schválena k uvádění na trh jako potravina, její záchyt proto nebyl v rozporu s legislativou.

Srovnání výsledků stanovení RRS v potravinách metodou RT-PCR s lety 2002–2004 je uvedeno v tab. 7.3

V průběhu roku 2005 nebyly publikovány žádné nové aktuální vědecké údaje, které by signalizovaly možná zdravotní rizika z použití potravin na bázi GMO.

7.6 Dietární expozice člověka

Cílem dlouhodobého monitorovacího programu byl i v období let 2004/2005 odhad průměrné hodnoty expozice populace ČR vybraným chemickým látkám (významné kontaminanty, nutrienty, mikronutrienty). Získaná data slouží současně i k pravděpodobnostnímu hodnocení chronických expozičních dávek (hodnocení se provádí za delší časový interval 4–6 roků).

Obsah chemických látek v potravinách může představovat zdravotní riziko nenádorových nebo nádorových onemocnění, v případě nutrietů a mikronutrientů rovněž zdravotní riziko z nedostačitého přívodu.

V období let 2004/2005 byly pro odhad expozičních dávek použity dvě hodnoty očekávané spotřeby potravin: „skutečná hodnota spotřeby“ (získaná ze studie individuální spotřeby potravin SISPO4, která poskytuje i hodnoty průměrného přívodu potravin na osobu v ČR v roce 2003/2004) a model doporučených dávek potravin (tzv. potravinová pyramida), viz tab. 7.4.

7.6.1 Výběr vzorků pro analýzy

Sadu vzorků dodávaných k chemické analýze tvořilo 205 individuálních druhů potravin, které byly sváženy ze čtyř regionů republiky (12 míst v republice, region A = Plzeň-město, České Budějovice, Benešov, region B = Ústí nad Labem, Jablonec nad Nisou, Praha, region C = Hradec Králové, Šumperk, Ostrava, region D = Žďár nad Sázavou, Brno, Znojmo). Celkový počet odebraných vzorků potravin (některé druhy potravin jsou odebírány opakovaně a ve více značkách) tak činil 3696/republiku/2 roky. Z ekonomických důvodů byly vzorky potravin kombinovány do tzv. kompozitních vzorků podle regionů. Vzorky zastupující každý region byly standardně kulturně upraveny a pak míchány do 143 druhů kompozitních vzorků pro každý ze čtyř regionů republiky, některé opakovaně, takže celkový počet za region činil 220 kompozitních vzorků. K analýze na obsah chemických látek bylo za sledované období a republiku dodáno celkem 880 kompozitních vzorků. Pro stanovení některých chemických látek byly kompozitní vzorky z jednotlivých regionů dále míchány tak, že republiku reprezentuje sada 143 směsných kompozitních vzorků. Některá speciální analytická stanovení (toxické kongenery PCB, dibenzofurany a dioxiny, dusitany, dusičnany aj.) používají odlišný, racionálně podložený, výběr či kombinaci vzorků potravin.

Ve vzorcích potravin bylo kvantifikováno 101 individuálních chemických látek. Zjištěné koncentrace chemických látek byly použity pro výpočet odhadu průměrných expozičních dávek pro populaci ČR v období let 2004–2005. Pro dlouhodobé srovnání expozičních dávek (od roku 1994) byl použit model doporučených dávek potravin pro ČR, který je stanoven pro 5 různých skupin populace (děti, muži, ženy, těhotné/kojící ženy, starší osoby). Model umožňuje standardizaci výsledků tak, aby bylo možné dlouhodobé sledování trendu změn koncentrací chemických látek v potravinách, nezávisle na „skokové“ změně údajů o spotřebě potravin.

7.6.2 Organické látky

Průměrná chronická expoziční dávka populace sledovaným organickým látkám ze skupiny tzv. perzistentních organických polutantů zakázaných tzv. Stockholmskou konvencí (polychlorované bifenyly (PCB), aldrin, endrin, dieldrin, methoxychlor, endosulfan, heptachlor epoxid, hexachlorbenzen (HCB), alfa-, beta-, delta-, gama- (lindan) izomer hexachlorcyklohexanu, izomery DDT, DDD, DDE, alfa-, gama-, oxy- chlordan, mirex) z potravin nedosáhla v roce 2004–2005 hodnot, které jsou spojovány s významným zvýšením pravděpodobnosti poškození zdraví (nekarci-

nogenní efekt) konzumenta. Míra expozice odhadovaná podle skutečné spotřeby potravin (SISP04) dosáhla nejvyšší úrovně u PCB. Expozice sumě sedmi indikátorovým kongenerům PCB dosáhla průměrné úrovně asi 2,9 % tolerovatelného denního přívodu (TDI). Tato hodnota je nižší než bylo popisováno v předchozích letech. Tato změna je však spíše podmíněna použitím laboratorní metody s nižší mezí stanovitelnosti, což snížilo nejistotu bodového odhadu expozice. Největší počet pozitivních analytických záchytů byl při použití těchto analytických metod pozorován pro kongenery PCB č. 138, 153 a 180 (53, 53 a 40 %).

Vysoký počet analytických záchytů byl již tradičně pozorován pro p,p'DDE (66 %). V období let 2004–2005 byl počet záchytů u o,p'DDD, gama isomeru HCH a HCB nižší (13 %, 25 % a 37 %), než bylo zjištěno v předcházejícím období. Kolísání počtu záchytů souvisí s tradičně nízkými měřenými hodnotami koncentrací a z toho plynoucími nízkými expozičními dávkami (např. 0,1 % PTDI pro „sumu DDT“ = p,p'DDT + o,p'DDT + p,p'DDD + p,p'DDE, 3 % TDI pro HCB). Výsledky potvrzují přetrvávající plošnou kontaminaci těmito perzistentními organickými polutanty, ale na úrovni velmi nízkých koncentrací, bez závažného významu pro zdraví konzumentů.

Odhad expoziční dávky látkám s tzv. dioxinovým účinkem (TEQ 2,3,7,8-TCDD pro sumu 29 toxických kongenerů PCB, dioxinů a dibenzofuranů) představoval v letech 2004–2005 hodnotu asi 4,4–6,1 pg WHO TEQ TCDD/kg t.hm./týden. To představuje hodnotu asi 31–44 % TWI (EU). Tato hodnota je nižší ve srovnání s předchozími léty, což je ovlivněno především použitím novějších dat o spotřebě potravin (SISP04). Relativně příznivý výsledek nelze přeceňovat vzhledem k velmi malému počtu výsledků analýz (4/rok). Výsledky jsou také stanoveny pro průměrnou osobu v ČR, pro děti je proto potřeba uvažovat vyšší hodnotu expoziční dávky. Na tzv. dioxinové toxicitě se podílely PCB 65–76 %, dibenzofurany 23–35 % a dioxiny 0–1 %. Nejvyšší přívod byl zjištěn především z másla a ryb a rybích výrobků (cca 2/3 zjištěného podílu z TWI).

Expoziční dávky odhadované podle modelů doporučených dávek potravin dosahují nejvyšších hodnot pro kategorii dětí ve věku 4–6 roků. Expozice sumě sedmi indikátorovým kongenerům PCB byla u dětí 10,7 % TDI. Expoziční dávky polychlorovaným bifenylym zobrazené na obr. 7.8a jsou nižší ve srovnání s jejich prezentací v minulých letech. Projevuje se tak uplatnění laboratorní metody s nižší mezí stanovitelnosti (kalkulace výsledků menších než mez stanovitelnosti jako 1/2 LoQ – snížení nejistoty stanovení). Přesnější hodnocení může poskytnout pravděpodobnostní hodnocení expoziční dávky, což však vyžaduje větší počet naměřených dat.

V období let 2004–2005 byla rovněž sledována skupina 15 polyaromatických uhlovodíků (PAH) a akrylamid ve všech typech potravin. Ve vybraných typech potravin (8 druhů – konzervy masné, paštiky konzervy, rybí konzervy, zelenina sterilovaná, protlaky zeleninové, kompoty, džemy a marmelády, výživa dětská ovocná) byl sledován celkový cín. Ve všech případech byly výsledky odhadů expozic poměrně příznivé. Např. expoziční dávka benzo(a)pyrenu činila pouze 0,002 µg/kg t.hm./den. Expoziční dávka akrylamidu byla odhadnuta ve výši 0,43 µg/kg t.hm./den. Expozice celkovému cínu z vybraných potravin dosáhla pouze 12 µg/kg t.hm./den (0,6 % PTWI).

7.6.3 Anorganické látky

Průměrná chronická expoziční dávka pro populaci, stanovená **na základě skutečné spotřeby potravin**, látkám anorganického charakteru (dusičnany, dusitany, kadmium, olovo, rtuť, arzen, měď, zinek, mangan, selen, hořčík, chrom, nikl, hliník, železo a jód) nevedla k překračování expozičních limitů pro nekarcinogenní efekt. Expozice dusičnanům činila 16 % ADI a dusitanům 22 %, což se příliš neliší od předchozího období. Průměrný přívod manganu činil 38 % RfD. Zátěž kadmíem mírně poklesla na 14,1 % PTWI. Zátěž olovem nadále neklesala a činila

6,6 % PTWI. Expozice celkové rtuti činila příznivých 1,9 % PTWI. Přívod mědi a zinku má z toxikologického hlediska setrvale nízkou tendenci (2,8 % PMTDI a 14,1 % PMTDI). Odhad expozice „toxického arzenu“ (anorganické sloučeniny) dosáhl 4,2 % PTWI. U selenu byl pozorován stejný přívod jako v předchozím období (14 % RfD). Odhad expoziční dávky niklu a chromu dosahuje poměrně nízkých hodnot s tendencí k mírnému kolísání (9 % RfD a 17 % RfD). Odhad expozice hliníku a železu nepředstavoval riziko poškození zdraví konzumentů (3,4 % PTWI a 16 % PMTDI). Odhady výše expozice kontaminantů pomocí podílu čerpání expozičního limitu jsou přehledně zobrazeny v tab. 7.5a a na obr. 7.7.

Expoziční dávka odhadovaná **podle modelu doporučených dávek potravin** dosahuje opět nejvyšších hodnot pro kategorii dětí ve věku 4–6 roků. Expozice dusičnanům dosáhla asi 71 % ADI (započítán i příspěvek ze zeleniny), odhad expozice celkovému manganu činil 138 % RfD (obr. 7.8b). Tyto výsledky jsou orientační, protože není určena forma manganu.

7.6.4 Mikroelementy

Při rámcovém hodnocení přívodu některých stopových prvků (zinek, měď, selen, chrom, nikl, mangan, hořčík, vápník, fosfor, sodík, draslík, železo) byly **podle výsledků studie individuální spotřeby potravin** (SISP04) zjištěny expoziční dávky, které se pro zinek pohybovaly na úrovni asi 98 % populačního normativního minima, u mědi byly pod populačním normativním minimem 67 %. U selenu byla pokryta potřeba na úrovni normativního minima (116 %). Odhadovaný doporučený přívod pro chrom byl pokryt na 92 %. Uvažovaná potřeba niklu byla kryta na 299 %, potřeba manganu na 107 %, hořčíku na 84 %, vápníku na 85 %, fosforu na 149 %. Horní limit přívodu pro sodík byl naplněn na 57 % a potřeba draslíku byla kryta na 76 %. Přívod železa dosáhl pouze 57 % doporučení pro naši populaci. Potřeba jódu pro populaci byla kryta spotřebním košem potravin na 111 %, i když při kulinární přípravě vzorků potravin nebyla záměrně použita jódovaná sůl. Odhadovaný přívod mikroelementů je obsahem tab. 7.5b.

Odhad přívodu stopových prvků **podle modelu doporučených dávek potravin** dosahuje nejnižších hodnot v kategorii starších osob ve věku nad 60 let. Struktura spotřeby potravin v rozsahu doporučených dávek potravin nepokrývá u této věkové skupiny doporučený přívod některých minerálních látek.

7.7 Dílčí závěry

Výsledky mikrobiologické analýzy naznačují, které komodity v tržní síti jsou častěji kontaminovány patogenními agens a napomáhají upřesnění představ o příčinách vzniku alimentárních onemocnění. Ze zjištěných výsledků nevyplývá žádný nový závěr.

Výsledky monitorování toxinogenních mikromycetů v potravinách nepřinesly překvapení a potvrdily opět předpoklad o reálném výskytu nebezpečných mykotoxinů v některých typech potravin (např. ochratoxin A v rozinkách a aflatoxiny ve sladké paprice).

Z výsledků sledování GMO v potravinách je zřejmé, že se i v roce 2005 vyskytují na trhu v ČR potraviny vyrobené z Roundup Ready sóji (40-3-2). Frekvence záhytu RRS v sojových bobech a v sojových výrobcích byla srovnatelná s předchozími lety. Poprvé byl detekován transgen MON 810 v kukuřičné mouce. Uvedený výskyt GMO není v rozporu s povolením pro uvádění na trh v EU. Při obsahu vyšším než 0,9 % GMO musí být výrobky označeny na obalu (vyrobeno z GMO).

Výsledky monitoringu expozice některým nebezpečným chemickým látkám z potravin v ČR potvrzují mírné kolísání expozičních dávek v souvislosti se změnou koncentrací. Daleko hlubší vliv může mít změna dietárních zvyklostí. Poprvé byl bodový odhad proveden na základě výsledků studie individuální spotřeby potravin. Charakterizace zdravotního rizika vyznívá tradičně příznivě pro průměrnou osobu v populaci. Pro řadu polutantů se hodnoty expozičních dávek snižují nebo zůstaly na nízké úrovni. Hodnocení pomocí modelu doporučených dávek potravin, které bere v úvahu různou spotřebu potravin pro různé populační skupiny, naznačuje možnost určitých zdravotních rizik zejména pro děti (vyšší expozice škodlivinám nebo i látkám z fortifikovaných potravin), a také pro starší osoby (nedostatečný přívod některých minerálních látek). Přesnější hodnocení může poskytnout pravděpodobnostní modelování expozičních dávek, pro něž však zatím není k dispozici dostatek údajů.

Tab. 7.1 Výskyt vybraných hlášených alimentárních onemocnění v letech 1995–2005 (počet na 100 000 obyvatel)

	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Salmonelózy	466,71	387,41	493,70	436,12	391,66	326,55	274,14	263,67	301,01	322,16
Shigelóza	7,77	5,96	4,96	5,05	5,33	3,44	2,80	3,73	3,18	2,72
E. Coli enteritis	6,03	11,45	10,05	11,79	11,51	11,89	15,66	15,52	17,08	16,72
Kampylobakteriíza	22,08	35,16	53,83	95,72	164,67	210,48	227,49	196,66	249,75	296,15
Yersinióza	1,01	1,50	1,54	2,05	2,25	2,93	3,95	3,65	4,88	4,87
Alimentární intoxikace	6,03	3,22	4,77	5,05	10,62	6,67	2,61	0,60	1,88	0,40
Virové střevní infekce	7,69	4,62	8,92	7,85	11,65	11,33	23,34	20,58	35,17	35,91
Listerióza	0,10	0,10	0,10	0,13	0,22	0,20	0,20	0,12	0,16	0,15
Virová hepatitida A	20,20	11,60	8,80	9,10	6,00	3,20	1,20	1,10	0,70	3,15

Tab. 7.2 Výsledky vyšetření vzorků potravin k detekci GMO v roce 2005

Materiál	n	n+ (%)	n+ (< 0,9 %)	n+ (≥ 0,9 %)
Sójové boby	48	2 (4)	2 (4)	0
Sójové výrobky	48	9 (19)	7 (15)	2 (4)
Rajčata	48	0	0	0
Kukuřičná mouka	48	1 (2)	1 (2)	0
Celkem	192	12 (6)	10 (5)	2 (1)

Tab. 7.3 Srovnání výskytu GMO v potravinách v letech 2002–2005

Potravina	Pozitivní vzorky (počet/%)			
	2002	2003	2004	2005
Sójové boby	6/13	1/2	2/4	2/4
Sójové výrobky	18/38	5/10	19/40	9/19
Mouka kukuřičná	0/0	0/0	0/0	1/2
Celkem	24/13	6/3	21/11	12/6

Tab. 7.4 Doporučené dávky potravin (počet porcí/osobu/den) pro vybrané skupiny populace^a

Skupina	Věk (r)	Hmotnost (kg)	Cereálie	Zelenina	Ovoce	Mléko	Zdroje bílkovin	Jiné potraviny	Energie (kJ) ^b
Děti	4–6	15	3	3	2	3	2	*	7 047
Dospělí muži	> 18	70	6	5	4	3	3	*	11 996
Dospělé ženy	> 18	58	4	4	3	3	1	*	7 988
Těhotné/kojící ženy	> 18	58	5	4	3	3	2	*	9 787
Starší osoby	> 60	64	3	3	2	2	1	*	5 987

* Rozumí se střídmě tuky, oleje, cukr, cukrovinky: pro výpočet expozice byla použita spotřeba 15 g přidaných tuků, 10 g přidaných cukrů a 300 ml nápojů.

Poznámky:

^a Použitá literatura:

Komárek L. et al.: *Strava v prevenci nádorů, Doporučení „Národního programu zdraví 1998“, Prevence nádorových onemocnění v ČR, SZÚ Praha, 1998, str. 6.*

Brázdová, Z.: *Výživová doporučení pro Českou republiku, Rega Brno, 1995, str. 5–22.*

Brázdová, Z. et al.: *Dietary Guidelines in the Czech Republic III.: Challenge for the 3rd Millenium, Centr. Eur. J. of Publ. Health, 9(1), 2001, str. 30–34.*

^b Energetická hodnota modelu bez započítání přidaných tuku, cukrů, cukrovinek a nápojů.

Model doporučených dávek potravin pro ČR použitý k porovnání odhadů expozičních dávek chemickým látkám pro vybrané skupiny populace (model standardizované spotřeby potravin)



Hodnoty uvedené v závorkách byly použity pro výpočet modelové expozice.

Tab. 7.5a Odhad expozice vybraným chemickým látkám na základě skutečné spotřeby potravin, 2004/2005

Prvek Chemická látka	Čerpání exp. limitu (%)	Typ exp. limitu	Prvek Chemická látka	Čerpání exp. limitu (%)	Typ exp. limitu
Arzen (anorganický)	4,2	PTWI	Nikl	9,0	RfD
Cín celkový	0,6	PTWI	Olovo	6,6	PTWI
Dusičnany	16,0	ADI	Rtuť	1,9	PTWI
Dusitany	22,0	ADI	Selen	14,0	RfD
Hliník	3,4	PTWI	Zinek	14,1	PMTDI
Chrom	17,0	RfD	Železo	16,0	PMTDI
Kadmium	14,1	PTWI	PCB*	2,9	TDI
Mangan	38,0	RfD	DDT	0,1	PTDI
Měď	2,8	PMTDI	Hexachlorbenzen	3,0	TDI

* Suma 7 indikátorových kongenerů PCB

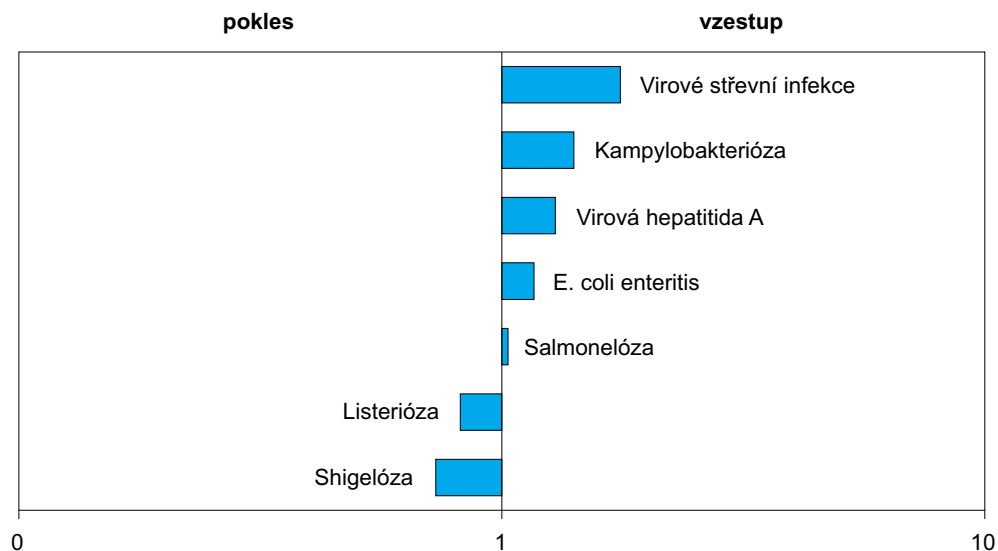
Tab. 7.5b Odhad expozice mikroelementům na základě skutečné spotřeby potravin, 2004/2005

Prvek	Plnění doporučeného přívodu (%)	Prvek	Plnění doporučeného přívodu (%)
Draslík	76	Nikl	299
Fosfor	149	Selen	116**
Hořčík	84	Sodík	57*
Chrom	92	Vápník	85
Jód	111	Zinek	98**
Mangan	107	Železo	57
Měď	67**		

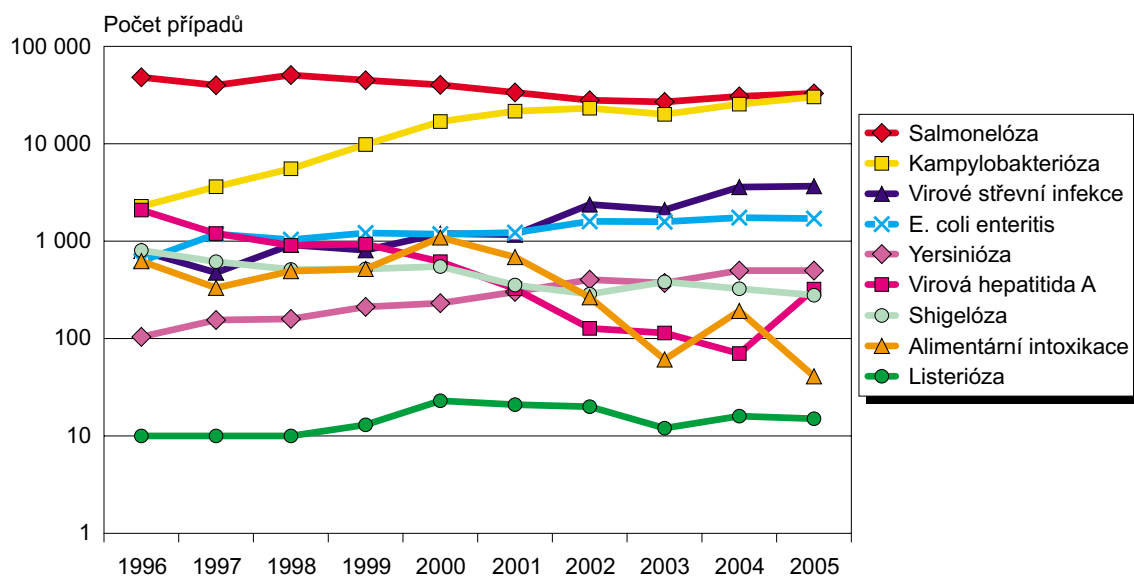
* plnění horního limitu přívodu

** plnění normativního minima

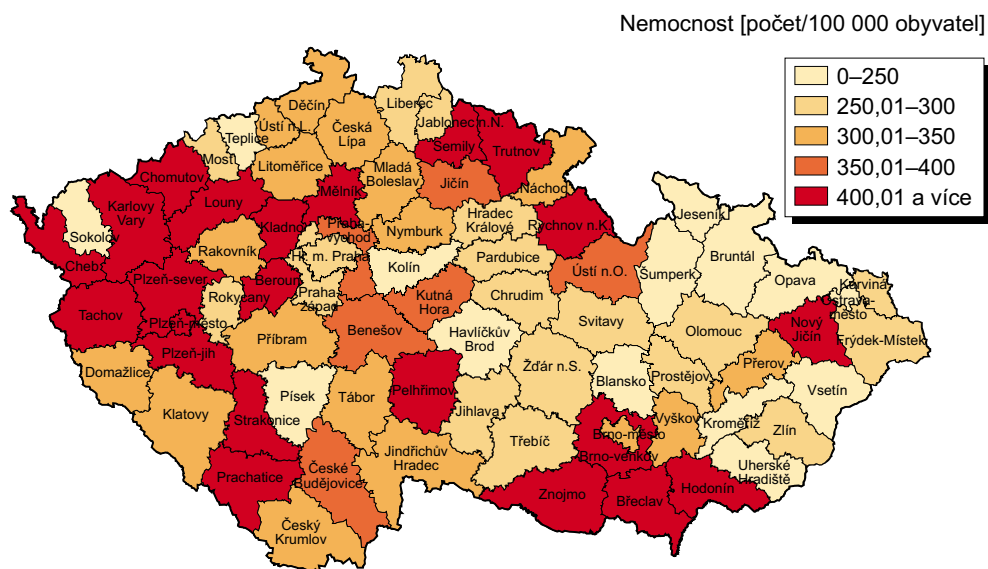
Obr. 7.1 Porovnání hlášené nemocnosti alimentárními onemocněními v roce 2005 s průměrným rokem (období 2000–2004)



Obr. 7.2 Vývoj vybraných hlášených alimentárních infekcí a intoxikací v letech 1996–2005

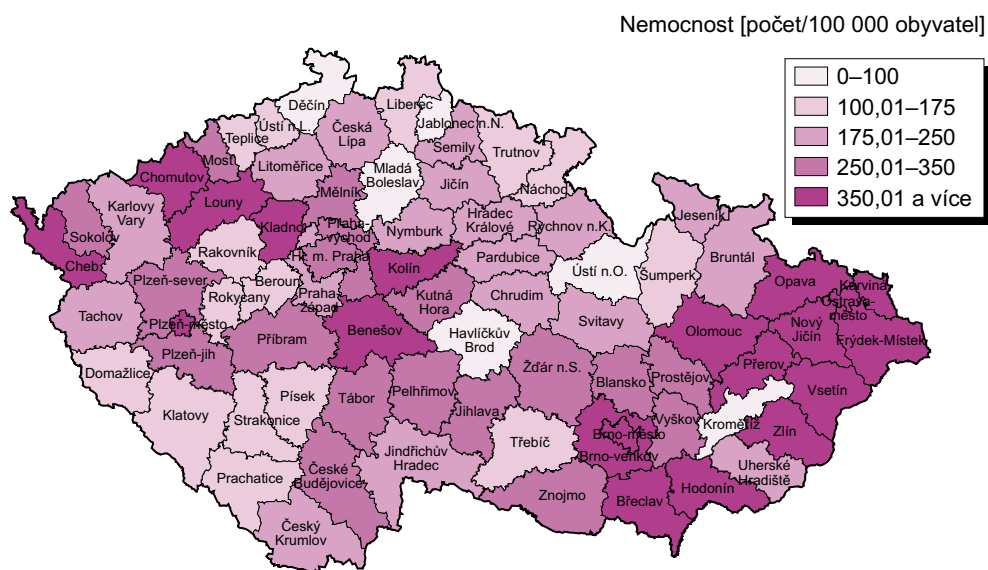


Obr. 7.3a Nemocnost salmonelózou v okresech ČR v roce 2005



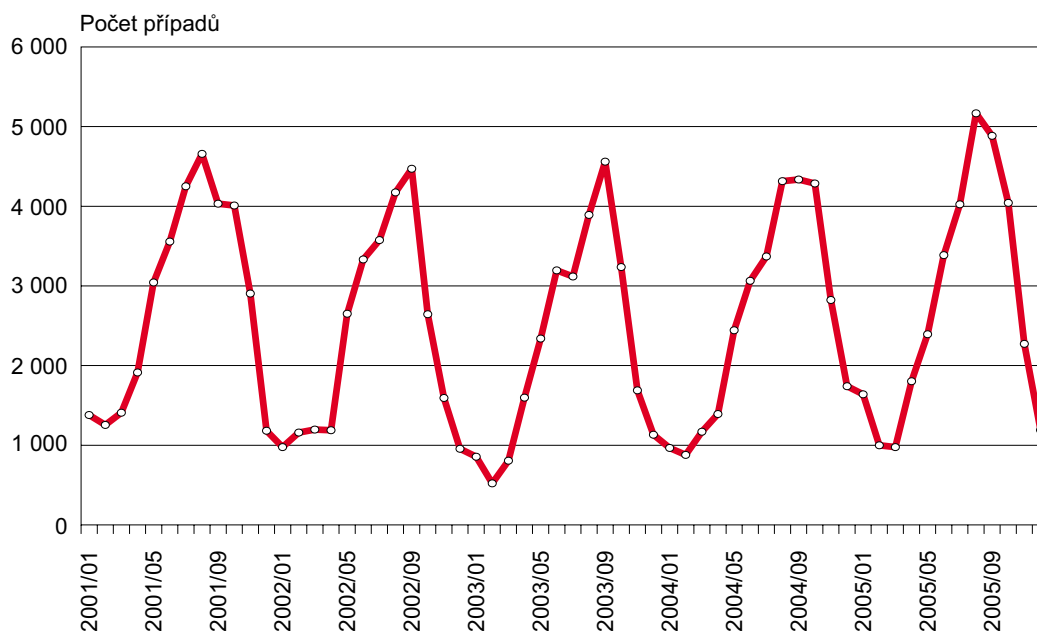
Zdroj: EPIDAT

Obr. 7.3b Nemocnost kampylobakteriózou v okresech ČR v roce 2005

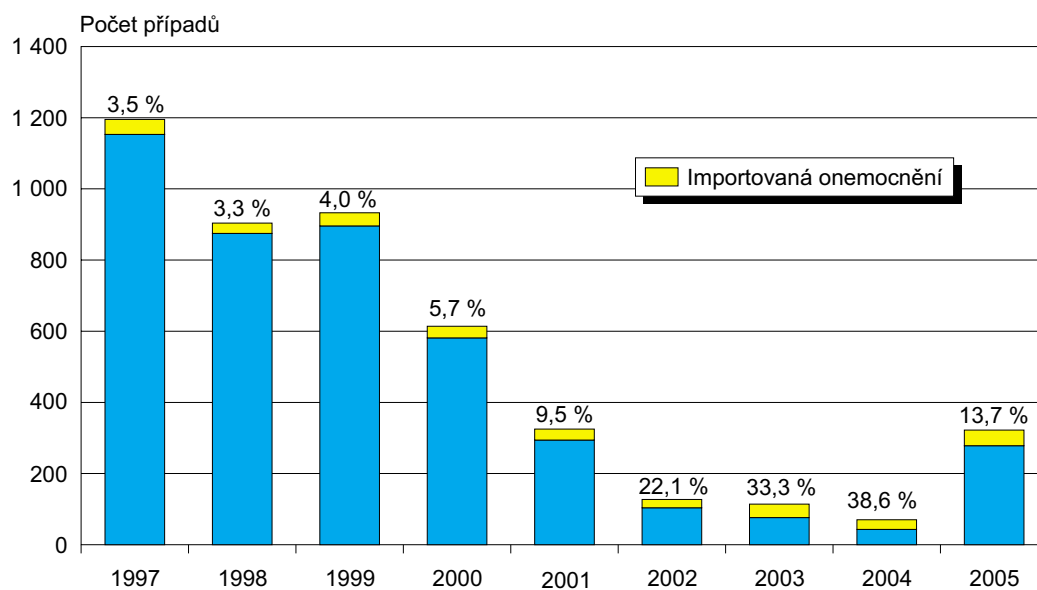


Zdroj: EPIDAT

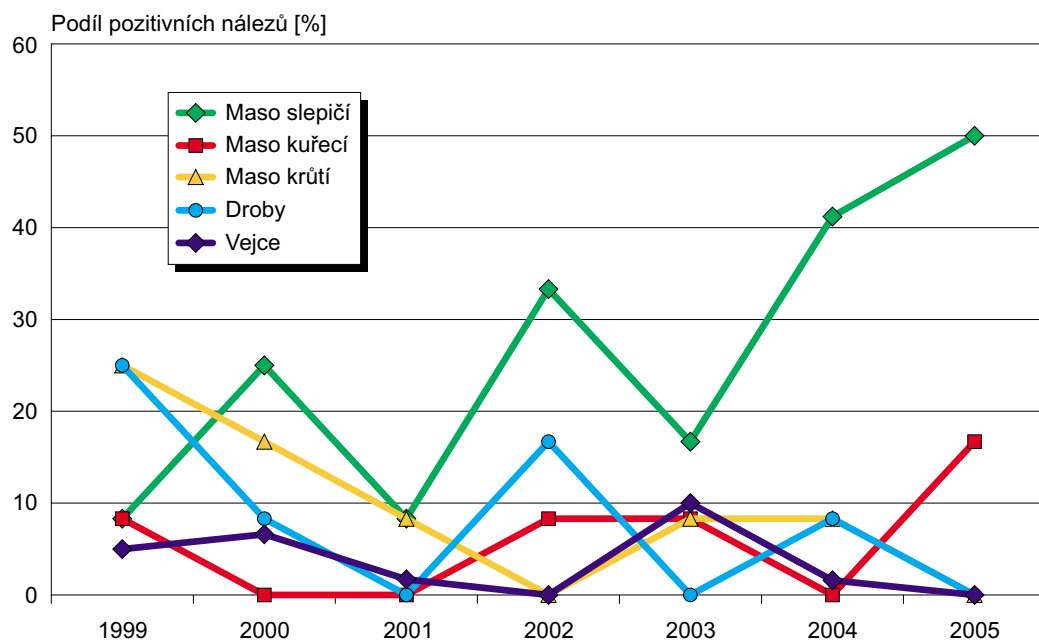
Obr. 7.4 Salmonelóza, výskyt podle měsíce onemocnění, 2001–2005



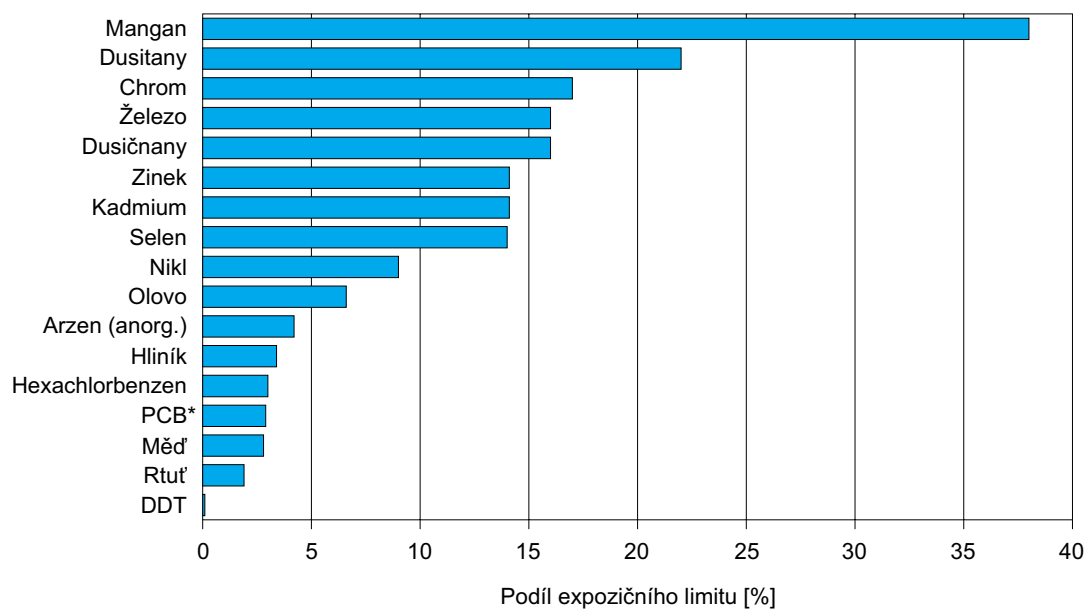
Obr. 7.5 Virová hepatitida A, vývoj nemocnosti a podílu importovaných onemocnění



Obr. 7.6 Výskyt pozitivních nálezů salmonel u drůbeže a vajec v letech 1999–2005



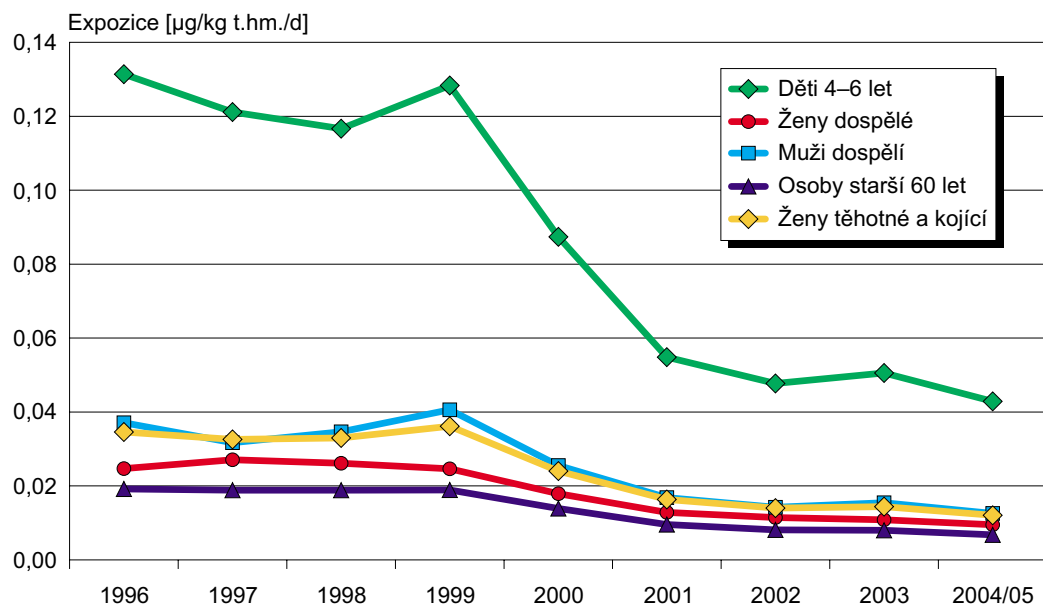
Obr. 7.7 Expozice chemickým látkám z příjmu potravin, 2004/2005 odhad podle studie individuální spotřeby potravin



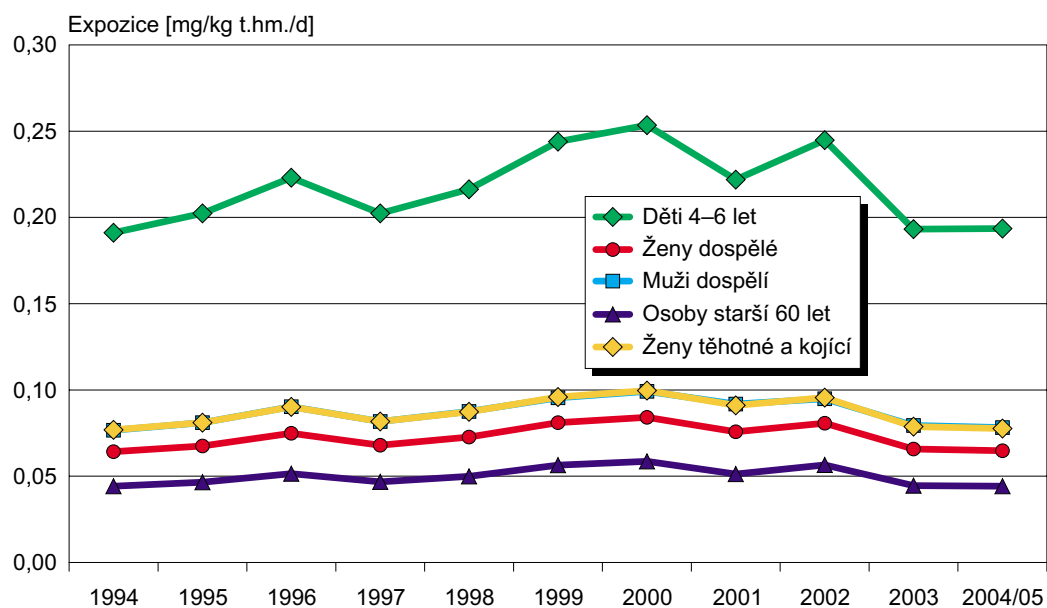
* suma 7 indikátorových kongenerů PCB

Obr. 7.8a Expozice indikátorovým kongenerům PCB z příjmu potravin, 1996–2004/05
odhad podle modelu doporučených dávek

suma 7 indikátorových kongenerů PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180



Obr. 7.8b Expozice manganu z příjmu potravin, 1994–2004/05
odhad podle modelu doporučených dávek



8. ZDRAVOTNÍ DŮSLEDKY EXPOZICE LIDSKÉHO ORGANISMU TOXICKÝM LÁTKÁM ZE ZEVNÍHO PROSTŘEDÍ, BIOLOGICKÝ MONITORING

8.1 Organizace monitorovacích aktivit

Subsystém V byl v období 1994–2003 realizován ve čtyřech vybraných oblastech – Benešov, Žďár nad Sázavou, Plzeň a Ústí nad Labem. Od roku 2005 probíhá biologický monitoring v Ostravě, Praze, Liberci a Zlíně (resp. v Kroměříži a Uherském Hradišti) a zahrnuje monitorování toxických látek, popř. jejich metabolitů (biomarkery interní dávky), a vybraných biologických změn (biomarkery biologického účinku) v krvi a moči dospělých (dárců krve) a mateřském mléce kojících žen.

V každé oblasti bylo zařazeno do studie vždy zhruba 100 subjektů ze sledované populační skupiny. Základní demografické údaje a informace o životním stylu nezbytné pro odhad expozice populace sledovaným toxickým látkám byly zjišťovány stručným dotazníkem.

Analyzující laboratoře procházely soustavnou kontrolou kvality produkovaných dat. Mezilaboratorní diference byly minimalizovány zadáním analýz dle matic, popř. analytu. Analyzující laboratoře mají akreditaci ČIA. Výsledky sledovaných biomarkerů jsou prezentovány formou tabulek a krabicových grafů.

Pro obsahy toxických látek v biologických materiálech člověka nejsou u neprofesionálně exponované populace většinou stanoveny biologické expoziční limity. Pro některé závažné analyty jsou však určeny tzv. tolerovatelné hodnoty, jejichž překročení signalizuje riziko možného zdravotního poškození v populačním měřítku. Homogenita produkovaných dat a jejich srovnatelnost s údaji obdobných zahraničních studií spolu s několikaletou kontinuitou monitoringu umožňuje jejich využití pro stanovení referenčních hodnot charakterizujících zátěž populace v daném období. Určitá míra individuální variability může být způsobena rozdíly ve výši expozice i různou individuální citlivostí lidského organismu k noxám prostředí.

8.2 Sledované faktory

Mezi základní sledované faktory (biomarkery) kontinuálně monitorované v celém monitorovacím období patří toxické kovy (kadmium, rtuť, olovo) a benefitní prvky (měď, selen, zinek) v krvi a moči dospělé populace. Další významný faktor představovaly persistentní chlorované organické látky (indikátorové kongenery polychlorovaných bifenyly – PCB a vybrané chlorované pesticidy) analyzované v mateřském mléce a u poloviny vzorků krevního séra dospělých. V druhé polovině vzorků séra dospělých byla monitorována hladina mykotoxinu ochratoxinu A. Součástí monitorování byla i cytogenetická analýza lidských periferních lymfocytů.

8.2.1 Toxické kovy a stopové prvky

Koncentrace **kadmia** v krvi je biomarkerem recentní expozice populace a je ovlivněna kuřáctvím. Výrazný význam kouření byl opakovaně potvrzen i u dospělé české populace, kdy hladina kadmia v krvi kuřáků byla asi 3krát vyšší než u nekuřáků (obr. 8.1a). Hladiny kadmia v krvi nekuřáků nově sledovaných měst se neliší od výsledků získaných v předchozích monitorovacích obdobích (viz Souhrnná zpráva, 2005, http://www.szu.cz/chzp/rep04/szu_05cz.htm). Koncentrace kadmia v moči (medián 0,33 µg/g kreatininu) se neliší od výsledků získaných v předchozím monitorovacím období (tab. 8.1b).

Koncentrace **olova** v krvi dospělé české populace vykazovala v průběhu desetiletého monitorovacího období 1994–2003 signifikantní sestupný trend, který vedl k přehodnocení (snížení)

referenčních hodnot. Hodnoty plumbemie v roce 2005 (obr. 8.1b) – mediánová hodnota u mužů 35 µg/l, u žen 27 µg/l – se neliší od koncentrací zjištěných v jiných městech v minulém monitorovacím období (medián muži 35 µg/l, ženy 25 µg/l).

Rovněž koncentrace **rtuti** v krvi i moči dospělých (obr. 8.1c, tab. 8.1a, b) jsou v souladu s daty předchozí etapy monitorování. Vyšší hodnoty jsou prokazovány u žen.

Obsah **mědi** v krvi se shodují s výsledky roku 2003. Vyšší koncentrace jsou prokazovány u žen (obr. 8.2a). Podobně koncentrace **zinku** v krvi dospělé populace se shoduje s výsledky předchozího období monitorování (obr. 8.2b), koncentrace mědi a zinku v moči jsou uvedeny v tab. 8.1a, b.

Koncentrace **selenu** v krvi zjištěné v roce 2005 se shoduje s výsledky roku 2003 a ve všech sledovaných oblastech překračuje hladinu 100 µg/l (obr. 8.2c). Za optimální hodnotu selenu v séru je považována koncentrace v rozmezí 90–150 µg/l. Pro přepočítání na hodnoty v plné krvi je nutno použít koeficient 0,8. To znamená, že saturace české populace selenem dosud nedosáhla optimálních hodnot. Hladina selenu v moči naznačuje vzestupnou tendenci (tab. 8.1a, b).

8.2.2 Toxické látky organického původu

Systematicky byly monitorovány především koncentrace indikátorových kongenerů polychlorovaných bifenyly (PCB) a vybraných chlorovaných uhlovodíků v **mateřském mléce**. Výsledky potvrzují převahu vícechlorovaných kongenerů PCB 138, 153 a 180 a vzestup hladin s věkem. Vyšší hodnoty byly pozorovány v oblasti Uherské Hradiště (obr. 8.3a). Koncentrace DDT s převážujícím podílem DDE na výsledné hodnotě (medián 355 µg/kg tuku) je srovnatelná s výsledky v jiných oblastech zjištěných v roce 2003 (obr. 8.3b). Koncentrace hexachlorbenzenu (HCB) v mateřském mléce (medián 66 µg/kg tuku, obr. 8.3c) odpovídá dlouhodobému pozvolnému sestupnému trendu chlorovaných pesticidů.

Indikátorové kongenery PCB a vybrané chlorované pesticidy byly v roce 2005 analyzovány také ve vzorcích **krevního séra**. Pro tato data nelze zatím vytvořit časovou řadu, jediné předchozí výsledky byly získány v roce 2002. Koncentrace indikátorových kongenerů PCB potvrzují, obdobně jako u vzorků mateřského mléka, převahu kongenerů 138, 153 a 180 a regionální rozdíly (obr. 8.4, tab. 8.2). Koncentrace v krevním séru však dosahují vyšších hodnot než v mateřském mléce, pravděpodobně v důsledku věkového rozdílu mezi dárci krve a matkami.

Sumu DDT (tab. 8.2) představuje zhruba z 95 % jeho hlavní metabolit DDE (medián = 493 µg/kg tuku). Ve srovnání s rokem 2002 (medián DDE = 709 µg/kg tuku) je zde naznačen sestupný trend. Koncentrace hexachlorbenzenu (HCB) v krevním séru v roce 2005 (medián = 97 µg/kg tuku) (tab. 8.2) signalizuje určitý pokles ve srovnání s výsledky roku 2002 (medián = 169 µg/kg tuku).

Koncentrace ochratoxinu A v krevním séru (medián 0,20 µg/l, tab. 8.3) vykazuje vyrovnané hodnoty srovnatelné s literárními údaji pro běžnou populaci v jiných státech. Výsledky jsou o zhruba dva řády nižší než hodnota > 10 µg/l séra signalizující riziko nefropatie.

8.3 Cytogenetická analýza periferních lymfocytů

Cytogenetická analýza periferních lymfocytů využívaná pro biologické monitorování populačních skupin umožňuje prokázat přítomnost genotoxicky aktivních látek v prostředí a indikovat i míru schopnosti jedinců ve sledovaných souborech tuto zátěž tolerovat a kompenzovat pomocí ochranných mechanismů. Významně vyšší hodnoty chromozómových aberací než jsou hodnoty refe-

renční pro jednotlivé sledované populační skupiny tak mohou signalizovat významně zvýšenou expozici genotoxickým látkám z komunálního prostředí. Hodnoty chromozómových aberací u populačních skupin dospělých získaných z nově monitorovaných oblastí ČR (tab. 8.4) potvrzují vzestupný trend pozorovaný od roku 2001 (po přechodném snížení hodnot v letech 1994–1999). Příčiny tohoto vzestupu je nutno pečlivě analyzovat ve vztahu k úrovni expoziční zátěže z prostředí a přívodu ochranných látek vyváženou stravou.

8.4 Dílčí závěry

Výsledky biologického monitoringu v nově sledovaných oblastech jsou většinou v souladu s daty získanými v předchozím období monitorování i s výsledky jiných evropských států. Koncentrace sledovaných toxických prvků v krvi i moči je stabilní. Potvrzena je zlepšující se saturace selenem u dospělé populace. Sestupný trend zátěže je patrný u skupiny persistentních chlorovaných organických látek (PCB, DDT, HCB).

Výsledky analýzy indikátorových PCB a chlorovaných pesticidů v krevním séru navazují na obdobná data získaná v roce 2002 a vytvářejí základ dalších dlouhodobých časových řad. Výraznou roli u této zátěže má věk a rozdílná lokální, případně individuální úroveň expozice v minulosti.

Vzestupný trend v hodnotách chromozómových aberací, resp. návrat k hodnotám obvyklým do roku 1989, pozorovaný v posledních pěti letech, upozorňuje na zvyšující se zátěž české populace látkami a faktory s genotoxickým působením a vyžaduje detailnější analýzu možných příčin.

Tab. 8.1a Koncentrace kovů a metaloidů v moči dospělých, 2005 (µg/l moče)

	Cd	Pb	Hg	Cu	Zn	Se
Celkem						
N	278	278	278	278	278	278
Me	0,46	4,10	1,60	7,40	357,00	16,00
KV _{0,95}	1,53	12,00	9,30	18,00	844,00	30,00
H _{max}	2,90	19,00	60,00	397,00	2 427,00	48,00
H _{min}	0,05	0,80	0,03	0,75	14,00	5,60
Praha						
N	73	73	73	73	73	73
Me	0,41	4,40	1,80	7,20	337,00	20,00
KV _{0,95}	1,20	10,40	8,30	18,00	756,00	34,00
H _{max}	2,70	14,00	19,30	31,00	1 186,00	48,00
H _{min}	0,05	0,80	0,03	0,75	14,00	5,60
Liberec						
N	62	62	62	62	62	62
Me	0,72	5,40	1,50	8,00	304,00	16,00
KV _{0,95}	1,60	9,90	10,90	16,00	722,00	27,00
H _{max}	2,20	16,00	51,00	34,00	2 427,00	35,00
H _{min}	0,05	0,80	0,07	3,00	38,00	6,70
Ostrava						
N	64	64	64	64	64	64
Me	0,40	5,50	1,30	7,40	407,00	14,00
KV _{0,95}	1,50	13,20	7,70	75,00	852,00	27,00
H _{max}	2,00	19,00	12,80	397,00	1 336,00	34,00
H _{min}	0,05	0,80	0,10	0,80	109,00	6,30

	Cd	Pb	Hg	Cu	Zn	Se
Kroměříž						
N	39	39	39	39	39	39
Me	0,28	2,80	1,80	7,40	408,00	15,00
Kv _{0,95}	0,99	6,70	12,00	18,00	838,00	25,00
H _{max}	1,50	8,20	14,00	21,00	1 121,00	29,00
H _{min}	0,05	0,80	0,03	0,80	101,00	6,70
Uherské Hradiště						
N	40	40	40	40	40	40
Me	0,32	2,60	1,50	7,20	484,00	14,00
Kv _{0,95}	2,00	4,40	16,00	11,00	939,00	29,00
H _{max}	2,90	5,80	60,00	22,00	971,00	33,00
H _{min}	0,05	0,80	0,17	0,80	138,00	6,20

Tab. 8.1b Koncentrace kovů a metaloidů v moči dospělých ($\mu\text{g/g}$ kreatininu, rozpětí obsahu kreatininu 500–2800 mg/l)

	Cd	Pb	Hg	Cu	Zn	Se
Celkem						
N	278	278	278	278	278	278
Me	0,33	3,00	1,30	5,20	275,00	12,00
Kv _{0,95}	1,09	10,90	8,00	13,00	533,00	30,00
H _{max}	4,90	17,00	41,00	221,00	2 780,00	64,00
H _{min}	0,02	0,30	0,02	0,38	12,00	2,80
Praha						
N	73	73	73	73	73	73
Me	0,33	3,90	1,50	5,90	289,00	14,00
Kv _{0,95}	0,98	10,90	6,60	11,00	518,00	34,00
H _{max}	2,60	13,00	8,30	30,00	732,00	64,00
H _{min}	0,02	0,30	0,04	0,42	12,00	2,80
Liberec						
N	62	62	62	62	62	62
Me	0,54	3,80	1,20	6,30	248,00	13,00
Kv _{0,95}	1,32	11,10	8,70	13,00	439,00	27,00
H _{max}	4,00	16,00	30,00	26,00	2 780,00	30,00
H _{min}	0,02	0,30	0,07	2,00	52,00	3,20
Ostrava						
N	64	64	64	64	64	64
Me	0,39	3,50	1,00	4,90	307,00	10,00
Kv _{0,95}	1,07	12,90	5,20	46,00	630,00	31,00
H _{max}	1,50	17,00	11,40	221,00	759,00	36,00
H _{min}	0,02	0,30	0,10	0,40	83,00	2,80
Kroměříž						
N	39	39	39	39	39	39
Me	0,17	1,40	1,30	4,20	243,00	8,40
Kv _{0,95}	0,62	5,40	5,30	12,00	398,00	18,00
H _{max}	0,93	6,40	10,00	13,00	898,00	19,00
H _{min}	0,02	0,30	0,02	0,50	54,00	3,10
Uherské Hradiště						
N	40	40	40	40	40	40
Me	0,27	1,60	1,10	4,50	319,00	10,00
Kv _{0,95}	1,14	4,70	12,00	8,00	512,00	22,00
H _{max}	4,90	7,00	41,00	16,00	603,00	31,00
H _{min}	0,02	0,30	0,13	0,40	83,00	3,00

Legenda k tabulkám 8.1a, 8.1b:

N – počet osob

Me – medián

Kv_{0,95} – 95-tí% kvantil

H_{max} – maximální hodnota

H_{min} – minimální hodnota

Tab. 8.2 Chlorované pesticidy a polychlorované bifenylly v krevním séru dospělých, 2005 (µg/kg tuku)

	HCB	Suma DDT	PCB153	PCB138	PCB180	Suma PCB*	Obsah tuku
Celkem							
N	199	203	203	203	203	203	203
Me	97	519	438	188	397	1 760	0,38
Kv _{0,95}	630	1 688	1 079	520	1 134	4 543	0,64
H _{max}	3 790	5 418	2 280	965	2 210	9 122	1,81
H _{min}	4	50	64	13	43	303	0,08
Praha							
N	51	52	52	52	52	52	52
Me	123	459	314	145	219	1 153	0,40
Kv _{0,95}	654	1 461	922	407	658	3 401	0,58
H _{max}	3 790	5 418	1 360	574	1 060	5 068	0,75
H _{min}	4	112	85	13	43	303	0,20
Liberec							
N	50	50	50	50	50	50	50
Me	68	363	359	146	315	1 394	0,46
Kv _{0,95}	298	860	755	356	659	3 205	0,64
H _{max}	482	1 688	988	476	936	3 851	0,77
H _{min}	23	149	64	34	84	309	0,24
Ostrava							
N	47	50	50	50	50	50	50
Me	96	680	545	268	491	2 130	0,29
Kv _{0,95}	464	1 923	1 097	565	1 272	4 973	0,56
H _{max}	891	3 366	1 740	965	1 480	6 550	0,78
H _{min}	8	50	201	87	131	830	0,08
Kroměříž							
N	26	26	26	26	26	26	26
Me	104	639	442	186	458	1 887	0,35
Kv _{0,95}	771	1 636	659	300	710	2 837	0,62
H _{max}	1 450	4 020	750	347	834	3 138	0,72
H _{min}	16	259	155	69	147	631	0,22
Uherské Hradiště							
N	25	25	25	25	25	25	25
Me	145	725	669	297	634	2 846	0,35
Kv _{0,95}	762	1 981	1 722	664	1 852	7 204	0,76
H _{max}	931	4 977	2 280	876	2 210	9 122	1,81
H _{min}	48	303	324	153	283	1 350	0,13

* Suma indikátorových kongenerů (PCB 153, 138, 180)* 1,7

Legenda k tabulce 8.2:

N – počet osob

Me – medián

Kv_{0,95} – 95-tí% kvantil

H_{max} – maximální hodnota

H_{min} – minimální hodnota

HCB – hexachlorbenzen

Krevní sérum – kapalina získaná centrifugací (odstředěním) krve, ve které proběhla hemokoagulace. Je to tedy krevní plasma zbavená fibrinogenu a některých koagulačních faktorů.

Tab. 8.3 Koncentrace ochratoxinu A v krevním séru ($\mu\text{g/l}$)

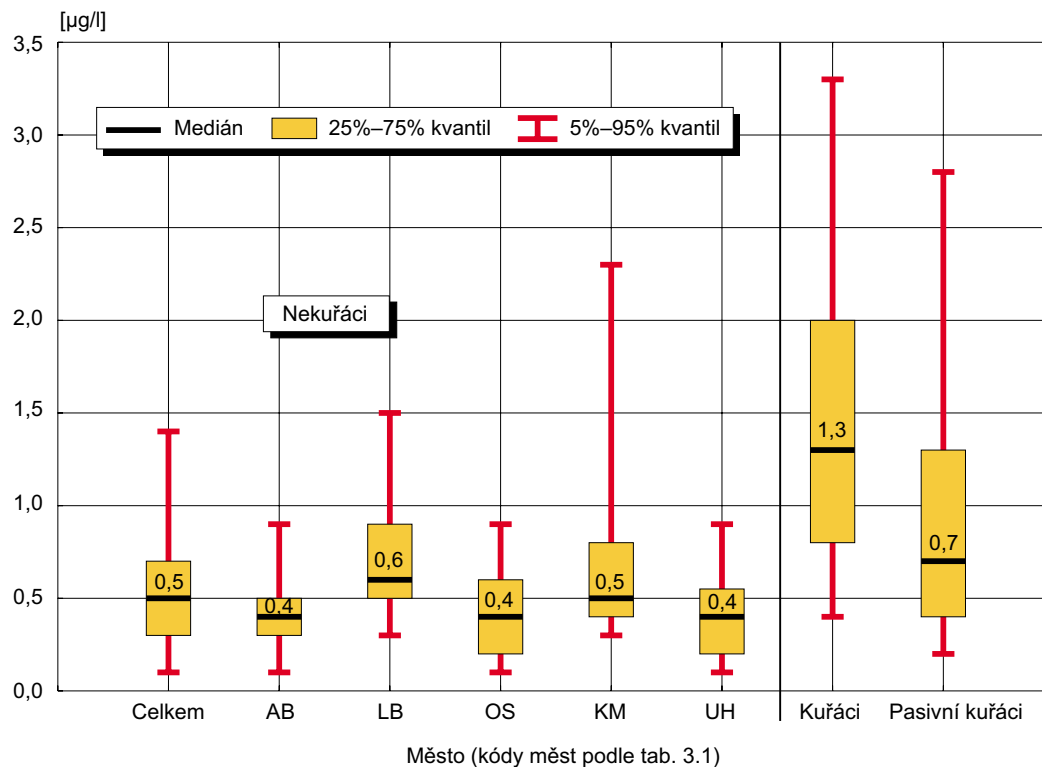
	Celkem	Praha	Liberec	Ostrava	Kroměříž	Uherské Hradiště
N	202	52	50	50	25	25
X_a	0,20	0,24	0,20	0,21	0,19	0,13
Me	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,10
$Kv_{0,95}$	0,40	0,40	0,46	0,40	0,30	0,20
H_{\max}	2,30	2,30	0,80	0,70	0,70	1,00
H_{\min}	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05

Tab. 8.4 Hodnoty chromozómových aberací (% aberantních buněk)

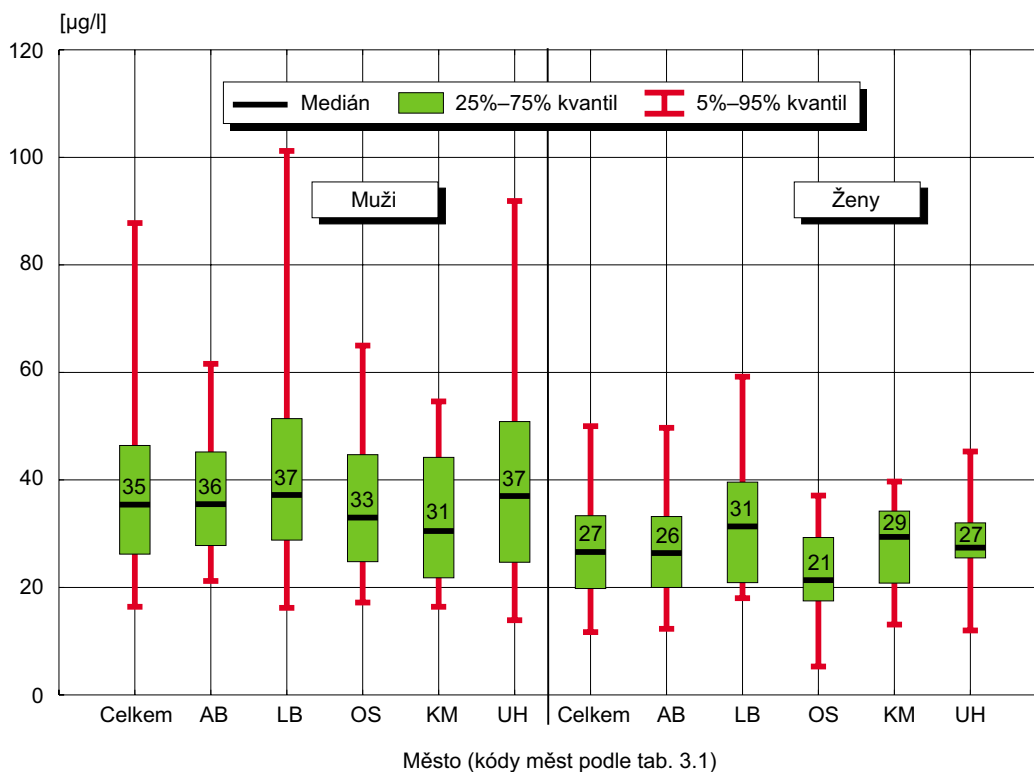
	Celkem	Praha	Liberec	Ostrava	Kroměříž	Uherské Hradiště
N	381	102	79	100	50	50
X_a	1,81	1,66	2,17	1,81	2,24	1,14
SD	1,31	1,11	1,33	1,25	1,71	0,91
Me	2,00	1,50	2,00	2,00	2,00	1,00
$Kv_{0,95}$	4,00	3,50	4,10	4,00	4,78	2,60
H_{\max}	9,00	5,00	6,00	5,00	9,00	5,00
H_{\min}	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Legenda k tabulkám 8.3 a 8.4:*N* – počet osob*X_a* – aritmetický průměr*SD* – směrodatná odchylka*Me* – medián*Kv_{0,95}* – 95-ti% kvantil*H_{max}* – maximální hodnota*H_{min}* – minimální hodnota

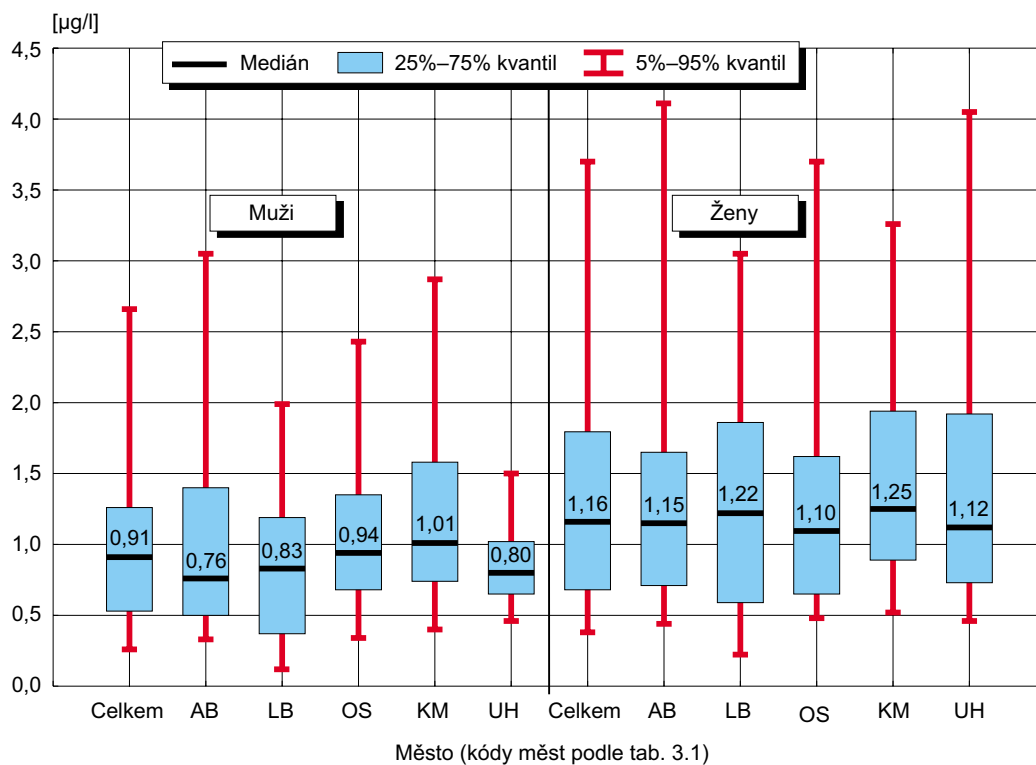
Obr. 8.1a Kadmium v krvi dospělých, 2005



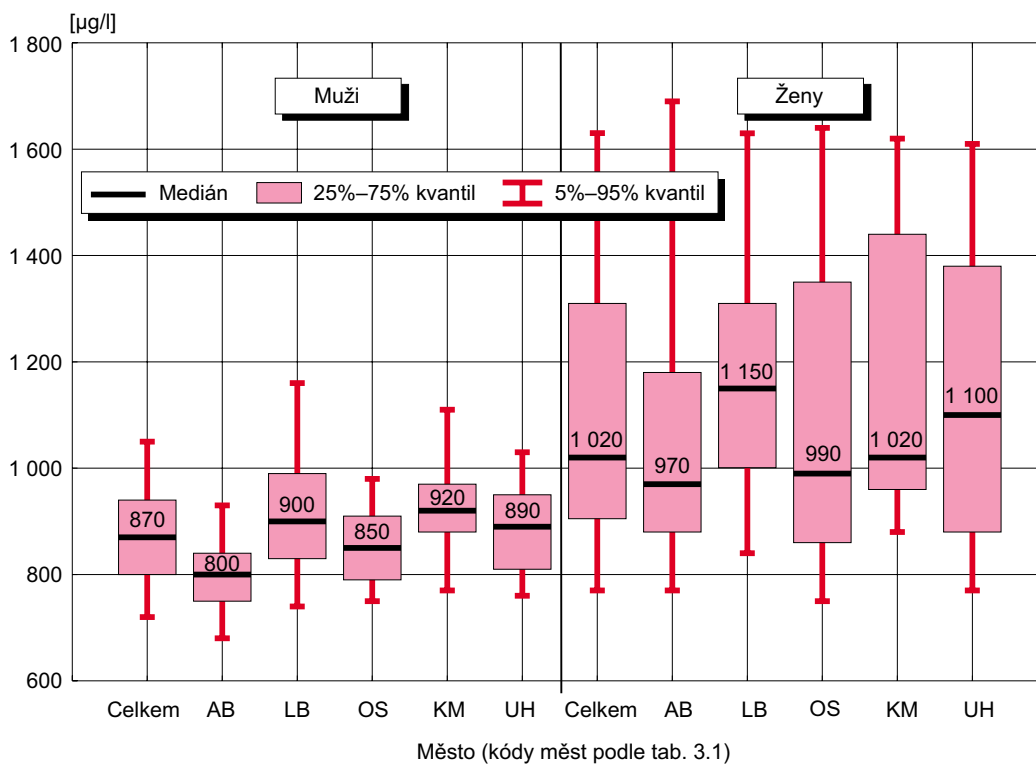
Obr. 8.1b Olovo v krvi dospělých, 2005



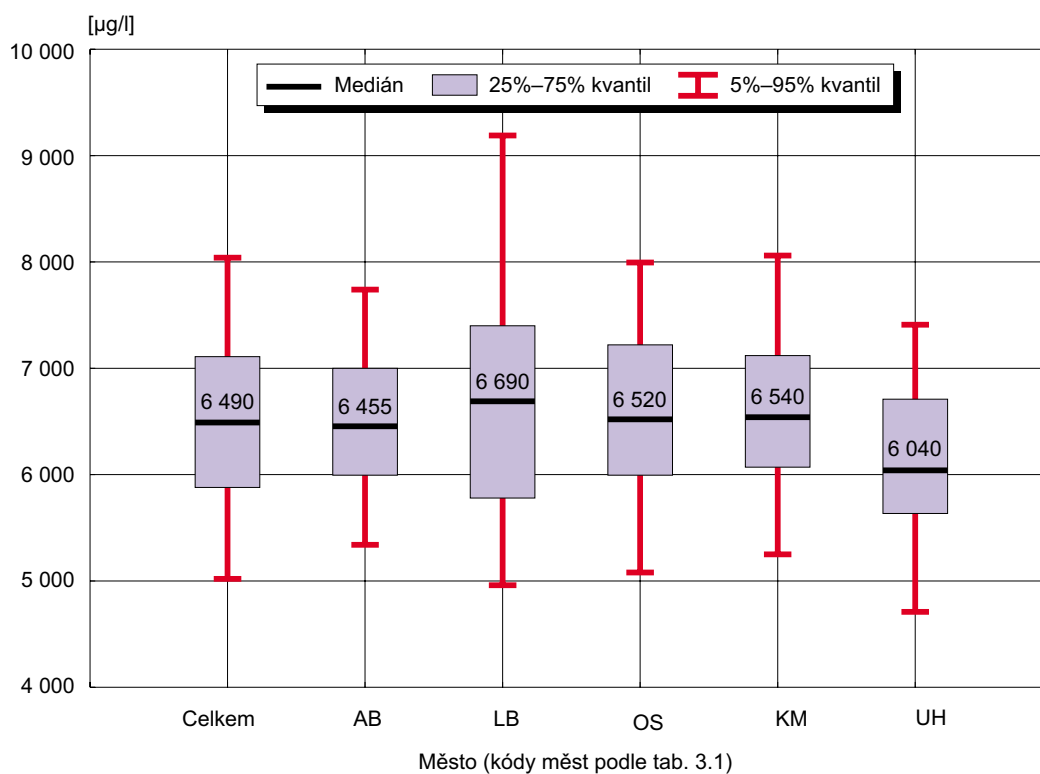
Obr. 8.1c Rtuť v krvi dospělých, 2005



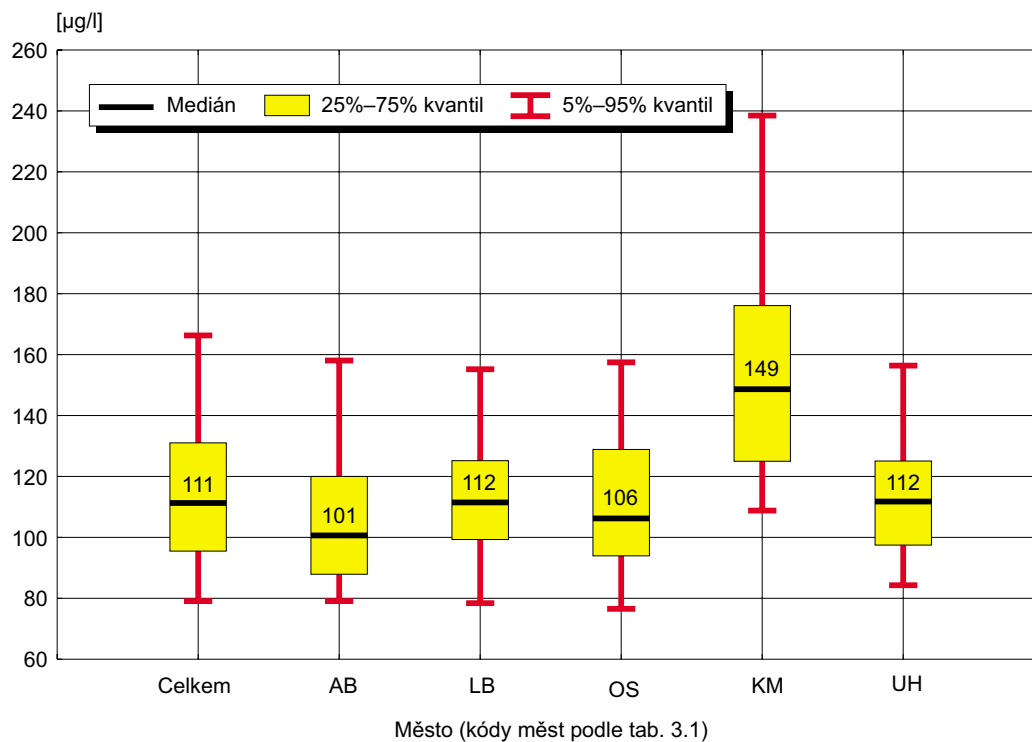
Obr. 8.2a Měď v krvi dospělých, 2005



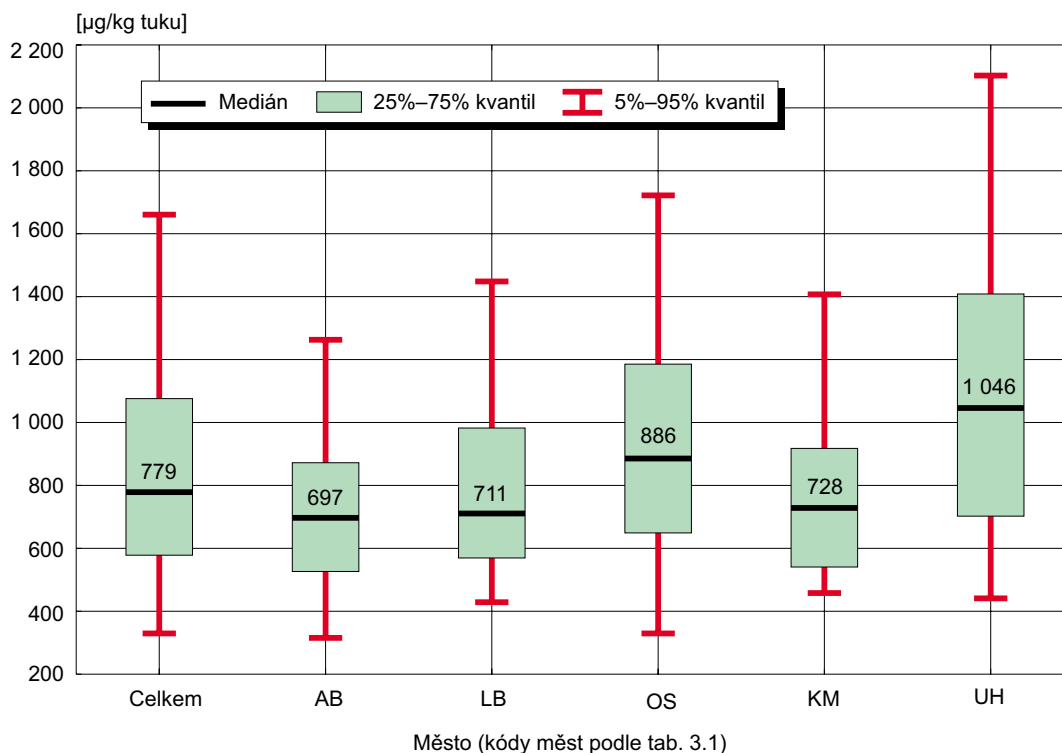
Obr. 8.2b Zinek v krvi dospělých, 2005



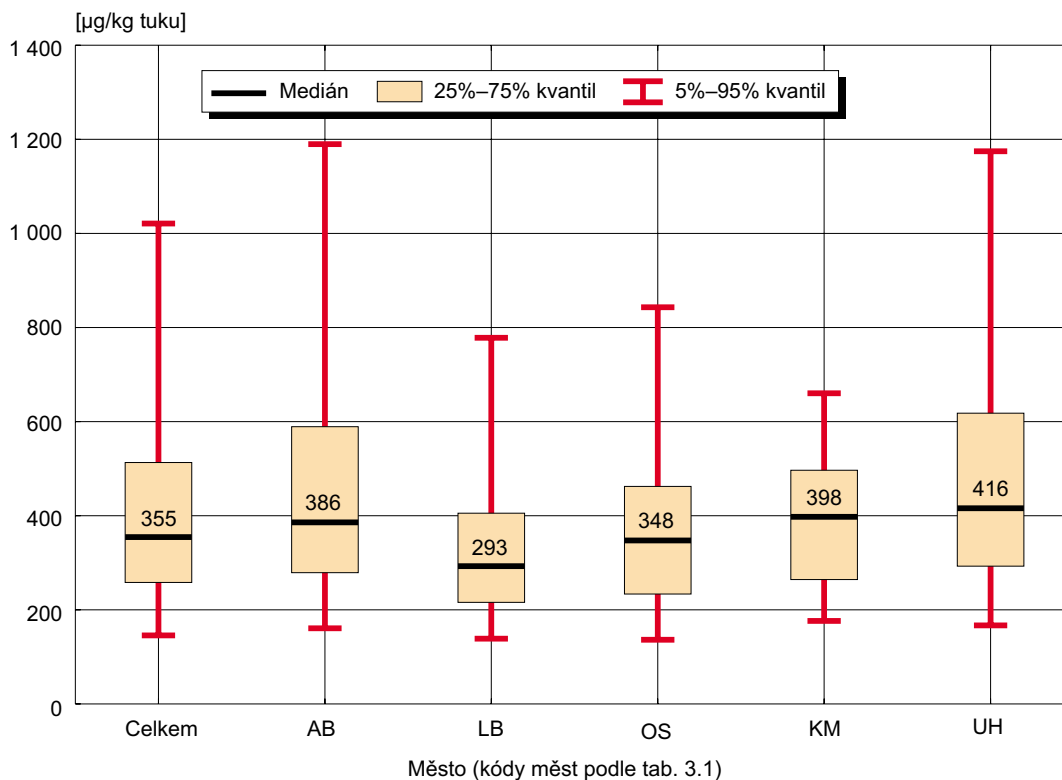
Obr. 8.2c Selen v krvi dospělých, 2005



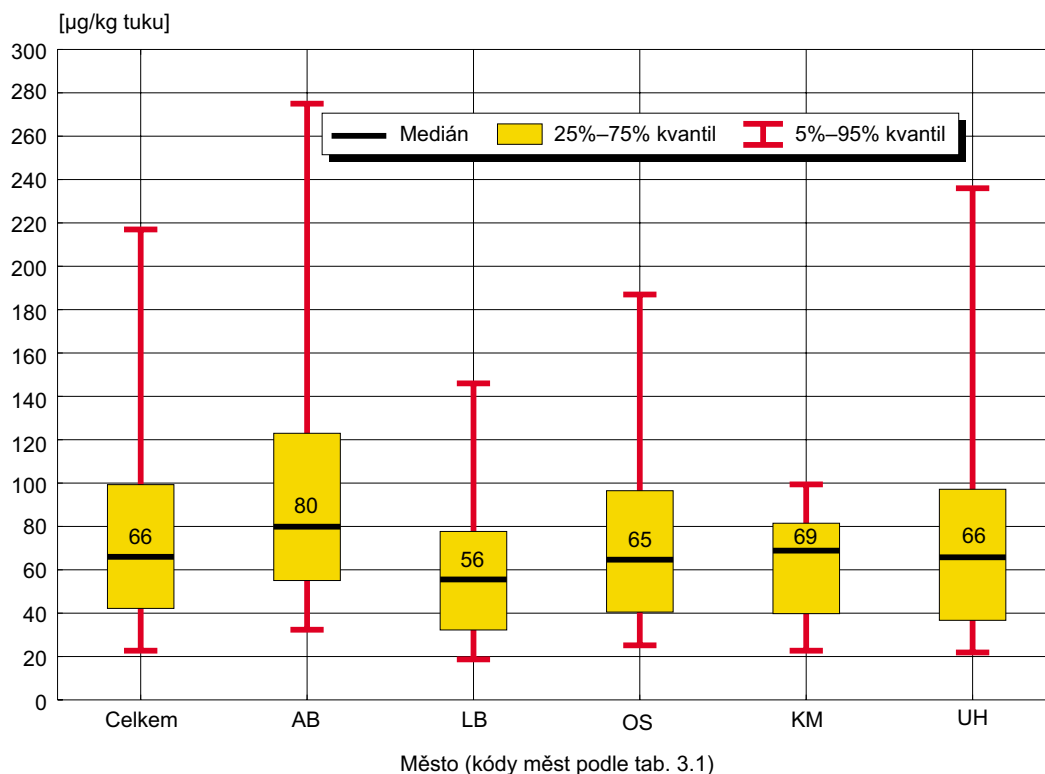
Obr. 8.3a Polychlorované bifenylly v mateřském mléce, 2005
 (suma indikátorových kongenerů PCB 138, PCB 153, PCB 180)



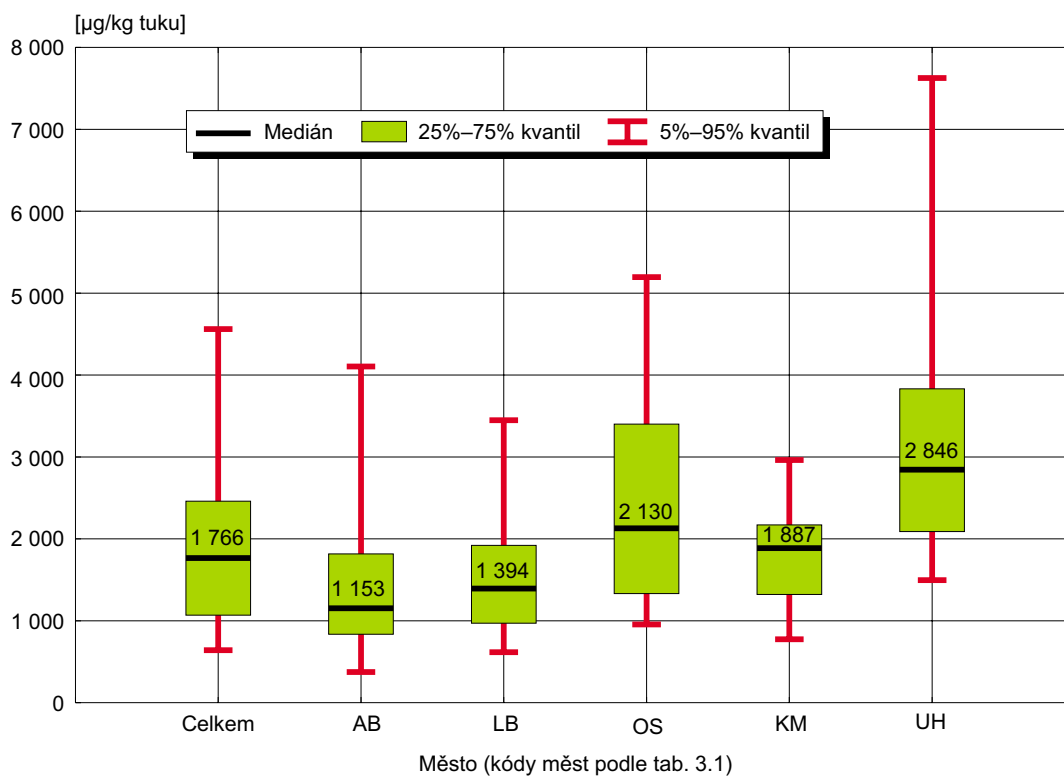
Obr. 8.3b Suma DDT v mateřském mléce, 2005



Obr. 8.3c Hexachlorbenzen v mateřském mléce, 2005



Obr. 8.4 Suma PCB v krevním séru dospělých, 2005
 Suma PCB = (PCB138 + PCB153 + PCB180)*1,7



9. ZDRAVOTNÍ STAV A VYBRANÉ UKAZATELE DEMOGRAFICKÉ A ZDRAVOTNÍ STATISTIKY

9.1 Sledování zdravotního stavu obyvatelstva

Zdravotní stav obyvatelstva je v rámci Systému monitorování sledován pomocí dotazníkového šetření nazvaného Studie HELEN (Health, Life Style and Environment).

Cílem studie HELEN je doplnit údaje rutinní demografické a zdravotní statistiky o další ukazatele zdravotního stavu a odhadnout prevalenci vybraných neinfekčních onemocnění a rizikových faktorů těchto onemocnění u městské populace ČR. Zjišťovány jsou také vybrané socioekonomické a psychosociální charakteristiky a ukazatele životního stylu respondentů. Dále jsou hodnoceny názory obyvatel vybraných lokalit na kvalitu životního prostředí v místě bydliště, a sledovány jejich postoje k problematice životního stylu a zdraví. Údaje jsou hodnoceny jak souhrnně, tak zvlášť pro jednotlivá města.

Po pilotní studii z roku 1997 (Karviná, Kolín) se v letech 1998 až 2002 uskutečnila první etapa studie Helen v 27 městech ČR zařazených do Systému monitorování (viz odborná zpráva Subsystému VI za rok 2003).

Druhá etapa studie, tj. opakování studie stejnou metodikou ve stejných městech, se uskutečnila v letech 2004 (Brno, České Budějovice, Hradec Králové, Karviná, Kladno, Most, Olomouc, Plzeň, Žďár nad Sázavou) a 2005 (Liberec, Jablonec nad Nisou, Ústí nad Labem, Děčín, Mělník, Příbram, Klatovy, Jihlava, Havlíčkův Brod, Svitavy, Ústí nad Orlicí, Znojmo, Šumperk, Kroměříž, Ostrava, Praha 10).

9.1.1 Organizace šetření a struktura dotazníku

V každém městě bylo systematickým náhodným výběrem zaručujícím reprezentativnost vzorku vybráno 800 osob (400 mužů a 400 žen) ve věku 45–54 let. Oporou systematického náhodného výběru byl registr obyvatel. Vybrané osoby nejdříve obdržely informační dopis, pak byly kontaktovány tazatelem.

Součástí studie HELEN bylo také lékařské vyšetření, ke kterému byla pozvána polovina oslovených osob (200 mužů a 200 žen v každém městě). Vyšetření probíhalo na zdravotních ústavech a jeho organizace byla plně zajištěna pracovníky ZÚ. Vyšetření zahrnovalo opakované měření krevního tlaku, změření tělesné výšky, hmotnosti, obvodu pasu a boků a stanovení koncentrace celkového cholesterolu v krvi. Metodika studie včetně vyšetření je uvedena v Manuálu pro šetření HELEN (viz odborná zpráva Subsystému VI za rok 1999).

Struktura dotazníku pochází z roku 1998 (první etapa šetření), v druhé etapě došlo k rozšíření otázek věnovaných pohybové aktivitě a ke změně otázek zjišťujících stravovací zvyklosti. Dotazník obsahoval 70 otázek a byl členěn do následujících oddílů:

- osobní údaje a zaměstnání,
- bydlení,
- osobní anamnéza,
- rodinná anamnéza,
- údaje o způsobu života,

- osobní názory, sociální a ekonomické podmínky,
- výživa a stravovací zvyklosti.

V současné době probíhá kontrola a zpracování dat z roku 2005 a je připravováno konečné zpracování výsledků druhé etapy studie. Výsledky první etapy a výsledky za rok 2004 jsou prezentovány v odborných zprávách subsystému VI za rok 2003 a 2004, vybrané výsledky jsou dostupné na internetu (<http://www.szu.cz/chzp/indikatory/helen.html>).

9.1.2 Response a složení souboru II. etapy (předběžné výsledky)

Dotazník vyplnilo celkem 9222 osob (45,5 % mužů, 54,5 % žen), celková response dotazníkového šetření byla 49,8 %, v jednotlivých městech se pohybovala od 29,5 % v Klatovech po 66,7 % v Karviné. Lékařského vyšetření se zúčastnilo 1842 osob, response vyšetření byla 20,4 %. Nejnižší návštěvnost lékařského vyšetření byla na Kladně (4,8 %), nejvyšší v Karviné (52,1 %) (obr. 9.1a).

9.1.3 Porovnání dat o zdravotním stavu zjištěných dotazníkovým šetřením s dokumentací praktických lékařů

Součástí druhé etapy studie HELEN v roce 2004 bylo porovnání údajů uvedených respondenty v dotazníku s údaji z dokumentace jejich praktických lékařů. Cílem této validace bylo zjistit, zda a jak se liší odpovědi respondentů a jejich lékařů v případě sledovaných onemocnění a ověřit tak vypovídací hodnotu výsledků studie.

Osoby vybrané do studie byly požádány o podepsání souhlasu s nahlédnutím do jejich lékařské dokumentace. O souhlas bylo požádáno celkem 2162 osob. Souhlas podepsalo 404 osob, což představovalo 19 % ze všech oslovených a 31 % z těch, kteří odevzdali vyplněný dotazník. Ze souhlasících osob bylo náhodně vybráno 160, u kterých se validace realizovala. Tento počet byl odvozen z požadavku na dosažení požadované přesnosti výsledků a také odpovídal organizačním možnostem zdravotních ústavů (ZÚ). Praktičtí lékaři vybraných osob byli požádáni o vyplnění tzv. formuláře pro výpis z dokumentace. Formulář svým zněním odpovídal dotazníku studie HELEN, obsahoval otázky na vybraná onemocnění a také na celkové zhodnocení zdravotního stavu respondenta.

Data byla vyjádřena ve formě čtvercové kontingenční tabulky, do níž byli jedinci klasifikováni na základě vlastních odpovědí a odpovědí lékaře. Shoda údajů zjištěných od respondenta (z dotazníku) s údaji z dokumentace jeho praktického lékaře byla hodnocena pomocí koeficientu shody kappa a je popsána pomocí procenta dosažené shody, procenta očekávané shody a koeficientu kappa (tab. 9.1). Procento dosažené shody je do značné míry ovlivněno rozložením odpovědí v jednotlivých kategoriích (v tomto případě počtem případů jednotlivých onemocnění), a proto se nemůže hodnotit jako samostatný ukazatel. Procento očekávané shody udává, jaké shody by bylo dosaženo při zcela náhodných odpovědích. Koeficient kappa pak vyjadřuje velikost dosažené shody po odstranění vlivu očekávané shody. Říká, jaký podíl z maximální možné shody nad rámec shody náhodné byl dosažen. Kappa větší než 0 ukazuje na lepší shodu než očekávanou a maximální hodnota koeficientu ($kappa = 1,0$) odpovídá absolutní shodě v odpovědích. Kappa je rovno 0 v případě, že dosažená shoda se rovná očekávané shodě, a kappa je menší než 0, když je dosažená shoda nižší než by se očekávalo při náhodném přiřazování odpovědí. Protože v naprosté většině medicínských aplikací se kappa používá v situacích, kdy je shoda hodnocení statisticky významně větší než náhodná (a tak tomu je i ve studii HELEN), není primárním cílem použití koeficientu kappa hodnocení jeho odlišnosti od 0. Jde především o použití kappa jako ukazatele

velikosti shody. Pro tyto účely jsou hodnoty kappa menší než 0,4 hodnoceny jako nízká míra shody, hodnoty v rozmezí 0,4–0,6 jako průměrná a hodnoty nad 0,6 jako dobrá míra shody.

Nízká míra shody byla zjištěna v odpovědích praktických lékařů a respondentů u alergických onemocnění včetně astmatu a senné rýmy, u chronické úzkosti a deprese, ekzémů a chronických onemocnění kůže a u chronické bronchitidy (obr. 9.1b). U ostatních onemocnění byla míra shody alespoň průměrná, koeficient kappa vyšší než 0,5 byl u hypertenze, nádorových onemocnění, ischemické choroby srdeční a u onemocnění štítné žlázy. Nejlepší míra shody byla u vředové choroby gastroduodenální (kappa = 0,6), cukrovky (kappa = 0,9) a mozkové mrtvice (kappa = 1,0).

Při hodnocení celkového zdravotního stavu byla zjištěná míra shody velmi nízká (kappa = 0,03). Respondenti hodnotili ve velké většině případů svůj zdravotní stav hůře než jejich lékaři. Pouze 16 ze 160 respondentů považovalo svůj zdravotní stav za lepší než uvedl jejich praktický lékař, naopak 93 respondentů uvedlo horší hodnocení (u 10 osob byl rozdíl 2 kategorií z pěti možných).

Při posuzování výsledků je třeba mít na paměti, že dokumentace praktických lékařů není vždy zcela kompletní a bezchybná, a také že s nahlédnutím do své lékařské dokumentace souhlasilo pouze 30 % osob, které vyplnily základní dotazník studie HELEN. Odpovědi respondentů jsou zatíženy větší či menší mírou subjektivního pohledu i jejich snahou o ochranu soukromí. Zjištěné rozdíly je možné v některých případech vysvětlit tím, že se respondenti se svými zdravotními problémy obrací přímo na specialisty a své lékaře o tom ne vždy informují (onemocnění kůže, chronická úzkost a deprese). Jindy může jít o neochotu respondentů o daném onemocnění informovat nebo o nepřesnou znalost diagnózy (nádorová onemocnění, ICHS, vysoký krevní tlak). U chronické bronchitidy se do zjištěné míry shody pravděpodobně promítlo rozdílné dotazování, zatímco praktičtí lékaři byli dotazováni přímo na toto onemocnění, u respondentů byl výskyt chronické bronchitidy stanoven na základě tří anamnestických údajů. Za příznaky chronické bronchitidy byly považovány kašel po většinu dní alespoň 3 měsíce v roce, vykašlávání hlenu po většinu dní alespoň 3 měsíce v roce a trvání těchto obtíží déle než 2 roky. Rozdíly u onemocnění páteře a kloubů (častěji je uváděli lékaři) mohly vzniknout také tím, že část respondentů tyto obtíže neuvedla do dotazníku proto, že je právě nepocítovala.

V případě celkového hodnocení zdraví zjištěný rozdíl v pohledu praktických lékařů a respondentů nijak nepřekvapí. Jednou z příčin je profesionální pohled praktických lékařů, který je zaměřen především na fyzické obtíže. Přitom to, jak celkově hodnotíme vlastní zdraví je významně ovlivněno také naší psychickou a sociální pohodou. Kromě toho je třeba předpokládat, že respondenti hodnotí svůj zdravotní stav ve srovnáním s ostatními lidmi ve svém okolí, zatímco praktičtí lékaři mohou danou osobu srovnávat spíše s ostatními pacienty ve své ordinaci.

9.2 Vybrané ukazatele demografické a zdravotní statistiky

V rámci pravidelné prezentace vybraných ukazatelů demografické a zdravotní statistiky byly aktualizovány údaje, týkající se střední délky života a výskytu vrozených vývojových vad. V části věnované střední délce života jsou data přejímána z publikací a databází ČSÚ, Eurostatu a WHO, v části věnované vrozeným vývojovým vadám z materiálů ÚZIS (ÚZIS 1994 až 2005).

9.2.1 Střední délka života – naděje dožití

9.2.1.1 Metodika

Střední délka života neboli naděje dožití je jedním z ukazatelů úmrtnosti, který je též používán jako ukazatel vyspělosti, socio-kulturního stupně vývoje společnosti či zdravotního stavu populace. Jedná se o syntetický ukazatel, který vychází ze specifických měr úmrtnosti (dle věku a pohlaví) v reálné populaci, tj. poměru zemřelých a žijících v jednotlivých věkových skupinách. Jednoduše řečeno, naděje dožití je odhad průměrného počtu let, kterého se může daná osoba dožít, jestliže budou zachovány stávající úmrtnostní poměry po zbytek jejího života. Nejčastěji se můžeme setkat s nadějí dožití při narození (e_0) a s nadějí dožití ve věku 60 nebo 65 let (e_{60} , e_{65}), může být však počítána pro jakýkoliv věk. Jelikož se hodnoty naděje dožití významně liší mezi pohlavími, je tento ukazatel hodnocen většinou zvlášť pro muže a ženy.

9.2.1.2 Vývoj střední délky života v ČR, období 1946–2005

Za posledních padesát let se naděje dožití při narození prodloužila u mužů o 14,5 let a u žen o 15,9 let. Vývoj střední délky života od konce 2. světové války nebyl rovnoměrný, těchto 50 let by bylo možno rozdělit na tři hlavní etapy vývoje úrovně úmrtnosti.

V prvním období se úroveň úmrtnosti pro obě pohlaví rychle snižovala. Toto období trvalo zhruba do poloviny šedesátých let a naděje dožití u nás byla pro obě pohlaví srovnatelná s vyspělými státy západní Evropy. Další období bylo charakteristické stagnací hodnot naděje dožití při narození, u mužů ve středním a vyšším věku dokonce došlo ke zvýšení intenzity úmrtnosti. U žen k tomuto negativnímu jevu, a tím snížení naděje dožití sice nedošlo, avšak pokračoval jen velmi pomalý pokles specifických měr úmrtnosti. Naděje dožití při narození žen tak během tohoto období vzrostla jen o 1,7 roku (konec období je vymezován rokem 1987). V tomto období tedy docházelo ke zvětšování rozdílů v naději dožití mezi pohlavími. Od roku 1960 do roku 1990 se rozdíl zvýšil o dva roky (1960 – 5,8 let, 1990 – 7,8 let). Tato nepříznivá situace ve vývoji úmrtnosti byla způsobena špatným zdravotním stavem obyvatelstva jako důsledku životního stylu obyvatel s nedostatečnou péčí o vlastní zdraví, nedostatečné informovanosti, nízké nabídky kvalitních potravin, poškozeného životního prostředí, dále horší zdravotnickou péčí plynoucí ze špatné vybavenosti většiny zdravotnických zařízení atd.

Obrat k příznivějšímu vývoji¹ po roce 1990 je patrný z obr. 9.2a a 9.2b. Zavádění moderních léčebných metod, lepší dostupnost léků a kvalitnější odborné péče, dostupnost kvalitnějších potravin, zdravější výživa a změna životního stylu u části populace či pokles kojenecké úmrtnosti vedly ke zvyšování naděje dožití. U mužů vzhledem k horšímu vývoji úmrtnosti v předchozím období rostla naděje dožití mnohem rychleji než u žen, a tím se začal snižovat značný rozdíl ve střední délce života mezi pohlavími. Naděje dožití v roce 2005 byla pro právě narozeného chlapce 72,9 let a pro právě narozenou dívku 79,1 let. Naděje dožití ve věku 60 let dosáhla hodnoty (2005) 17,8 let u mužů a 21,7 let u žen.

Mužská nadúmrtnost (rozdíl mezi věkově specifickými měrami úmrtnosti mezi pohlavími) se odráží i v nižší střední délce života u mužů. Je to jev charakteristický nejen pro všechny země EU, ale i pro většinu států světa. Pouze několik málo zemí, kde jsou nepříznivé kulturní a sociální podmínky pro ženy, vykazuje ženskou nadúmrtnost. U vývoje rozdílů středních délek života mezi pohlavími lze pozorovat určité trendy. Pro vyspělé země je charakteristické snižování tohoto

¹ U většiny zemí střední a východní Evropy došlo během společensko-ekonomické transformace v devadesátých letech 20. století k růstu úrovně úmrtnosti a tím poklesu naděje dožití, výjimkou bylo Česko, Slovensko a Polsko.

rozdílu, jako eliminace předčasných úmrtí u mužů². U států s nejvyšší nadějí dožití dochází ke snižování rozdílu ve střední délce života mezi ženami a muži. Od počátku devadesátých let dochází také v ČR ke snižování rozdílu ve střední délce života mužů a žen. V roce 2005 činil tento rozdíl v e_0 6,2 let, ve věku 60 let 3,9 let.

9.2.1.3 Příspěvky jednotlivých věkových skupin ke změně naděje dožití mezi roky 1990–2005

Mezi roky 1990 a 2005 se střední délka života při narození zvýšila o 5,3 let u mužů a 3,7 let u žen. K tomuto nárůstu přispěly jednotlivé věkové skupiny různou měrou (obr. 9.3a, obr. 9.3b). Součtem jednotlivých sloupců, resp. příspěvků věkových skupin dostaneme hodnotu rozdílu mezi nadějami dožití v konečném a počátečním roce (5,3 let, 3,7 let). U mužů byl tento nárůst způsoben poklesem úrovně úmrtnosti ve všech věkových skupinách, především však ve středním a vyšším věku (35–84 let). U žen v tomto období klesla úroveň úmrtnosti u všech věkových skupin do 94 let, u žen nad 95 let byl zaznamenán nepatrný nárůst intenzity úmrtnosti. Zvýšení střední délky života u žen bylo především způsobeno poklesem úrovně úmrtnosti ve věkových skupinách 55–84 let. Na obr. 9.3c jsou znázorněny příspěvky věkových skupin k rozdílu naděje dožití (e_0) v roce 2005. Rozdíl v tomto roce činil 6,22 let a nejvyšší nadúmrtnost mužů či vyšší intenzita úmrtnosti mužů je patrná ve věku 50–79 let. Největší rozdíly v úrovni úmrtnosti mezi pohlavími byly u věkové skupiny 60–64, která přispěla k vyšší naději dožití žen v roce 2005 téměř jedním rokem.

9.2.1.4 Regionální rozdíly v naději dožití v letech 2004–2005, kraje ČR

Hodnoty naděje dožití za kraje jsou zpracovávány ČSÚ za dvouleté agregované období, aby se předešlo náhodnému kolísání malých čísel. Mezi kraji nejsou tak výrazné rozdíly v naději dožití jako na nižší regionální úrovni, tj. mezi okresy či městy. Nejvyšší naděje dožití při narození byla v letech 2004–2005 jak u mužů, tak u žen v Praze. Naděje dožití u mužů zde byla 74,7 let a 80,0 let u žen. Na druhou stranu, nejnižších hodnot dosahovala naděje dožití při narození v Ústeckém kraji. U mužů byla o 2,1 let, u žen o 1,8 let nižší v porovnání s ČR. Ke krajům s vyšší intenzitou úmrtnosti než je průměr ČR můžeme dále zařadit Moravskoslezský kraj, Karlovarský kraj a kraj Středočeský (blíže obr. 9.4). Rozdíly ve střední délce života při narození mezi pohlavími jednotlivých krajů se pohybovaly od 5,3 let v Praze po 7,7 let ve Zlínském kraji, kde zatímco naděje dožití u žen je nadprůměrná, naděje dožití u mužů je podprůměrná ve srovnání celou ČR.

9.2.1.5 Střední délka života ve státech EU a vybraných státech Evropy

Mezi jednotlivými zeměmi světa se hodnoty naděje dožití značně liší. V roce 2004, se naděje dožití, na úrovni celostátních populací, pohybovala od 35 let v Botswaně po 82 let v Japonsku. Nejvyšší naděje dožití měly v tomto roce japonské ženy – 85 let. V Evropě (v rámci států EU25) se hodnoty střední délky života v roce 2003 pohybovaly u mužů od 65,7 let (Litva) do 77,9 let (Švédsko) a u žen od 75,9 let (Litva) do 83,6 let (Španělsko)³. Průměrná hodnota tohoto ukazatele pro obyvatele EU25 v roce 2003 byla 75,1 let u mužů a 81,2 let u žen (ve věku 60 let 19,8 let u mužů a 23,9 let u žen). Z hodnocených států Evropy (obr. 9.5a, b) měli největší naděje dožití v roce 2003 muži na Islandu, ve Švýcarsku, Švédsku a Norsku. Hodnota střední délky života v těchto státech byla vyšší než 77 let. U žen byla naděje dožití nejvyšší krom již zmiňovaného Španělska ve Švýcarsku, Francii, na Islandu, Švédsku a Itálii. V těchto státech se hodnota naděje dožití při naro-

² Trovato, F., Lalu, N. M.: *A Continuing Pattern of Decline of the Sex Differential in Life Expectancy in Canada: Early 1970s – Late 1990s, 2005*, s. 61.

³ V roce 2003 byla hodnota naděje dožití ve věku 0 u nás 72,1 let (muži) a 78,7 let (ženy), ve věku 60 let 17,3 let, resp. 21,4 let. Eurostat.

zení pohybovala nad 82 lety. Na druhou stranu, nejnižší hodnoty e_0 byly spočítány pro muže v Pobaltských státech, kde se hodnoty pohybovaly pod 67 lety. Nejnižší naději dožití při narození měly ženy v Turecku, kde se hodnota pohybovala pod 71 lety. Na obr. 9.5c je též znázorněn rozdíl ve střední délce života mezi ženami a muži. Značná nadúmrtnost mužů je patrná v Pobaltských státech a je zdůvodňována rizikovým chováním a odlišným životním stylem mužů v této oblasti. V Estonsku je díky odlišné intenzitě úmrtnosti mezi pohlavími rozdíl v naději dožití přes 11 let. Jak již bylo zmíněno výše, snižování rozdílu ve střední délce života je charakteristické pro vyspělé státy. Malé rozdíly mezi pohlavími u tohoto ukazatele byly v roce 2003 na Islandu, Maltě, Kypru a ve Velké Británii. Zcela nejnižší rozdíl byl ale v tomto případě u Turecka, 2,3 roku. Zde však tento malý rozdíl můžeme přisoudit spíše postavení žen ve společnosti.

9.2.1.6 Naděje dožití ve zdraví

Minulé století bylo obdobím výrazného prodloužení lidského života. Střední délka života při narození překročila v řadě vyspělých zemí hodnotu osmdesáti let. Došlo k podstatným změnám ve vývoji úrovně úmrtnost a v relativních zastoupeních příčin úmrtí. Do popředí zájmu se dostává problematika dlouhověkosti, chronických onemocnění a otázky kvality života. Stále více se tedy projevuje snaha postihnout kvalitativní změny v prodlužování lidského života. Toto úsilí vedlo ke konstrukci nových ukazatelů, jakými jsou střední délka života ve zdraví (v soběstačnosti, bez omezení apod.), kombinující procesy úmrtnosti a nemocnosti⁴. Ukazatel je tedy odhadem délky života v plném zdraví.

Obr. 9.6 uvádí zdravou délku života ve vybraných státech Evropy. Existují určité souvislosti mezi vyspělostí země a zdravou nadějí dožití. Lidé ve vyspělých zemích žijí déle, ale i relativně delší dobu svého života prožijí ve zdraví než populace méně vyspělých států. Rozdíl ve zdravé naději dožití mezi ženami a muži je menší než u naděje dožití. Ženy sice žijí více let ve zdraví než muži, avšak prožijí ve zdraví menší podíl svého života. V ČR byla zdravá naděje dožití v roce 2001 odhadnuta WHO na 63,8 let u mužů a 69,5 let u žen. Muži tak stráví 11,3 % a ženy 11,8 % svého života mimo zdraví.

9.2.2 Vrozené vývojové vady

Údaje o vrozených vadách jsou zpracovány za období 23 let, od roku 1981 do roku 2003. Je prezentován relativní počet živě narozených dětí s vrozenou vadou na 10 000 živě narozených dětí. Jde o děti, u kterých byla vrozená vada diagnostikována do jednoho roku věku. Byly zachovány roční intervaly dat, počet je uváděn pro chlapce, dívky a jako celkový počet (obr. 9.7a).

V roce 2003 dosáhl relativní počet živě narozených dětí s vrozenou vadou u chlapců 455,4, u dívek 356,7 a celkem 407,4 na 10 000 živě narozených dětí. V letech 1994 až 2000 je patrný vzestup relativního počtu dětí s vadou. Výrazný nárůst mezi roky 1999 a 2000 je do značné míry vysvětlitelný změnou metodiky sběru dat. Od roku 2000 jsou do hodnocení zahrnuty i děti, za které nebyl odevzdán formulář Hlášení o vrozené vadě, ale vada byla uvedena na formuláři Zpráva o novorozenci (např. v roce 2002 bylo těchto dětí 16 %). Nárůst počtu dětí s vadou, ke kterému došlo v rozmezí let 1994 až 1999, lze částečně vysvětlit zlepšením diagnostických možností, především zavedením ultrazvukového vyšetření a nových genetických metodik.

Z hlášených vad byly vybrány nejdůležitější skupiny vrozených vývojových vad, vznikající embryotoxickým působením na zárodek. Výskyt vrozených vývojových vad zařazených do jednotlivých skupin je vyjádřen jako procento vztažené k celkovému počtu dětí s vadou (obr. 9.7b). Z vybraných skupin vrozených vývojových vad se během celého sledovaného období nejčastěji

⁴ Nejčastěji se pro výpočet používá tzv. Sullivanova metoda, kombinující úmrtnostní tabulky a okamžikovou míru prevalence zjištěnou výběrovým šetřením.

vyskytovaly vrozené vady srdce, na druhém a třetím místě se střídaly vrozené vady končetin a vrozené vady urogenitálního systému. Následovaly rozštěpové vady obličeje a vrozené vady centrální nervové soustavy, ze sledovaných skupin nejméně často se vyskytovaly vrozené vady oka.

9.3 Dílčí závěry

Response rate druhé etapy studie HELEN byla necelých 50 %. V rámci této studie byly porovnány údaje o vybraných onemocněních uvedené respondenty v dotazníku s údaji z dokumentace jejich praktických lékařů (tzv. validace dat). U většiny porovnávaných onemocnění byla míra shody mezi odpověďmi respondentů a jejich praktických lékařů průměrná nebo dobrá. Nízká míra shody byla u onemocnění, u kterých se dá předpokládat léčba u specialisty v daném oboru. I přes zjištěné rozdíly se ukazuje, že data z dotazníku mají dobrou vypovídací hodnotu a poskytují relevantní údaje o prevalenci většiny sledovaných onemocnění, zároveň toto zjištění umožní v případech některých onemocnění zpřesnění interpretace výsledků. U celkového hodnocení zdraví byla podle očekávání zjištěna velmi nízká míra shody mezi hodnocením respondentů a praktických lékařů, respondenti hodnotili své zdraví hůře než jejich lékaři.

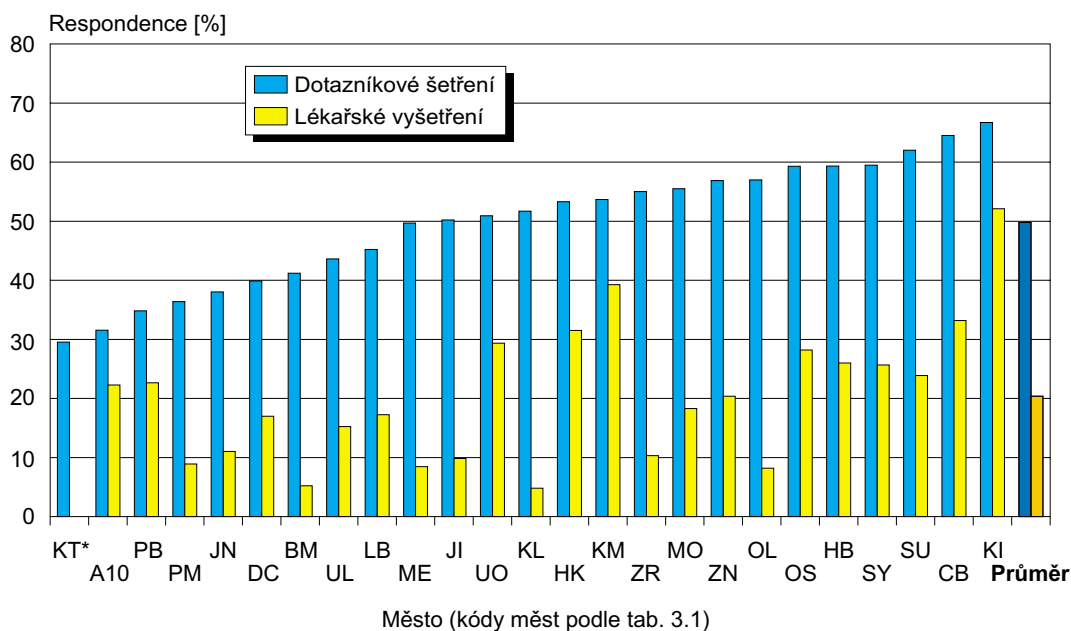
Střední délka života při narození v Česku dosáhla v roce 2005 hodnot 72,9 let pro muže a 79,1 let pro ženy. Přesto, že po třech letech stagnace došlo k opětovnému snižování úrovně úmrtnosti a tím růstu naděje dožití, má ČR v porovnání se státy tzv. západní Evropy jisté rezervy. Od počátku devadesátých let minulého století vzrostla u nás střední délka života (e_0) o 5,3 let u mužů a 3,7 let u žen, prodloužil se i život seniorů a došlo ke snížení dřívějších vysokých rozdílů v naději dožití mezi ženami a muži. Největší podíl na prodloužení života lze připisovat snížení úrovně úmrtnosti u mužů ve středním a vyšším věku (35–84 let) a u žen ve věkových skupinách 55–84 let.

Relativní počet živě narozených dětí s vrozenou vadou diagnostikovanou do jednoho roku věku v roce 2003 dosáhl hodnoty 407,4 na 10 000 živě narozených dětí. Od roku 1994 do roku 2000 tento počet vzrůstal, nárůst lze částečně vysvětlit zlepšením včasné diagnostiky vad, je třeba brát v úvahu též změnu metodiky sběru dat. Z vybraných skupin vrozených vývojových vad se po celé sledované období nejčastěji vyskytovaly vrozené vady srdce.

Tab. 9.1 Výše shody údajů o zdravotním stavu uvedených respondentem s údaji z dokumentace jeho praktického lékaře

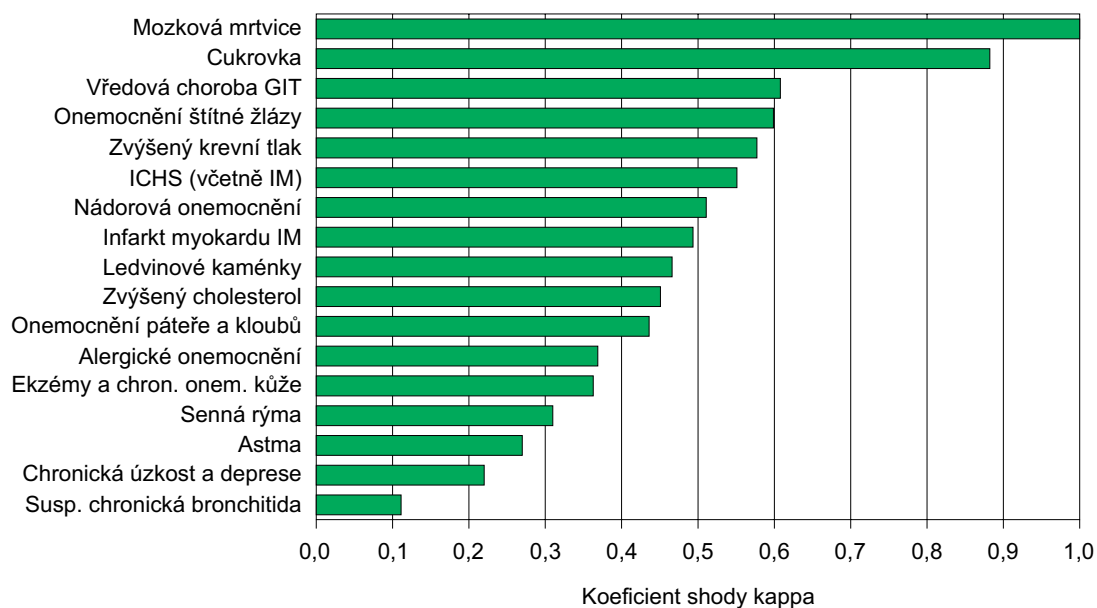
Porovnávané onemocnění	Koeficient kappa	% dosažené shody	% očekávané shody
Suspektní chronická bronchitida	0,1111	87,74	86,21
Chronická úzkost a deprese	0,2199	89,81	86,94
Astma	0,2698	96,82	95,64
Senná rýma	0,3099	94,90	92,62
Ekzémy a chronická onemocnění kůže	0,3628	92,31	87,93
Alergické onemocnění	0,3688	85,81	77,52
Onemocnění páteře a kloubů	0,4359	72,90	51,97
Zvýšený cholesterol	0,4508	73,58	51,09
Ledvinové kaménky	0,4660	93,63	88,07
Infarkt myokardu (IM)	0,4935	98,72	97,47
Nádorová onemocnění	0,5109	95,54	90,88
Ischemická choroba srdeční (včetně IM)	0,5510	96,10	91,32
Zvýšený krevní tlak	0,5772	82,39	58,35
Onemocnění štítné žlázy	0,5989	96,82	92,06
Vředová choroba gastrointest. traktu	0,6079	95,54	88,67
Cukrovka	0,8822	98,73	89,26
Mozková mrtvice	1,0000	100,00	97,47

Obr. 9.1a Responsece dotazníkového šetření a lékařského vyšetření II. etapa studie HELEN (2004–2005)



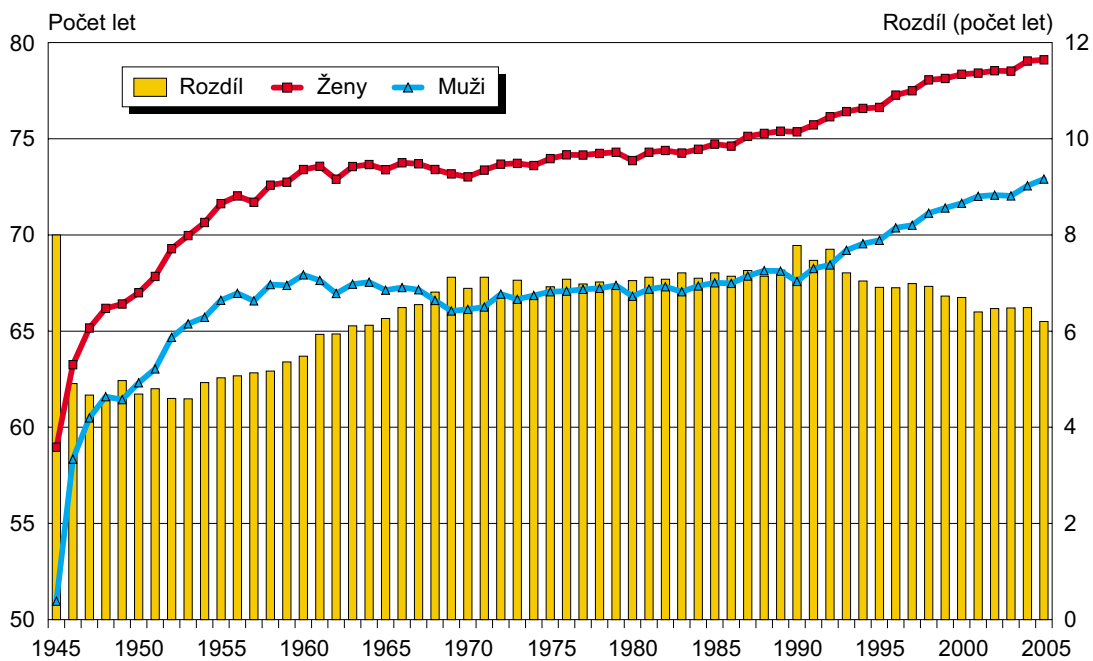
* lékařské vyšetření neprobíhalo

Obr. 9.1b Míra shody v odpovědích respondentů dotazníkového šetření a jejich praktických lékařů



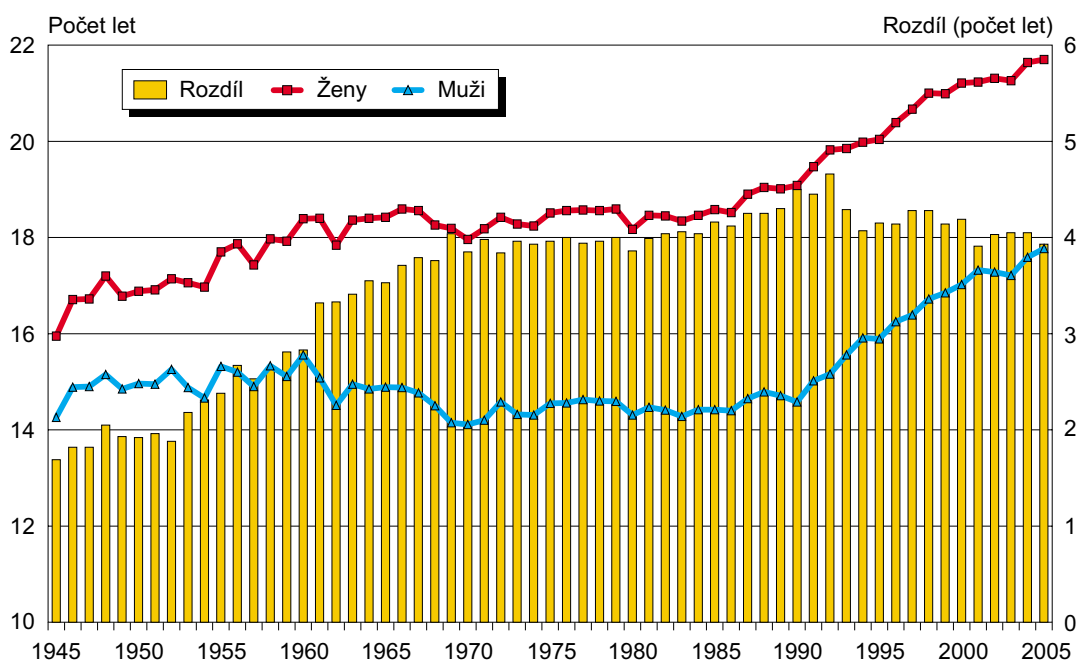
Pozn.: Testována byla shoda údajů o vybraných onemocněních v osobní anamnéze respondenta.
Hodnocení míry shody podle hodnoty koeficientu kappa: < 0,4 nízká; 0,4–0,6 průměrná; > 0,6 dobrá.

Obr. 9.2a Naděje dožití při narození v ČR v letech 1945–2005



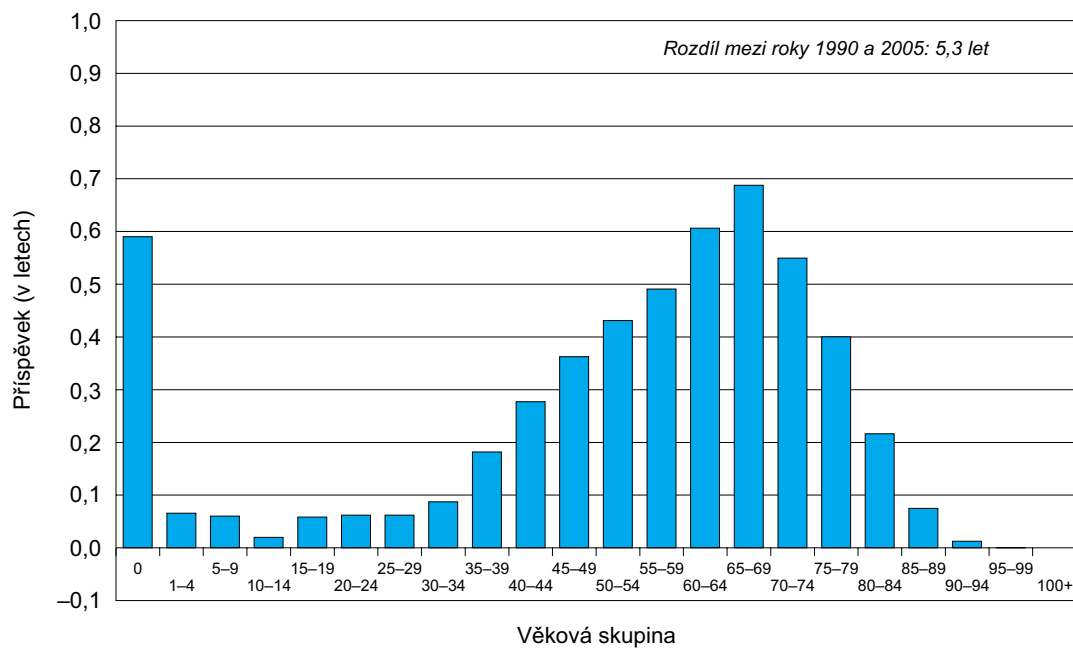
Zdroj: ČSÚ Praha

Obr. 9.2b Naděje dožití ve věku 60 let v ČR v letech 1945–2005



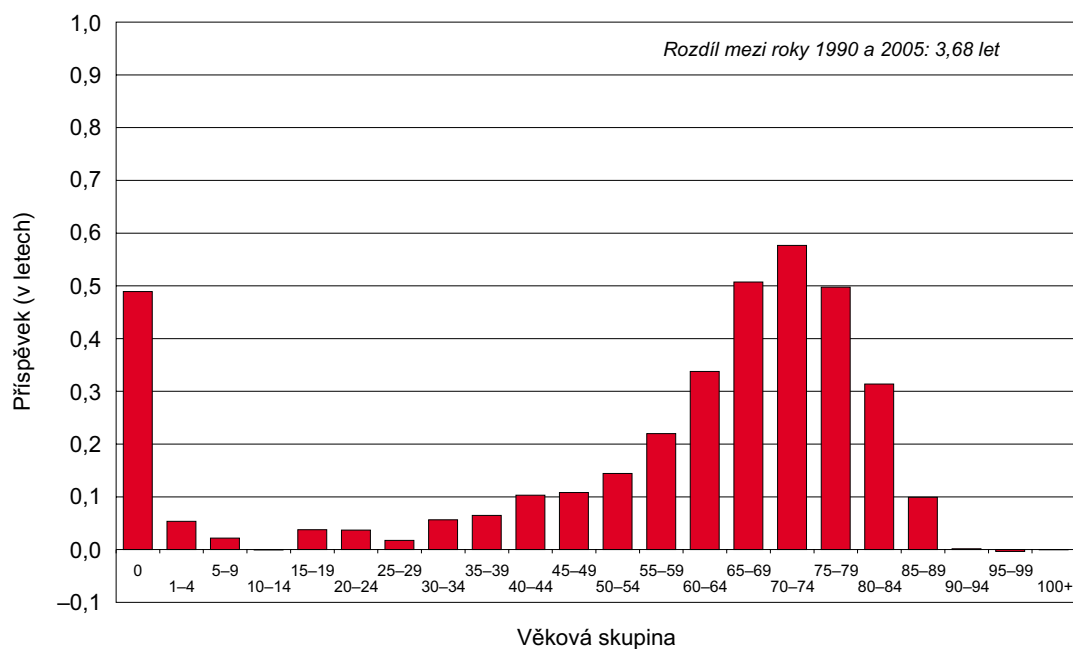
Zdroj: ČSÚ Praha

Obr. 9.3a Příspěvky věkových skupin ke změně naděje dožití při narození mezi roky 1990 a 2005, muži



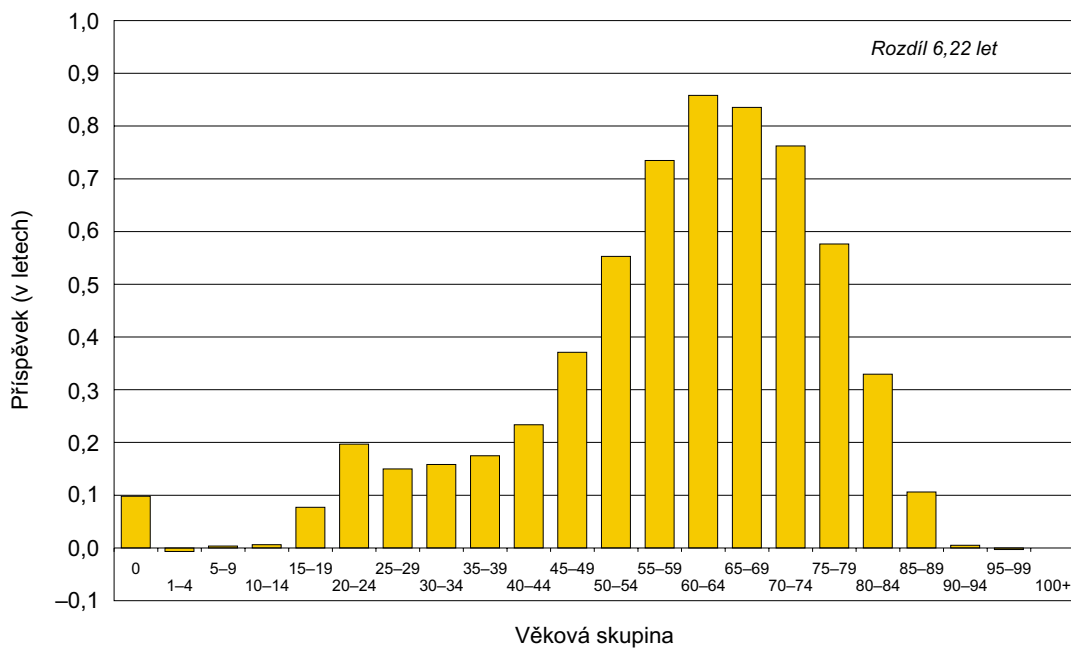
Zdroj: ČSÚ Praha

Obr. 9.3b Příspěvky věkových skupin ke změně naděje dožití při narození mezi roky 1990 a 2005, ženy



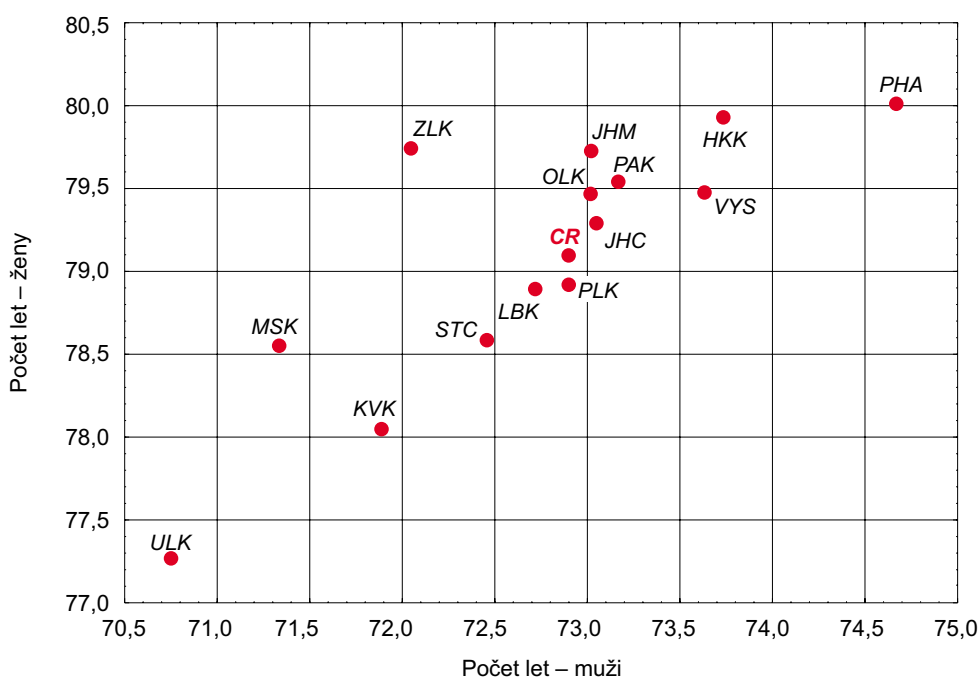
Zdroj: ČSÚ Praha

Obr. 9.3c Příspěvky věkových skupin k rozdílu naděje dožití při narození mezi ženami a muži, 2005



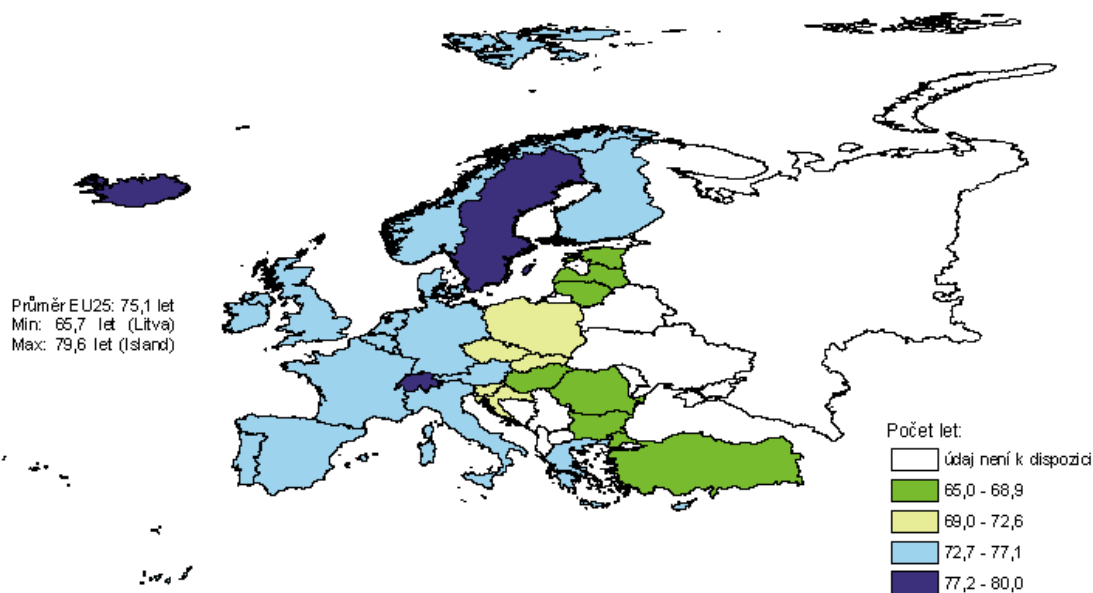
Zdroj: ČSÚ Praha

Obr. 9.4 Naděje dožití při narození – kraje ČR (období 2004–2005)



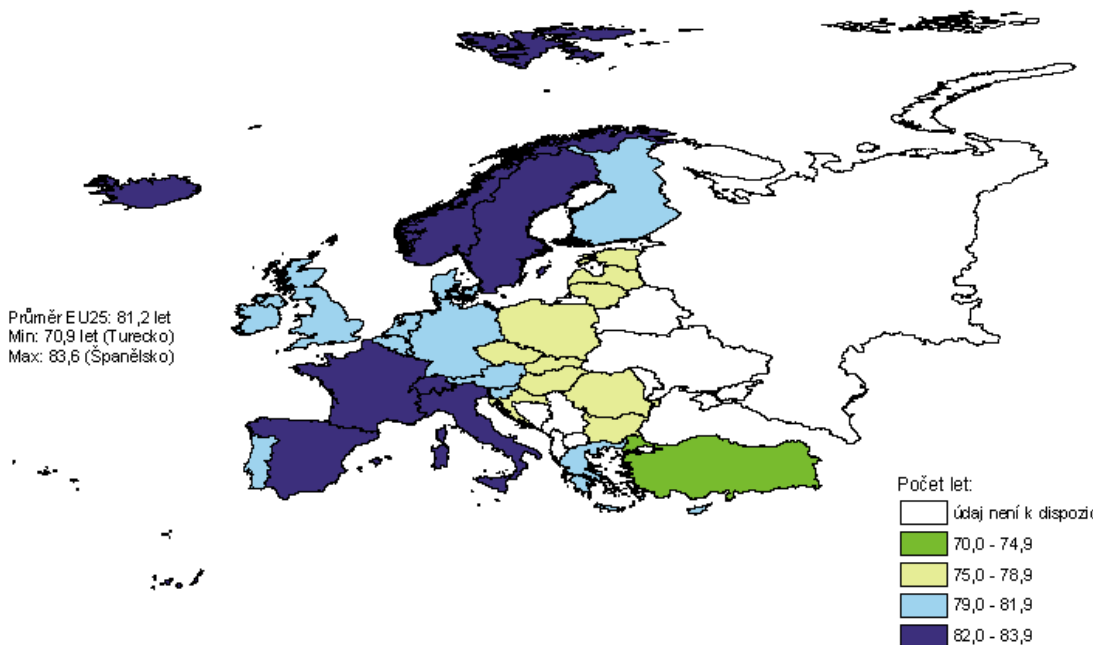
Pozn.: Údaje ČR – rok 2005

Obr. 9.5a Naděje dožití při narození, muži, 2003



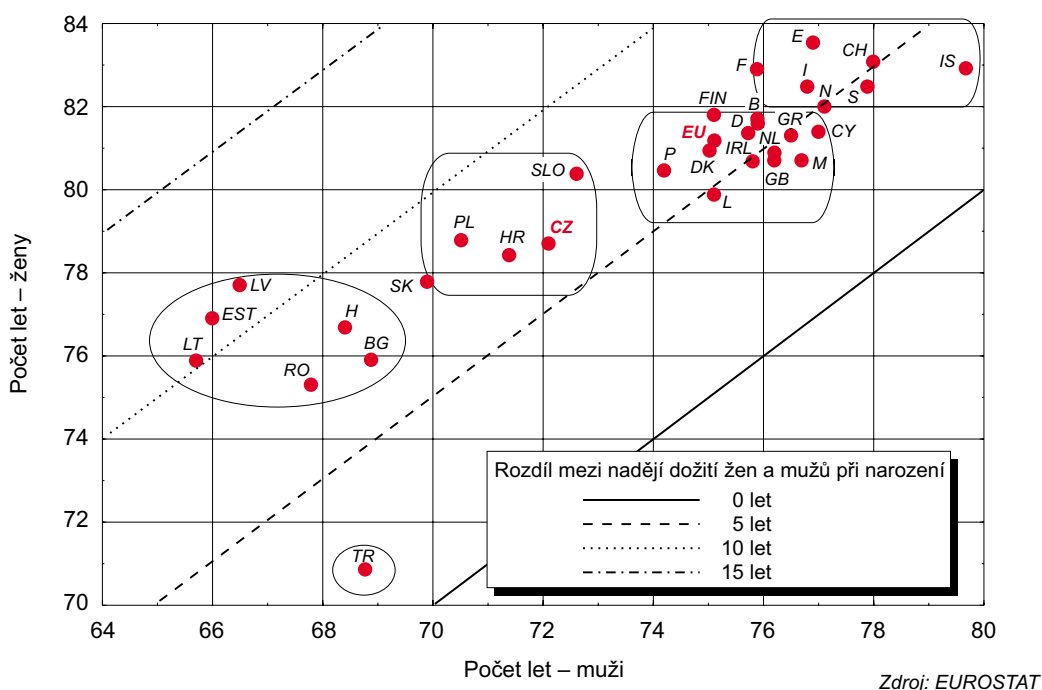
Zdroj: EUROSTAT

Obr. 9.5b Naděje dožití při narození, ženy, 2003



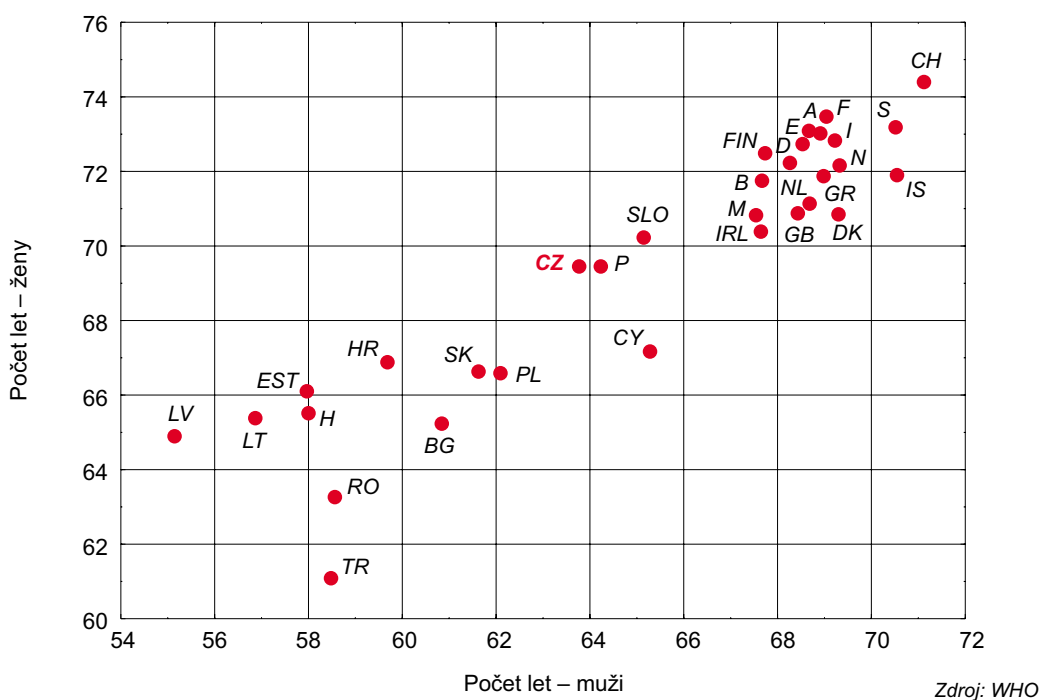
Zdroj: EUROSTAT

Obr. 9.5c Naděje dožití při narození, Evropa, 2003

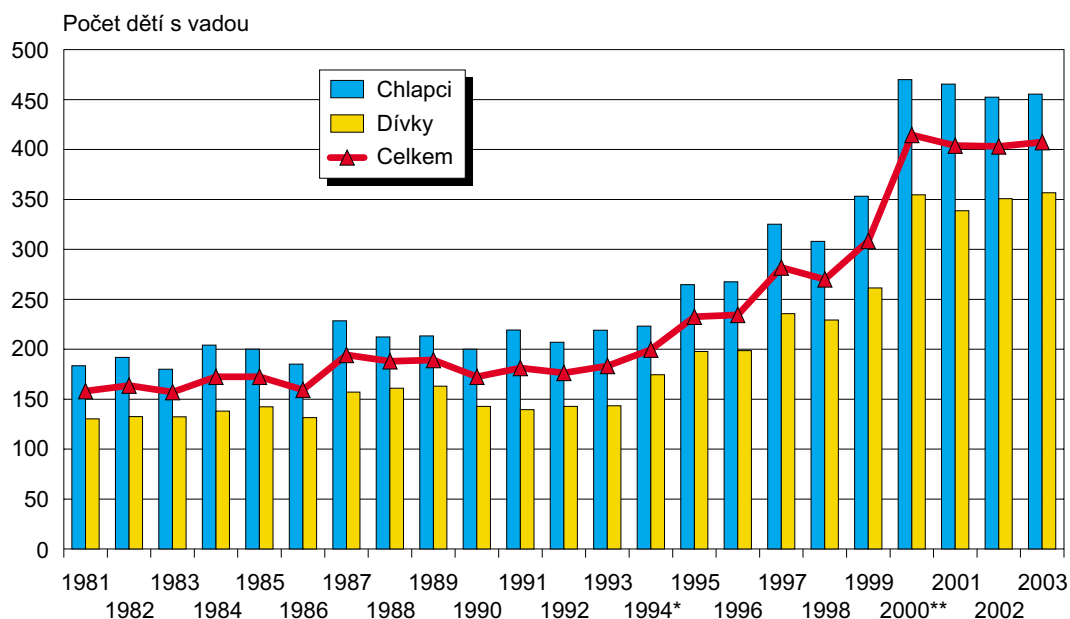


Pozn.: A – Rakousko, B – Belgie, BG – Bulharsko, CY – Kypř, CZ – Česko, D – Německo, DK – Dánsko, E – Španělsko, EST – Estonsko, F – Francie, FIN – Finsko, GB – Velká Británie, GR – Řecko, H – Maďarsko, HR – Chorvatsko, CH – Švýcarsko, I – Itálie, IRL – Irsko, IS – Island, L – Lucembursko, LT – Litva, LV – Lotyšsko, M – Malta, N – Norsko, NL – Nizozemsko, P – Portugalsko, PL – Polsko, RO – Rumunsko, S – Švédsko, SK – Slovensko, SLO – Slovinsko, TR – Turecko.

Obr. 9.6 Naděje dožití ve zdraví, Evropa, 2002



Obr. 9.7a Živě narozené děti s vrozenou vadou na 10 000 živě narozených dětí

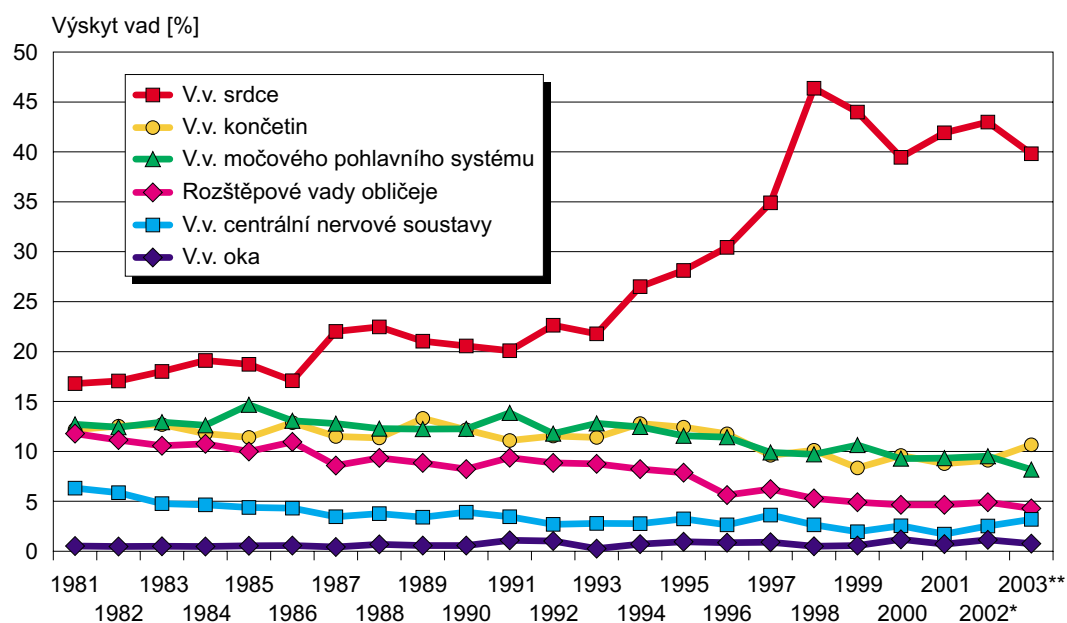


* Do roku 1993 – počty dětí podle roku hlášení vady, od roku 1994 – počty dětí podle roku narození dítěte.

** Od roku 2000 zahrnuti i děti s vrozenou vadou, za které nebylo odevzdáno Hlášení vrozené vady, ale vada byla identifikována.

Zdroj: ÚZIS, 2005

Obr. 9.7b Relativní zastoupení vybraných skupin vrozených vývojových vad (v.v.), vztaheno k počtu živě narozených dětí s vadou



* Do roku 2002 se jedná o počet vad hlášených v daném roce.

** Od roku 2003 se jedná o počet vad u dětí narozených v daném roce.

Zdroj: ÚZIS, 1994–2005

10. ZDRAVOTNÍ RIZIKA PRACOVNÍCH PODMÍNEK A JEJICH DŮSLEDKY

10.1 Organizace monitorovacích aktivit

Tento subsystém zahrnuje sledování faktorů pracovních podmínek a pracovního prostředí významných z hlediska zdravotního stavu zaměstnanců a následného zdravotního poškození. Členění subsystému 7 je následující:

- Monitorování expozice
 - Monitorování expozice na základě dat z kategorizace prací a pracovišť dle zákona č. 258/2000 Sb. o ochraně veřejného zdraví v platném znění, nařízení vlády č. 178/2001 Sb., ve znění nařízení vlády č. 523/2002 Sb. a ve znění nařízení vlády č. 441/2004 Sb., kterým se stanoví podmínky ochrany zdraví zaměstnanců při práci a vyhlášky č. 432/2003 Sb., kterou se stanoví podmínky pro zařazování prací do kategorií, limitní hodnoty ukazatelů biologických expozičních testů a náležitosti hlášení prací s azbestem a biologickými činiteli.
- Monitorování zdravotních účinků
 - Národní zdravotní registr nemocí z povolání.
- Registr profesionálních expozic chemickým karcinogenům – REGEX. Tato část byla opakovaně vyčleněna a znovu začleněna do subsystému, čímž plnění tohoto úkolu utrpělo.

10.2 Monitorování expozice vyplývající z kategorizace prací a monitorování zdravotních dat o nemocích z povolání

10.2.1 Monitorování expozice jednotlivým faktorům pracovních podmínek na základě dat z kategorizace prací a pracovišť

V průběhu roku 2005 pokračovalo zpracovávání nových návrhů na kategorizaci prací a pracovišť předložených zaměstnavateli a vydávání rozhodnutí orgány veřejného zdraví, která tyto návrhy legalizovala. Návrhy vyplývaly jednak z nově zahajovaných prací a jednak z nově kategorizovaných prací na základě změny předpisů. I v roce 2005 byl zaznamenán přírůstek osob na jednotlivých pracovištích, ale ten již nebyl tak vysoký jako v minulých letech. To svědčí o tom, že kategorizace se dostává do stabilizované fáze a že postupně postihuje stále větší podíl z reálně existujících prací. K poklesu došlo u osob pracujících v kategorii 4, tedy vykonávajících nejrizikovější práce. Pokud bude tento trend potvrzen i nadále, bude to jistě velmi významný poznatek.

Na základě analýz pořízených v Informačním systému Kategorizace prací vyplývá, že celkem bylo k datu 17. 5. 2006 (tab. 10.1a) zařazeno do kategorií 2, 2R, 3, 4 – 1 763 548 osob, tj. 37,5 % všech zaměstnanců, což je 19 001/100 tisíc zaměstnanců. V rizikových pracích (2R, 3, 4) bylo evidováno 423 068 osob, což představuje 4560/100 tisíc zaměstnanců (obr. 10.1a, 10.1b). Do kategorie 4, což jsou pracoviště vysoce riziková, je v ČR zařazeno 18 610 osob, tj. 200/100 tisíc zaměstnanců, z toho je 1756 žen (tab. 10.1a).

Nejvíce exponovaných zaměstnanců v rizikových kategoriích je v Moravskoslezském kraji – 73 301, v kraji Středočeském – 45 086, Ústeckém kraji – 40 359, dále Jihomoravském – 33 666 a Praze – 32 107. V relativních číslech, tj. v přepočtu na 100 tisíc zaměstnanců, nepřevyšují celostátní průměr 4560 zaměstnanců pouze tři kraje, a to Praha, Karlovarský kraj a Jihomoravský kraj (obr. 10.1a, 10.1b).

Nejvíce exponovaných zaměstnanců (2, 2R, 3, 4) je evidováno ve faktoru Fyzická zátěž – 821 831 osob, Pracovní poloha – 676 302 osob, Psychická zátěž – 675 082 osob a Hluk – 666 297 osob (obr. 10.1c). Naproti tomu v rizikové práci (tj. 2R, 3, 4) je nejvíce evidovaných zaměstnanců v riziku faktoru Hluk – 249 109, Prach – 67 554, Fyzická zátěž – 64 534, Vibrace – 52 023, Psychická zátěž – 44 666 a Biologické činitele – 43 877 (tab. 10.1b).

Při práci mohou být zaměstnanci exponováni i více než jednomu faktoru. V tabulce 10.1c je uveden zajímavý údaj o počtu osob exponovaných 1–4 faktorům a údaj o expozici více než čtyřem faktorům. Z uvedených čísel vyplývá, že zhruba jedna třetina (27,5 %) zaměstnanců je exponována více než jednomu faktoru, a více než čtyřem faktorům je exponováno 7,7 % zaměstnanců.

Lze konstatovat, že z celkového počtu zaměstnanců 4 706 600 (Statistická ročenka ČR 2005) je evidováno v kategoriích 2, 2R, 3, 4 – 37,5 % osob, v rizikové práci tj. 2R, 3, 4 – 9 % osob. Kategorizace prací je dynamický proces. Proto se uvedená čísla mohou v průběhu doby měnit v návaznosti na změny podkladů o míře expozice zaměstnanců rozhodujícím faktorům.

10.2.2 Monitorování zdravotních účinků – Národní zdravotní registr nemocí z povolání

V roce 2005 bylo v České republice hlášeno u 1317 pracovníků celkem 1400 profesionálních onemocnění (817 u mužů a 583 u žen), z toho bylo 1340 nemocí z povolání a 60 ohrožení nemocí z povolání. Ve srovnání s rokem 2004 vzrostl celkový počet diagnostikovaných profesionálních onemocnění o 12, tj. o 0,9 % případů. Incidence profesionálních onemocnění proti roku 2004 klesla z 31,6 na 31,5 případů na 100 tisíc pojištěnců (tab. 10.2a, obr. 10.2a).

Nejvíce profesionálních onemocnění bylo hlášeno z Moravskoslezského a Středočeského kraje (272 a 181, tj. 19,4 % a 12,9 % všech případů), viz tab. 10.2b a obr. 10.2b. Nejpočetnější kategorii profesionálních onemocnění v Moravskoslezském kraji představovala onemocnění způsobená fyzikálními faktory (kapitola II – 169 případů). Jednalo se zejména o nemoci periferních nervů z dlouhodobého nadměrného jednostranného přetěžování končetin a o nemoci periferních nervů z vibrací (54 a 46 případů). Ve Středočeském kraji převažovala profesionální onemocnění postihující dýchací cesty, plíce, pohrudnici a pobřišnici (kapitola III – 86 případů). Zde byla hlášena zejména onemocnění, která vznikla v důsledku působení prachu s obsahem volného krystalického oxidu křemičitého (38 případů), dále onemocnění z azbestu (25 případů) a rakovina plic z radioaktivních látek (19 případů).

Stejně jako v předchozích čtyřech letech nejvíce hlášených profesionálních onemocnění vzniklo v odvětví ekonomické činnosti zdravotní a sociální péče, veterinární činnosti (OKEČ N85 – 215, tj. 15,4 % případů). Odvětví výroby kovových konstrukcí a kovodělných výrobků (OKEČ DJ28) a odvětví těžby uhlí, lignitu a rašeliny (OKEČ CA10) s 152 a 125 případy (10,9 % a 8,9 %) obsadily druhé a třetí místo.

Celkem 594 (42,4 %) případů profesionálních onemocnění bylo v roce 2005 vyvoláno působením fyzikálních faktorů (kapitola II). V sestupném pořadí následovaly nemoci přenosné a parazitární (kapitola V – 278 případů), nemoci kožní (kapitola IV – 249 případů), nemoci dýchacích cest a plic (kapitola III – 243 případů), nemoci způsobené chemickými látkami (kapitola I – 33 případů), nemoci způsobené ostatními faktory a činiteli (kapitola VI – 3 případy). Distribuce nemocí z povolání podle seznamu nemocí z povolání je zobrazena na obr. 10.2c.

U nemocí z povolání byly nejčastěji diagnostikovány profesionální dermatózy (položka 4.1 – 249, tj. 18,6 % případů), dále nemoci periferních nervů z přetěžování končetin a z vibrací (položky 2.10 a 2.7 – 181 a 164, tj. 13,5 % a 12,2 % případů). U ohrožení nemocí z povolání bylo nejčastěji

hlášeno onemocnění periferních nervů z vibrací (položka 2.7 – 12, tj. 20,0 % případů) a porucha sluchu z hluku (položka 2.4 – 10, tj. 16,7 % případů).

10.2.3 Registr profesionálních expozic karcinogenům REGEX

V aktualizaci databáze v roce 2005 (stav k 31. 12. 2004) pokračovaly Zdravotní ústavy se sídlem v Ústí nad Labem, Plzni, Českých Budějovicích, Karlových Varech, Hradci Králové, Pardubicích, Jihlavě, Zlíně, Olomouci a Ostravě. V roce 2005 přistoupil k programu a k zadávání dat do databáze Zdravotní ústav Libereckého kraje. Bez aktualizace – tedy k 31. 12. 2002 – zůstaly v celostátní databázi data ze Zdravotního ústavu Středočeského kraje. Zdravotní ústav Jihomoravského kraje se přihlásil do systému, ale zatím v hodnoceném roce nezačal práci na databázi. Je tedy již posledním krajem, který není v databázi REGEXu dosud vůbec zastoupen.

Počet exponovaných osob v centrálním registru SZÚ činí v hodnoceném období 5499 osob (v předchozím roce 4326 osob) s 10 395 záznamy (v předchozím roce 6223 záznamů). Rozdíl oproti počtu osob v registru představuje počet osob u nichž jsou aktualizované – opakované záznamy. Během 1. čtvrtletí 2006 byla zkontrolována data z regionů s vyčištěním chyb a bylo provedeno spojení do jednoho centrálního souboru dat.

Byla provedena analýza morbidit a mortalit na zhoubné novotvary u osob registrovaných do konce roku 2003, kdy bylo registrováno celkem 4160 osob, přispívajících do celkové délky sledování 12 713 osobo-roky v případě morbidit a 12 965 lety v případě mortalit. V průběhu sledování bylo v této kohortě hlášeno celkem 88 případů zhoubných novotvarů a celkem 44 úmrtí, z toho 18 na zhoubný novotvar. Pozorovaný index celkové mortality standardizovaný pro věk, pohlaví a kalendářní rok byl $SMR = 80,59 \%$, $95\% CI = (59,23-106,96)$ a standardizovaný index mortality na zhoubné novotvary byl $SMR = 75,63 \%$, $95\% CI = (46,42-116,96)$. Pozorovaný standardizovaný index morbidit na zhoubné novotvary však dosáhl hodnoty $SMR = 147,65 \%$, $95\% CI = (119,17-180,99)$ ($P = 0,001$), která indikuje vyšší výskyt novotvarů, než by odpovídal průměrné české populaci.

Pozorovaný exces morbidit na zhoubné novotvary lze vyjádřit také jako rozdíl mezi pozorovanou incidencí ($IR = 692,2/100\ 000$ osobo-roků) a očekávanou incidencí ($IR = 468,8/100\ 000$ osobo-roků). Rozdíl incidencí je $IR = 223,4/100$ tisíc osobo-roků. Tuto hodnotu pak lze použít pro výpočet inkrementálního rizika (kumulativní incidence) asociované s různými délkami profesionální expozice. Odhadované celoživotní riziko výskytu zhoubného novotvaru při celoživotní expozici (70 let) je $1,563 \times 10^{-1}$ nebo realističtěji při předpokládané 40leté expozici $8,936 \times 10^{-2}$ ($223,4/100$ tisíc osobo-roků \times 70 let (nebo 40 let)). Oba odhady profesionálního rizika jsou řádově vyšší než přijatelné riziko 10^{-5} – 10^{-4} .

Předběžná analýza dat tedy ukazuje na závažný dopad profesionální expozice karcinogenům na zdravotní stav pracující populace, ve které je výskyt zhoubných novotvarů asi o 50 % vyšší než v odpovídající průměrné české populaci. Odpovídající inkrementální riziko vzniku zhoubného novotvaru u profesionálně exponované osoby odhadujeme na $1,563 \times 10^{-1}$ – $8,936 \times 10^{-2}$. Tyto výsledky jasně potvrzují nutnost spolehlivého systému surveillance kvality pracovního prostředí a význam REGEXU jako jedné z jeho podstatných částí.

Práce na databázi provázely problémy v součinnosti mezi ZÚ a KHS v některých krajích. Nadále se vyskytovaly obtíže ve vztahu k podnikovým subjektům. Trvá celková legislativní nejistota oprávněnosti sběru dat pro REGEX. Práce bude pokračovat se zaměřením na stabilizaci systému, postupnou analýzu získávaných dat s cílem zapojení všech regionů a doplnění vyskytujících se

expozic v těch regionech, které dosud nejsou zavedeny do databáze, jakož i na zvýšení kvality zadávaných dat do databáze.

10.3 Dílčí závěry

V průběhu roku 2005 pokračovalo zpracovávání návrhů na kategorizaci prací a pracovišť. K 17. 5. 2006 bylo v Informační systému Kategorizace prací evidováno v kategoriích prací 2, 2R, 3, 4 celkem 1 763 548 exponovaných osob, tj. 37,5 % všech zaměstnanců. Přibližně jedna třetina evidovaných zaměstnanců je exponována více než jednomu faktoru. V rizikových pracích (kategorie 2R, 3, 4) bylo evidováno 423 068 osob, což představuje 4560/100 tisíc zaměstnanců. Do kategorie 4, což jsou pracoviště vysoce riziková, je v ČR zařazeno 18 610 osob, tj. 200/100 tisíc zaměstnanců, z toho je 1756 žen.

V roce 2005 bylo v České republice hlášeno celkem 1400 profesionálních onemocnění (1340 nemocí z povolání a 60 ohrožení nemocí z povolání). Ve srovnání s rokem 2004 vzrostl celkový počet diagnostikovaných profesionálních onemocnění, incidence proti roku 2004 naopak klesla. Nejvíce případů profesionálních onemocnění bylo v roce 2005 vyvoláno působením fyzikálních faktorů. Nejvíce profesionálních onemocnění bylo hlášeno z Moravskoslezského a Středočeského kraje.

Počet osob profesionálně exponovaných karcinogenům vedených v centrálním registru SZÚ činí v hodnoceném období 5499 osob (v předchozím roce 4326 osob) s 10 395 záznamy (v předchozím roce 6223 záznamů). Předběžná analýza získaných dat morbidity a mortality u zaměstnanců exponovaných karcinogenům ukazuje na závažný dopad profesionální expozice na zdravotní stav pracující populace. Byl zjištěn asi o 50 % vyšší výskyt novotvarů u registrovaných zaměstnanců, než by odpovídal průměrné české populaci; odhady profesionálního rizika vzniku rakoviny jsou řádově vyšší než je riziko přijatelné.

Tab. 10.1a Počet exponovaných zaměstnanců podle krajů k 17. 5. 2006

Kraj	Kategorie 2 + 2R + 3 + 4		Kategorie 2		Kategorie 2R		Kategorie 3		Kategorie 4	
	Celkem	Ženy	Celkem	Ženy	Celkem	Ženy	Celkem	Ženy	Celkem	Ženy
Praha	190 631	86 916	158 524	76 123	1 728	591	29 694	9 906	685	296
Středočeský	187 278	71 065	142 192	57 889	6 593	2 160	37 167	10 856	1 326	160
Jihočeský	113 108	46 287	83 185	37 933	755	399	28 044	7 861	1 124	94
Plzeňský	102 083	41 683	80 434	35 965	752	235	19 844	5 376	1 053	107
Karlovarský	62 244	28 405	52 889	25 606	424	90	8 791	2 706	140	3
Ústecký	177 296	70 780	136 937	57 706	4 502	1 509	34 975	11 465	882	100
Liberecký	83 204	35 092	63 194	27 878	1 319	602	17 982	6 482	709	130
Královéhradecký	104 543	44 000	79 914	35 695	2 902	1 003	20 776	7 241	951	61
Pardubický	82 976	33 447	60 844	27 186	4 218	925	17 112	5 153	802	183
Vysočina	95 822	31 343	72 577	24 887	5 155	1 951	17 092	4 382	998	123
Jihomoravský	178 067	72 435	144 401	62 073	2 383	990	30 146	9 274	1 137	98
Olomoucký	97 212	38 708	70 180	30 846	3 693	1 339	22 561	6 398	778	125
Zlínský	93 389	42 755	72 564	34 018	2 215	1 421	18 129	7 251	481	65
Moravsko-slezský	195 695	68 450	122 645	54 517	4 633	1 772	60 873	11 950	7 544	211
Celkem	1 763 548	711 366	1 340 480	588 322	41 272	14 987	363 186	106 301	18 610	1 756

Tab. 10.1b Počet exponovaných zaměstnanců v kategoriích rizikové práce (2R + 3 + 4) podle faktoru, stav k 17. 5. 2006

Faktor	Ženy	Muži	Celkem
Hluk	43 043	206 066	249 109
Prach	9 954	57 600	67 554
Fyzická zátěž	30 078	34 456	64 534
Vibrace	2 009	50 014	52 023
Psychická zátěž	17 207	27 459	44 666
Biologické činitele	32 449	11 428	43 877
Chemické látky	9 143	21 056	30 199
Pracovní poloha	5 590	14 300	19 890
Zátěž teplem	2 611	12 560	15 171
Neionizující záření a elmag. pole	3 012	10 130	13 142
Vybrané práce	4 092	4 473	8 565
Zraková zátěž	2 996	5 549	8 545
Zátěž chladem	188	1 391	1 579
Ionizující záření	98	352	450

Tab. 10.1c Počet exponovaných zaměstnanců v IS Kategorizace prací podle počtu současně působících faktorů

Počet rizikových faktorů	Počet zaměstnanců
1	607 834
2	485 573
3	313 341
4	184 272
Více	172 528
Celkem	1 763 548

Tab. 10.2a Hlášené nemoci z povolání a ohrožení nemocí z povolání v letech 1996–2005

	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Počet pacientů	2 483	2 326	2 801	1 863	1 713	1 661	1 567	1 506	1 316	1 317
Profesionální onemocnění celkem	2 541	2 376	2 111	1 886	1 751	1 677	1 600	1 558	1 388	1 400
z toho:										
Nemoci z povolání	2 517	2 350	2 054	1 845	1 691	1 627	1 531	1 486	1 329	1 340
Ohrožení nemocí z povolání	24	26	57	41	60	50	69	72	59	60
Profesionální onemocnění – muži	1 563	1 551	1 261	1 192	1 104	1 034	977	972	826	817
Profesionální onemocnění – ženy	978	825	850	694	647	643	623	586	562	583
Incidence na 100 000 zaměstnanců	55,2	49,1	44,1	41,1	38,7	37,4	35,8	35,1	31,6	31,5

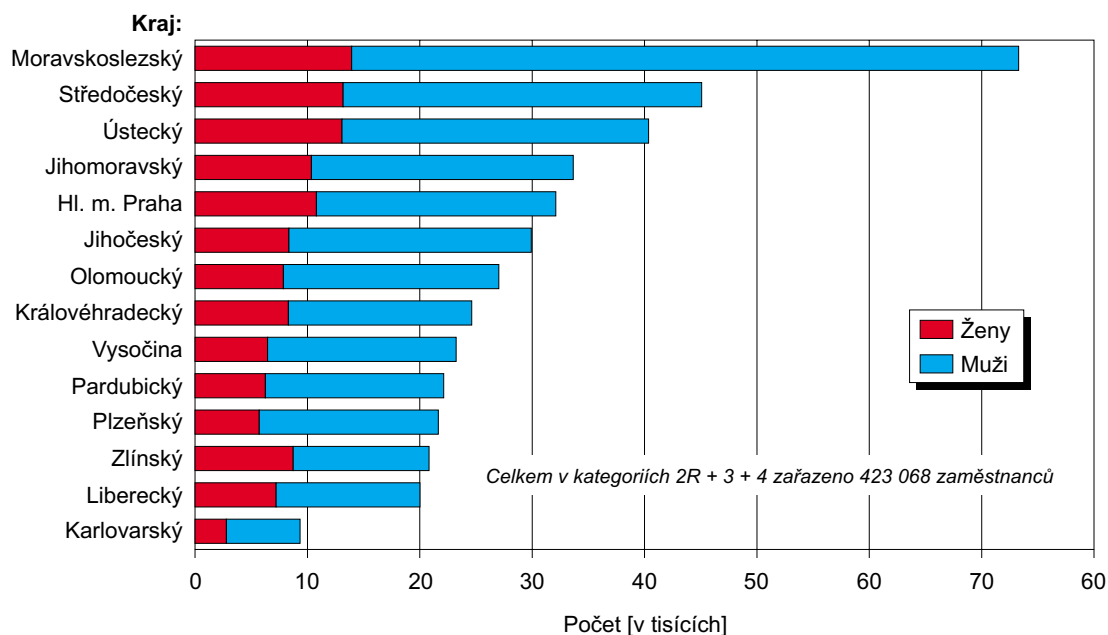
Tab. 10.2b Profesionální onemocnění hlášená v roce 2005 – rozdělení podle kraje vzniku a podle kapitol seznamu nemocí z povolání

Kraj	Kapitola						Celkem
	I	II	III	IV	V	VI	
Hl. m. Praha	1	8	4	5	36		54
Jihočeský	6	52	6	22	27	2	115
Jihomoravský		30	21	22	17		90
Karlovarský		2	2	12	13		29
Královéhradecký		23	17	22	12		74
Liberecký	2	21	3	9	19		54
Moravskoslezský	2	169	53	19	29		272
Olomoucký		88	11	20	7		126
Pardubický	9	20	12	19	11	1	72
Plzeňský	7	81	12	24	20		144
Středočeský	6	44	86	18	27		181
Ústecký		19	5	25	33		82
Vysočina		23	7	19	10		59
Zlínský		14	4	13	17		48
Celkem	33	594	243	249	278	3	1 400

Názvy kapitol podle Nařízení vlády č. 290/1995 Sb., kterým se stanoví seznam nemocí z povolání:

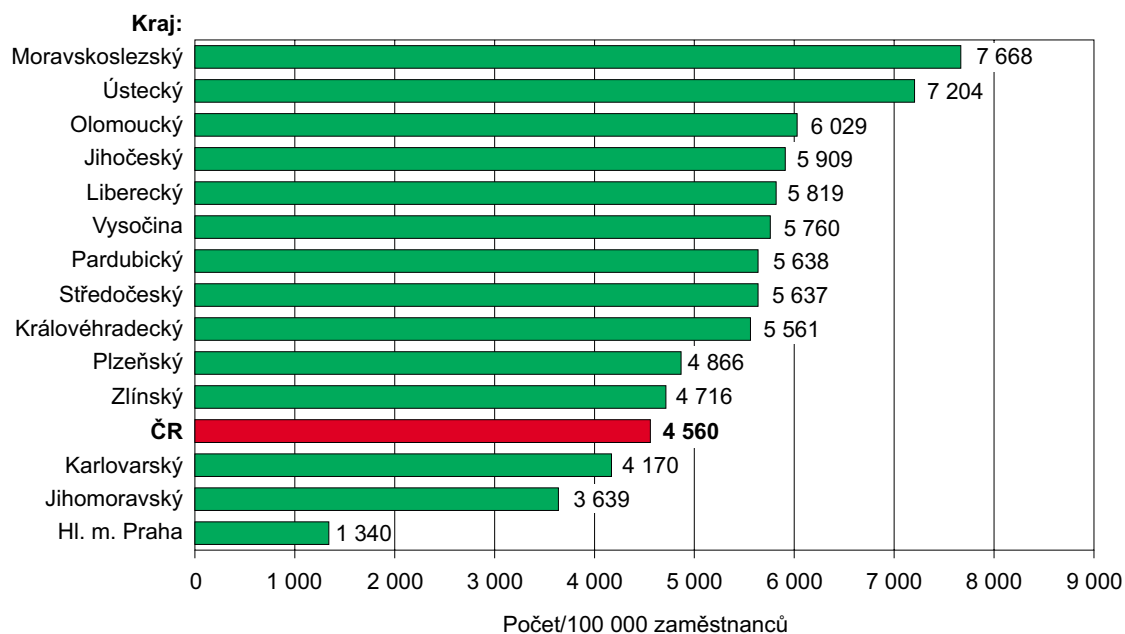
- I – Nemoci z povolání způsobené chemickými látkami*
- II – Nemoci z povolání způsobené fyzikálními faktory*
- III – Nemoci z povolání týkající se dýchacích cest, plic, pohrudnice a pobříšnice*
- IV – Nemoci z povolání kožní*
- V – Nemoci z povolání přenosné a parazitární*
- VI – Nemoci z povolání způsobené ostatními faktory a činiteli*

Obr. 10.1a Počet zaměstnanců exponovaných rizikovým faktorům v kategoriích prací 2R + 3 + 4 v krajích, stav k 17. 5. 2006



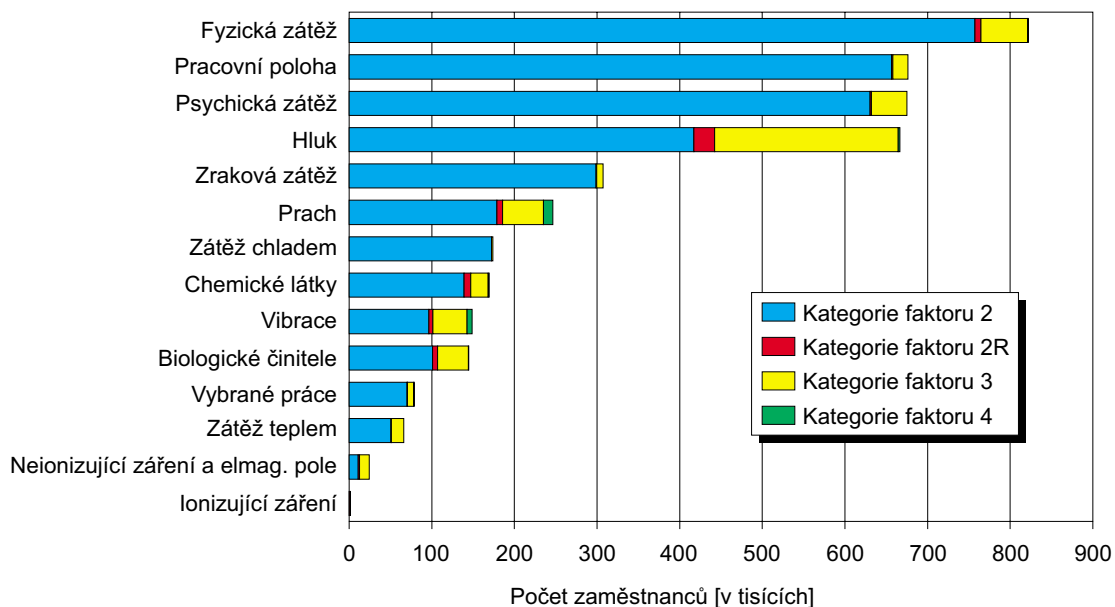
Kategorie: 2R – potenciálně riziková práce, 3 a 4 – riziková práce.
Data pocházejí z kategorizace prací a pracovišť KAPR.

Obr. 10.1b Počet zaměstnanců exponovaných rizikovým faktorům v kategoriích prací 2R + 3 + 4 na 100 000 zaměstnanců, stav k 17. 5. 2006

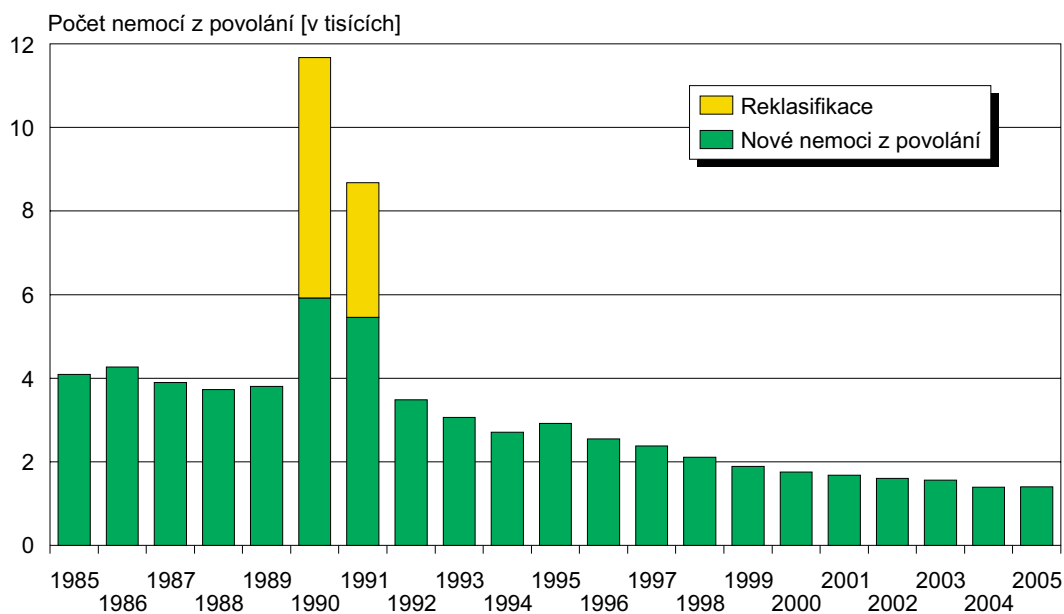


Kategorie: 2R – potenciálně riziková práce, 3 a 4 – riziková práce.
Data pocházejí z kategorizace prací a pracovišť KAPR.

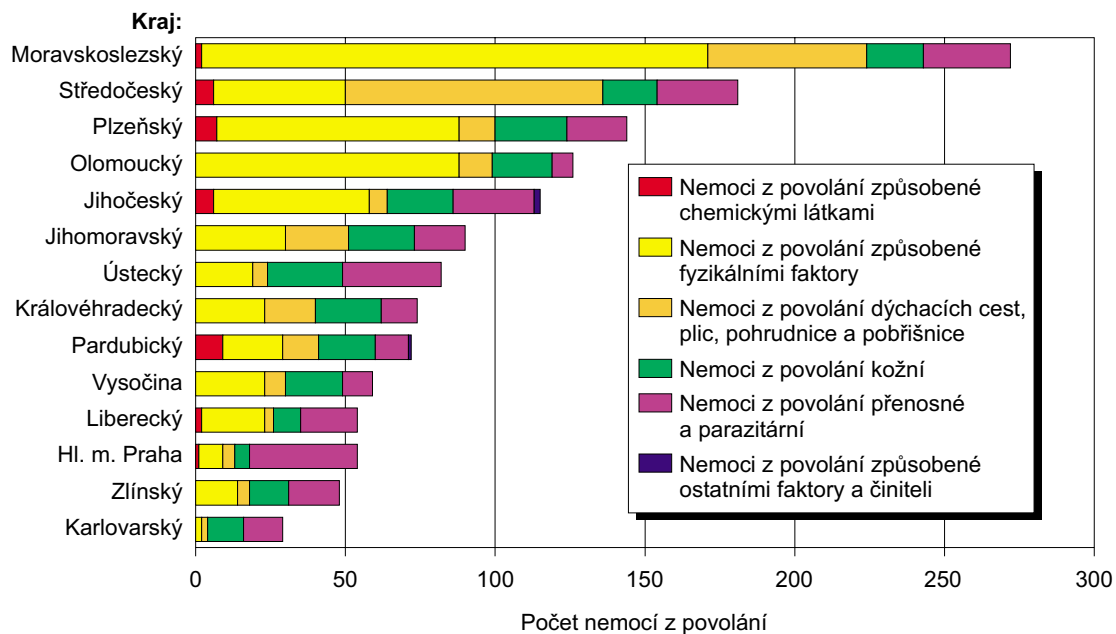
Obr. 10.1c Počet exponovaných zaměstnanců podle faktoru, stav k 17. 5. 2006



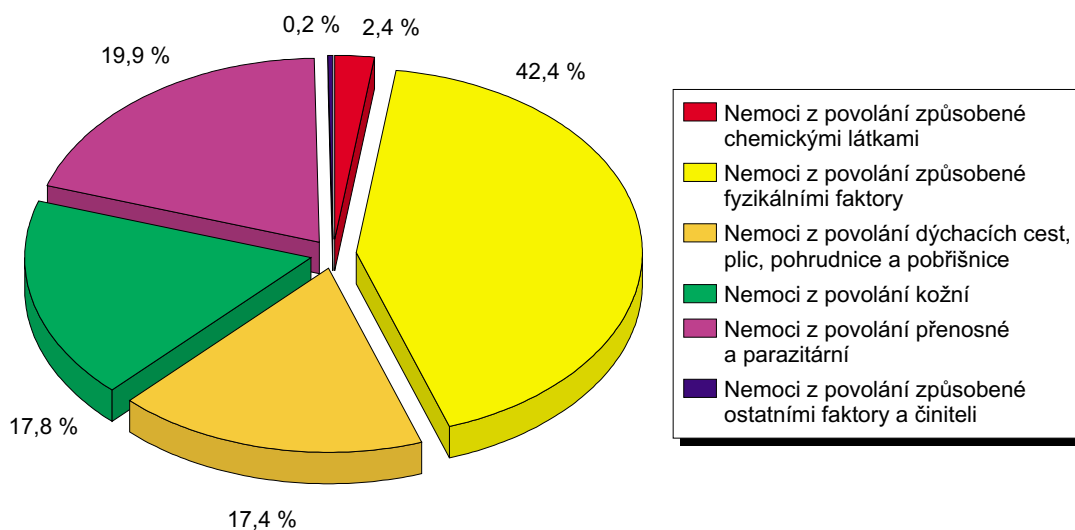
Obr. 10.2a Vývoj počtu nemocí z povolání v ČR, 1985–2005



Obr. 10.2b Nemoci z povolání v krajích, 2005



Obr. 10.2c Distribuce nemocí z povolání podle Seznamu nemocí z povolání, 2005



11. ZDRAVOTNÍ RIZIKA KONTAMINACE PŮDY MĚSTSKÝCH AGLOMERACÍ

11.1 Organizace monitorovacích aktivit

Subsystém zahrnuje monitorování kontaminace povrchové vrstvy městské půdy s cílem posoudit stupeň zdravotního rizika, vyplývajícího z expozice toxickým látkám z nezáměrné konzumace půdy a půdního prachu. Vzhledem k tomu, že největší riziko zvýšené expozice je u dětské populace předškolního věku, byl projekt zaměřen na hrací plochy mateřských škol.

Během monitorovacího období 2002–2004 bylo provedeno měření celkem ve 251 mateřských školách 15 měst, v roce 2005 byly provedeny odběry a hodnocení kontaminace půdy v 78 mateřských školách (MŠ) ve městech Příbram (N = 10), Benešov (N = 6), Mělník (N = 6), Žďár nad Sázavou (N = 6) a Ostrava (N = 50). Metodika odběru vzorků půdy byla stejná jako v předchozích letech: hloubka odběru 10 cm z pěti odběrových bodů v každé části školky, jež byly vybrány s přihlédnutím k nejčastějšímu pobytu dětí. Po homogenizaci vzorků z odběrových bodů byla provedena analýza kompozitních vzorků na vybrané škodliviny. Z každé školky tak vznikl jeden kompozitní vzorek povrchové vrstvy půdy.

11.2 Sledované faktory

Ve vzorcích povrchové vrstvy půdy na hracích plochách mateřských škol byly sledovány tyto faktory:

- kovy – olovo, chrom, arzen, kadmium, berylium, vanad, rtuť a měď,
- polycyklické aromatické uhlovodíky,
 - naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenanthren, anthracen, fluoranthen, pyren a benzo(g,h,i)perylene (neklasifikovatelné jako karcinogeny podle US EPA – ve skupině D),
 - chrysen, benzo(a)anthracen, benzo(b)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-c,d)pyren, di-benzo(a,h)anthracen (klasifikované US EPA jako karcinogeny – ve skupině A–C).

Vzorky povrchové půdy byly odebrány a zpracovány podle Standardních operačních postupů pro odběr, uchování a transport půd, a pro analytická stanovení vybraných kovů a polyaromatických uhlovodíků v půdách. Vzorky půdy pro chemickou analýzu byly odebírány v období květen–září 2005. Analýzy prvků byly prováděny metodou rentgenové fluorescence (RTF), kromě berylia a rtuti, které byly vyhodnoceny atomovou absorpční spektrometrií (AAS). Polyaromatické uhlovodíky byly analyzovány metodou vysokotlaké kapalinové chromatografie (HPLC) nebo metodou plynové chromatografie s hmotnostním detektorem (GC-MS).

11.3 Úroveň kontaminace povrchové půdy

11.3.1 Toxické kovy a stopové prvky

Koncentrace sledovaných kovů v povrchové vrstvě městské půdy se pohybovala v širokém rozmezí hodnot. Základní statistické parametry zjištěného obsahu monitorovaných kovů a metaloidů na hracích plochách ve školkách měst sledovaných v roce 2005 jsou obsahem tabulek 11.1 a 11.2. Uvedeny jsou také v současné době doporučované hygienické limity podle novely Vyhlášky MZ 135/2004 Sb. Srovnání obsahu kovů v povrchové vrstvě půdy mateřských škol v dosud sledovaných městech je přehledně zobrazen na obr. 11.1a až 11.1e.

Nejvyšší střední koncentrace **olova** v půdě sledovaných školek byla zjištěna podle očekávání v Příbrami, kde se hodnoty pohybovaly v rozmezí 120–1060 mg/kg. V ostatních městech byly většinou zjišťovány koncentrace do 100 mg olova/kg sušiny, několik jednotlivých školek tuto hodnotu překročilo (výrazněji v Rokycanech, kde byl v téže školce nalezen rovněž zvýšený obsah chromu a mědi), viz obr. 11.1a. Jako zvláštní případ se jeví MŠ v Českých Budějovicích, kde byla opakovaně nalezena vysoká hodnota obsahu olova v půdě, dosahující přibližně čtyřnásobku maxima v kontaminované oblasti Příbram; v této školce byla zjištěna rovněž vysoká hodnota obsahu rtuti.

Podle střední hodnoty obsahu **arzenu** v půdě školek je možno rozdělit města v zásadě do tří skupin – do nejvíce zatížené spadají města, kde se střední hodnota obsahu arzenu pohybuje od 30 do 50 mg/kg – Příbram, Benešov a Teplice. Středně zatíženou skupinu tvoří města, kde se střední hodnota pohybuje v rozmezí od 10 do 25 mg/kg – Strakonice, Plzeň, Rokycany, Ústí nad Labem, Liberec, Klatovy a Jablonec nad Nisou. V Liberci se vymyká jedna MŠ, kde byl zjištěn vůbec třetí nejvyšší obsah arzenu po dvou nejsilněji kontaminovaných školkách příbramských (obr. 11.1b). Do třetí skupiny by patřila ostatní sledovaná města; střední hodnoty obsahu arzenu v povrchové půdě se tam pohybují do 10 mg/kg sušiny.

Obsah **kadmia** byl pro obtíže s výší detekčního limitu použitých metod zpracován jen pro omezený okruh měst (obr. 11.1c). Nejvyšší obsah byl zjištěn ve školkách v Příbrami, kde hodnota mediánu činila 2,7 mg/kg, maximálně zatížená školka měla obsah kadmia v půdě ve výši 10 mg/kg sušiny. V ostatních hodnocených městech se střední koncentrace pohybovala většinou do 1 mg/kg, ojediněle byla tato hodnota mírně překročena.

Nejvyšší obsah **chromu** v půdě školek byl zjištěn v Benešově (medián 181 mg/kg), následně pak v Ústí nad Labem, Teplicích a Ostravě. V Teplicích byla nalezena vůbec maximální hodnota chromu (286 mg/kg) v MŠ, kde byl rovněž nalezen vysoký obsah vanadu (nejvyšší po MŠ v Ostravě). Obsah chromu ve školkách ostatních měst se pohyboval v rozmezí zhruba 10–80 mg/kg, s výjimkou MŠ v Rokycanech, kde obsah chromu dosáhl hodnoty 136 mg/kg (obr. 11.1d).

Nejvyšší střední hodnota koncentrace **rtuti** v povrchové vrstvě půdy 0,6 mg/kg byla zjištěna v Příbrami, kde se hodnoty ve školkách pohybovaly v rozpětí od 0,3 do 1 mg/kg. Druhá nejvyšší střední hodnota byla nalezena v Jablonci nad Nisou (0,4 mg/kg). Střední hodnoty v ostatních městech se pohybovaly kolem hodnoty 0,2 mg/kg a níže. Zvýšené koncentrace rtuti kolem 1 mg/kg a výše byly naměřeny ve čtyřech MŠ v Ostravě a jedné MŠ v Olomouci. Vysoká hodnota 7 mg/kg sušiny byla nalezena v MŠ v Českých Budějovicích.

Koncentrace **beryllia** se pohybovaly v rozpětí hodnot mezi detekčním limitem a maximálně zjištěnou koncentrací 4,3 mg/kg v MŠ v Ostravě. Nižší koncentrace byly nalezeny v Ústí nad Labem, Liberci a Žďáru nad Sázavou.

Obsah **vanadu** v půdách školek se pohybuje v rozpětí 12,5–224 mg/kg. Nejvyšší obsah byl nalezen ve školkách v Ústí nad Labem a Benešově.

11.3.2 Polyaromatické uhlovodíky

Výsledky stanovení polycyklických aromatických uhlovodíků v povrchové půdě mateřských škol jsou uvedeny v tabulce 11.2, která obsahuje základní statistické parametry pro polycyklické aromatické uhlovodíky klasifikované US EPA jako karcinogenní.

Koncentrace benzo(a)pyrenu se pohybovaly ve vzorcích povrchové půdy školek od hodnot pod mezí detekce do maximální hodnoty téměř 3,5 mg/kg, zjištěné ve školce v Ostravě. V Ostravě byla

také zjištěna nejvyšší střední hodnota benzo(a)pyrenu (0,54 mg/kg). Naopak nejnižší střední hodnota byla zjištěna v půdě školek v Plzni. Doporučený hygienický limit benzo(a)pyrenu 0,1 mg/kg byl překročen ve většině školek, viz obr. 11.2.

Vzhledem k nižšímu zdravotnímu riziku benzo(a)anthracenu (vyšší doporučené limitní koncentraci ve srovnání s benzo(a)pyrenem) vyznívá znečištění tímto zástupcem PAU relativně příznivěji. Chrysen má nízko položený navržený limit, srovnání s limitem je tedy nepříznivé. Ve srovnání s vyšší hygienického limitu zdravotně nejzávažnějšího zástupce PAU benzo(a)pyrenu se nabízí otázka přehodnocení navržené limitní hodnoty. Ostatní zástupci polyaromatických uhlovodíků s karcinogenním účinkem nemají navržený hygienický limit, charakteristiky koncentrací jsou obsaženy v tabulce 11.2.

Podíl karcinogenních PAU na toxickém ekvivalentu benzo(a)pyrenu (TEQ BaP) je obsažen v obr. 11.3. Nejvyšší podíl má benzo(a)pyren (62 %), s odstupem druhé nejvyšší zastoupení má di-benz(a,h)anthracen (18 %). Rozpětí koncentrací 16ti zástupců polyaromatických uhlovodíků zjištěných ve školkách sledovaných měst je zobrazeno na obr. 11.4. Nejvyšší zastoupení má fluoranthen a pyren, naopak nejnižší acenaftylen, naftalen a acenaften. V jednotlivých městech je relativní podíl zástupců PAU mírně odlišný v závislosti na zdrojích polyaromatických uhlovodíků, zejména Ostrava se odlišuje od ostatních měst vyšším podílem anthracenu a fluorenu a naopak nižším podílem benzo(g,h,i)perylenu.

11.4 Zdravotní rizika nezáměrné konzumace půdy

Koncentrace toxických kovů a vybraných PAU v půdách mateřských škol v rámci subsystému VIII je možno použít jako podklad pro odhad zdravotního rizika při nezáměrné konzumaci půdy u dětské populace předškolního věku.

Zdravotní závažnost kontaminace povrchové půdy kovy lze vyjádřit jako potenciální podíl na celkové orální expozici při nezáměrném požívání půdy a půdního prachu, tzn. příspěvkem k expozici dietární. Vztah mezi odhadnutou expozicí a expozičním limitem (doporučeným Světovou zdravotnickou organizací WHO – PTWI, PMTDI, TDI apod.) či referenční dávkou RfD (stanovenou agenturou US EPA) vyjadřuje také tzv. Index nebezpečnosti (Hazard Index – HI), kdy překročení hodnoty 1 znamená vyšší přívod látky nežli přívod přijatelný.

Při hodnocení zdravotní závažnosti je třeba vést v patrnosti, že faktory určující expozici jsou zatíženy značnou mírou nejistoty. K faktorům nejistot odhadu expozice lze počítat individuální výši nezáměrné konzumace půdy a půdního prachu, různou míru biologické dostupnosti sledovaných látek v půdě apod.

11.5 Dílčí závěry

Z výsledků monitoringu povrchové vrstvy půdy městských aglomerací je patrné, že zdravotně významnými anorganickými kontaminanty při nezáměrné konzumaci půdy mohou být arzen a olovo, jejichž koncentrace překračovaly návrhy limitů pro nekontaminovanou půdu ve všech městech vždy ve velké většině školek. Pro tyto kovy byl také zjištěn teoreticky nejvyšší denní přívod při nezáměrné konzumaci půdy dětmi. Vysoké zatížení olovem bylo potvrzeno v Příbrami. Vyšší zatížení arzenem bylo nalezeno v Příbrami a Benešově. V Příbrami byly nalezeny také vysoké koncentrace kadmia, v Benešově ještě chromu a vanadu.

Zdravotní riziko expozice polyaromatickým uhlovodíkům neklasifikovatelným podle US EPA jako karcinogenní bylo nalezeno nízké. Pokud se týká polyaromatických uhlovodíků s karcino-

genním účinkem, doporučený maximální obsah benzo(a)pyrenu, který je považován za zdravotně nejzávažnější zástupce PAU, byl překročen ve většině školek. Doporučený obsah benzo(a)anthracenu v půdě byl překročen ojedinele.

Výsledky subsystému VIII slouží v rámci screeningu horní vrstvy půdy odebírané na hracích plochách mateřských škol pro hodnocení potenciálního rizika z nezáměrné konzumace půdy. Při použití rezidenčního scénáře nevyjadřují výstupy výpočtů míru reálného rizika pro děti v mateřských školách, s jejich specifickým expozičním scénářem. Nicméně na odběrová místa (školký) s nalezeným vysokým obsahem sledovaných látek bude zaměřena pozornost a z pohledu předběžné opatrnosti tam budou doporučena opatření.

Tab. 11.1 Koncentrace prvků v povrchové vrstvě půdy mateřských škol ve městech Systému monitorování, 2005

	Koncentrace prvků (mg/kg)							
	Olovo	Arzen	Kadmium	Chrom	Rtuť	Berylium	Vanad	Měď
Doporučený limitní obsah pro nekontaminované půdy v ČR	50	10,0	0,30	85	0,30	1,50	80,0	45
Příbram N = 10								
Medián	323,5	45,1	2,74	60,1	0,62	2,00	91,2	40,0
Aritmetický průměr	422,1	53,1	3,53	58,2	0,60	2,21	85,6	40,8
X_{max}	1 060,0	97,3	9,96	67,6	1,04	3,40	98,0	71,1
X_{min}	121,0	18,8	1,12	41,8	0,30	1,40	56,4	22,7
Směrodatná odchylka	277,6	24,8	2,51	8,7	0,25	0,64	12,5	15,0
Benešov N = 6								
Medián	27,7	39,5	0,30	181,0	0,15	2,10	140,5	39,1
Aritmetický průměr	40,0	38,4	0,37	165,3	0,14	2,27	131,1	40,5
X_{max}	86,0	72,0	0,52	223,0	0,20	3,50	169,0	53,6
X_{min}	22,8	16,2	0,30	78,0	0,06	1,60	82,5	28,0
Směrodatná odchylka	22,6	17,6	0,10	58,7	0,06	0,64	28,0	7,9
Mělník N = 6								
Medián	30,6	9,8	0,33	27,2	0,16	–	22,5	17,2
Aritmetický průměr	32,0	8,8	0,36	26,1	0,21	–	22,1	25,9
X_{max}	43,8	11,2	0,51	34,2	0,45	–	28,6	76,9
X_{min}	23,0	5,2	0,30	17,8	0,11	–	12,5	12,2
Směrodatná odchylka	7,9	2,5	0,08	6,6	0,11	–	4,9	22,9
Žďár nad Sázavou N = 6								
Medián	33,4	8,6	0,35	55,8	0,10	0,70	62,5	17,2
Aritmetický průměr	35,9	7,7	0,35	54,8	0,14	0,70	65,0	19,3
X_{max}	53,9	10,4	0,41	69,6	0,26	0,80	108,0	36,8
X_{min}	27,7	3,4	0,30	30,1	0,06	0,60	29,6	8,4
Směrodatná odchylka	8,5	2,5	0,05	12,4	0,08	0,06	23,5	9,3
Ostrava N = 50								
Medián	39,4	8,3	0,62	62,0	0,13	1,82	62,0	26,0
Aritmetický průměr	48,3	9,7	0,73	69,5	0,24	1,90	72,2	32,6
X_{max}	138,0	22,8	1,53	147,0	1,20	4,32	185,0	120,0
X_{min}	19,2	4,6	0,30	42,4	0,02	0,77	34,8	12,6
Směrodatná odchylka	26,7	3,8	0,30	22,9	0,27	0,71	30,2	20,9

N – počet sledovaných školek

X_{max} – maximální zjištěná koncentrace ze sledovaných školek

X_{min} – minimální zjištěná koncentrace ze sledovaných školek

Tab. 11.2 Koncentrace polyaromatických uhlovodíků klasifikovaných US EPA jako karcinogenní (skupina A–C) v povrchové vrstvě půdy mateřských škol měst Systému monitorování, 2005

	Koncentrace PAU (mg/kg)						
	Benzo(a)-anthracen	Benzo(b)-fluoranthen	Benzo(k)-fluoranthen	Benzo(a)-pyren	Indeno-(1,2,3-c,d)-pyren	Di-benzo(a,h)-anthracen	Chrysen
Doporučené limity pro obsah v nekontaminovaných půdách v ČR	1	L	L	0,1	L	L	0,01
Příbram N = 10							
Medián	0,367	0,427	0,030	0,220	0,046	0,007	0,445
Aritmetický průměr	0,692	0,463	0,151	0,329	0,139	0,011	0,840
X_{max}	3,275	1,172	1,172	1,260	0,901	0,059	4,208
X_{min}	0,060	0,079	PMD	0,095	PMD	PMD	PMD
Směrodatná odchylka	0,896	0,266	0,345	0,327	0,260	0,017	1,205
Benešov N = 6							
Medián	0,050	0,094	0,056	0,102	0,053	PMD*	0,109
Aritmetický průměr	0,071	0,162	0,085	0,155	0,088		0,176
X_{max}	0,136	0,347	0,175	0,307	0,176		0,367
X_{min}	0,025	0,076	0,039	0,084	0,041		0,073
Směrodatná odchylka	0,048	0,108	0,054	0,089	0,057		0,114
Mělník N = 6							
Medián	0,661	0,101	0,050	0,083	0,033	0,011	0,084
Aritmetický průměr	0,946	0,115	0,062	0,097	0,038	0,018	0,114
X_{max}	2,918	0,251	0,162	0,228	0,063	0,056	0,337
X_{min}	0,223	0,037	0,022	PMD	PMD	PMD	0,040
Směrodatná odchylka	0,903	0,069	0,046	0,063	0,018	0,017	0,102
Žďár nad Sázavou N = 6							
Medián	0,205	0,247	0,118	0,200	0,217	0,026	0,154
Aritmetický průměr	0,205	0,243	0,112	0,192	0,218	0,042	0,148
X_{max}	0,293	0,367	0,164	0,291	0,362	0,121	0,196
X_{min}	0,119	0,066	0,061	0,101	0,115	0,014	0,087
Směrodatná odchylka	0,066	0,101	0,037	0,067	0,083	0,036	0,039
Ostrava N = 50							
Medián	0,580	0,574	0,281	0,544	0,490	0,051	0,399
Aritmetický průměr	0,774	0,748	0,368	0,690	0,669	0,106	0,682
X_{max}	3,490	3,710	1,950	3,510	3,580	0,594	2,820
X_{min}	0,012	0,089	0,036	0,063	0,032	0,010	0,059
Směrodatná odchylka	0,746	0,705	0,373	0,685	0,680	0,126	0,687

N – počet sledovaných školek

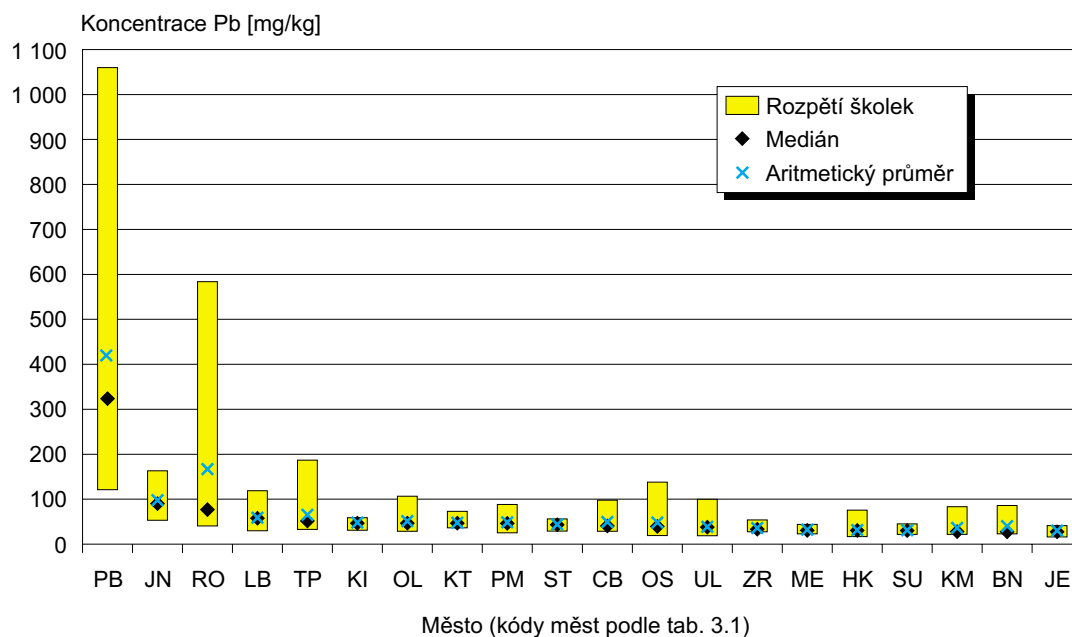
L – limit není navržen

X_{max} – maximální zjištěná koncentrace ze sledovaných školek

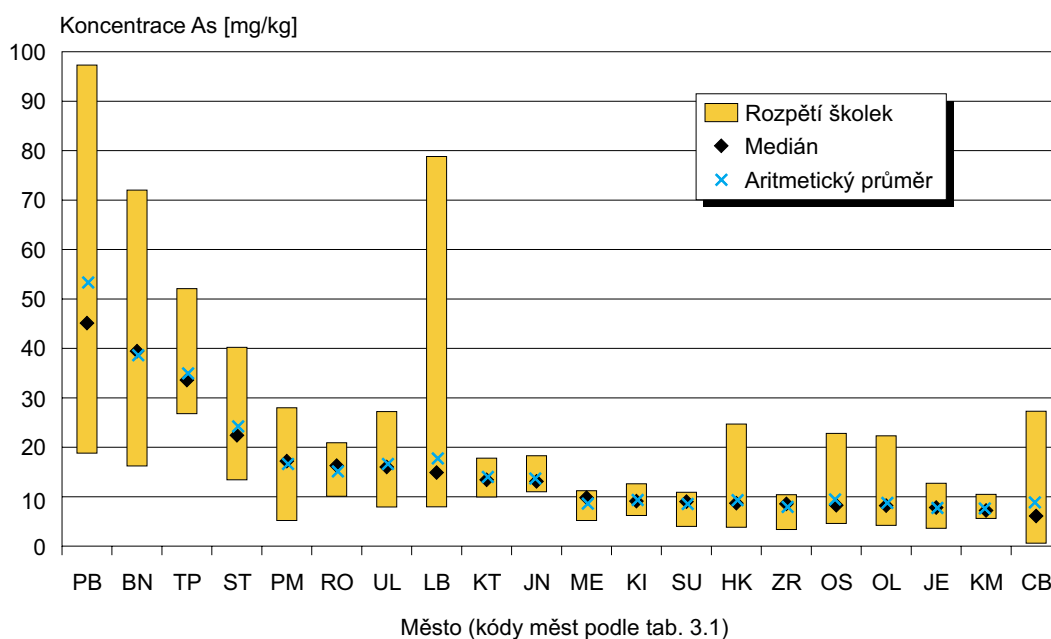
X_{min} – minimální zjištěná koncentrace ze sledovaných školek

PMD* – více než polovina stanovení pod mezí detekce

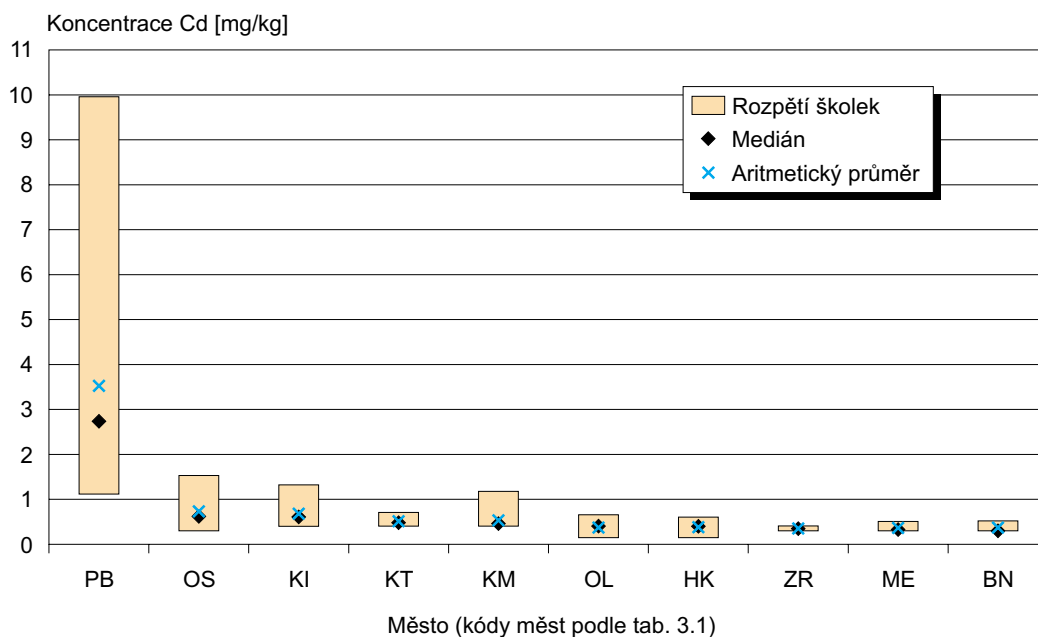
Obr. 11.1a Obsah olova v povrchové vrstvě půdy mateřských škol



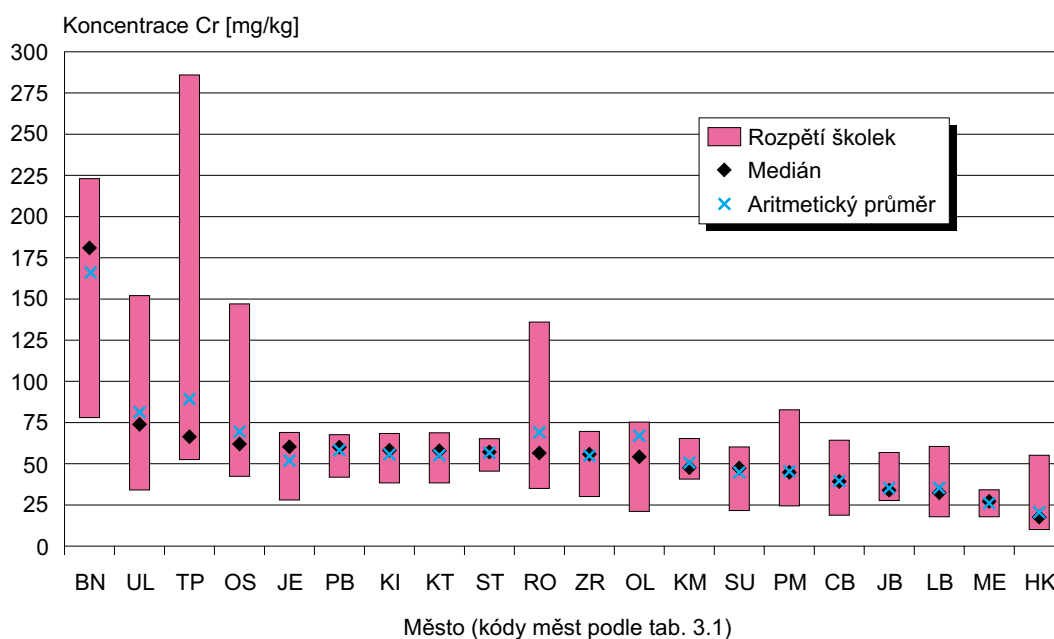
Obr. 11.1b Obsah arzenu v povrchové vrstvě půdy mateřských škol



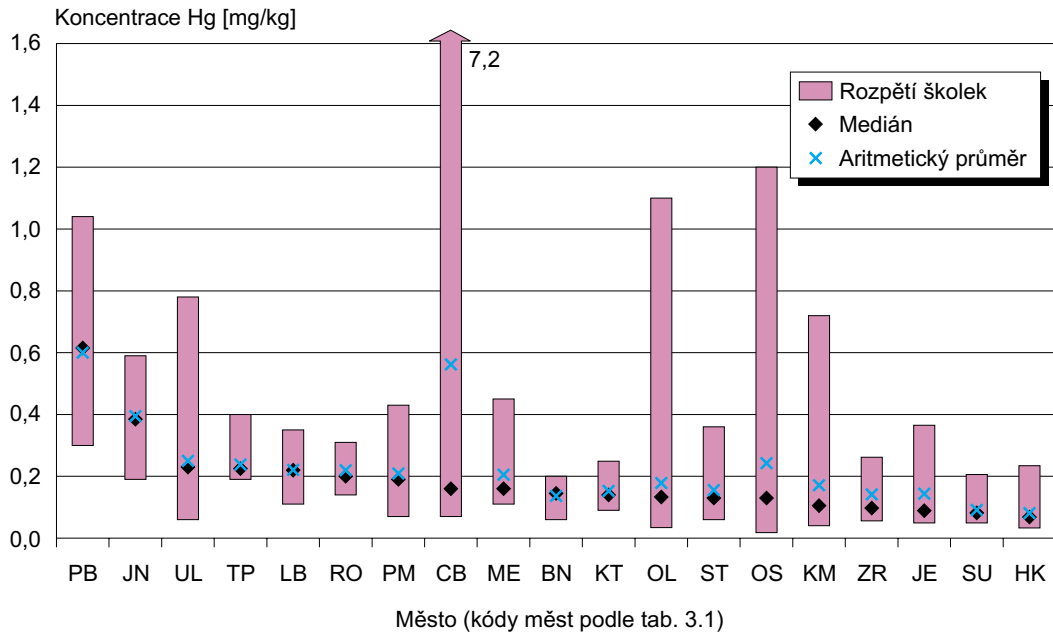
Obr. 11.1c Obsah kadmia v povrchové vrstvě půdy mateřských škol



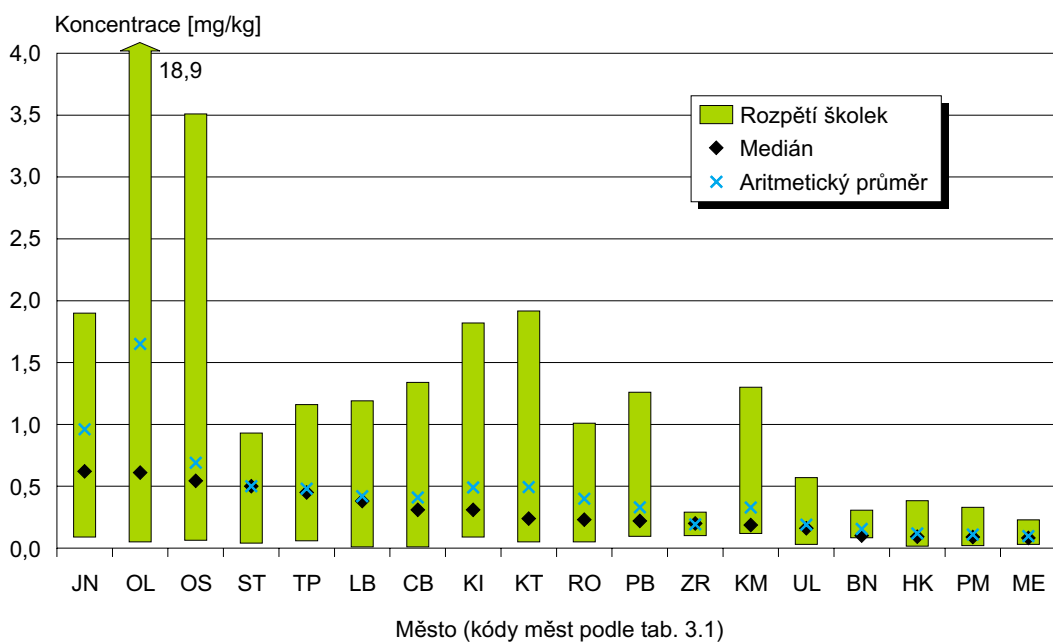
Obr. 11.1d Obsah chromu v povrchové vrstvě půdy mateřských škol



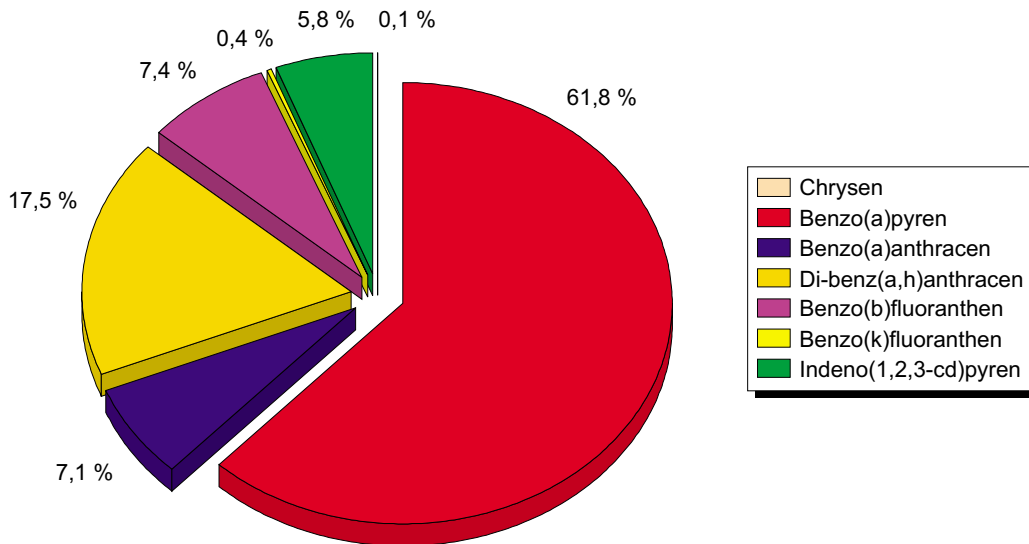
Obr. 11.1e Obsah rtuti v povrchové vrstvě půdy mateřských škol



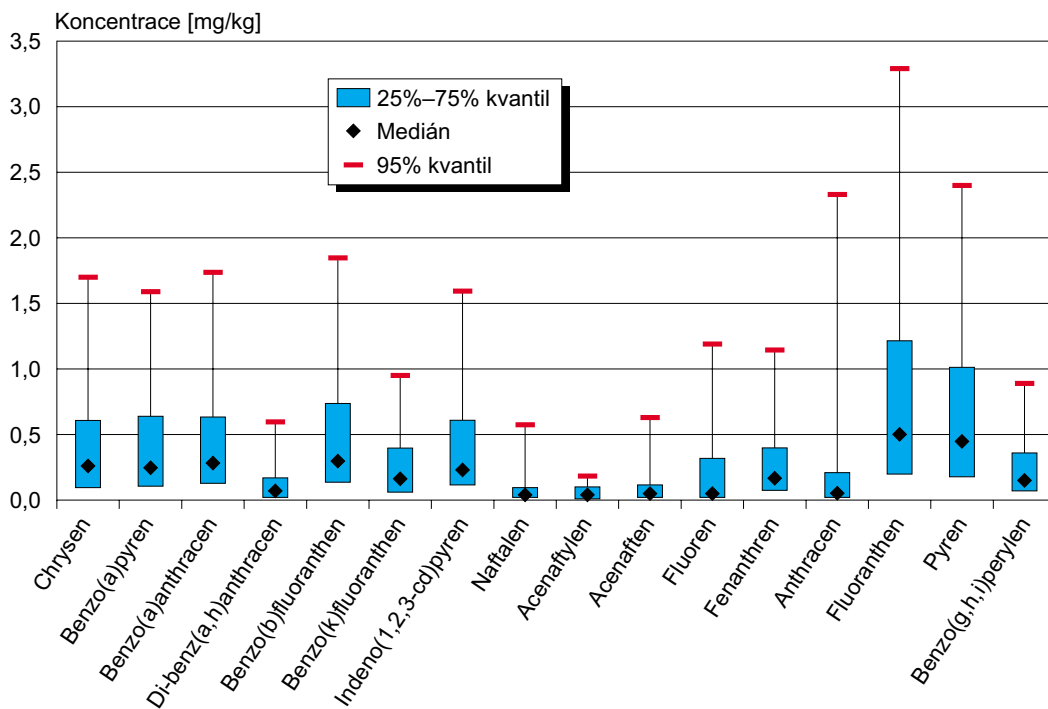
Obr. 11.2 Obsah benzo(a)pyrenu v povrchové vrstvě půdy mateřských škol



Obr. 11.3 Podíl karcinogenních PAU na toxickém ekvivalentu benzo(a)pyrenu (TEQ BaP), založeno na mediánové hodnotě 273 lokalit



Obr. 11.4 Koncentrace 16 polyaromatických uhlovodíků v povrchové vrstvě městské půdy, celkem 273 lokalit



12. ZÁVĚRY

Výsledky Systému monitorování zdravotního stavu obyvatel ČR ve vztahu k životnímu prostředí za rok 2005 představují ucelenou standardní sadu informací, které byly získány souborem monitorovacích aktivit dvanáctého roku provozu. Jsou důležitým materiálem pro orgány státní správy při řízení a kontrole zdravotních rizik i cennou informací pro širokou veřejnost, usnadňující aktivní přístup k ochraně zdraví. Svou komplexností představují také podklad pro objektivní informování ostatních zemí Evropy a celého světa z pohledu obchodních a kulturních kontaktů, neboť dokumentují míru znečištění sledovaných složek životního prostředí a návazně úroveň zdravotního stavu české populace.

Nejvýraznější zdravotní zátěž z městského ovzduší představují látky, jejichž emise jsou spojeny s dopravou. Jedná se především o suspendované částice frakce PM₁₀ (v roce 2005 bylo vystaveno potenciální expozici překračující imisní limity 81 % obyvatel monitorovaných měst), oxid dusičitý (nadlimitním koncentracím bylo exponováno 35 % obyvatel monitorovaných měst), benzo(a)pyren (koncentrace na většině měřicích stanic dlouhodobě překračují imisní limity) a také benzen. Toxické kovy se v běžném městském ovzduší nevyskytují v nadlimitním množství, jejich zdravotní význam je malý.

Odhad populačního rizika zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění v důsledku expozice vybraným látkám s karcinogenním účinkem z venkovního ovzduší činil pro rok 2005 téměř 7 přídatných případů na 3,32 milionů obyvatel monitorovaných měst. Pro celoživotní expozici (70 let) koncentrační hladině zjištěné v roce 2005 by to znamenalo 481 přídatných nádorových onemocnění. Nejvyšší podíl na zvýšení rizika má ze sledovaných karcinogenů benzo(a)pyren.

Kvalita pitné vody z veřejných vodovodů nedošla v období let 2002–2005 výraznějších změn. Z celkového počtu přes 800 tisíc hodnot ukazatelů jakosti získaných v roce 2005 byly limity zdravotně významných ukazatelů překročeny v 0,3 %. Nejvýznamnější zdravotní zátěž obyvatel ČR zásobovaných z veřejných vodovodů představují dusičnany; expozice dosahuje hodnoty 6 % expozičního limitu při konzumaci 1 litru pitné vody denně. Expozice mírně nad 1 % expozičního limitu byla zjištěna u chloroformu.

Konzumace pitné vody mohla teoreticky přispět k ročnímu zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorových onemocnění v ČR dvěma přídatnými případy.

Chronická expozice chemickým látkám z konzumace potravin pro průměrnou osobu nepřekračovala expoziční limity a lze ji hodnotit jako poměrně příznivou. V nedostatečné míře jsou zastoupeny některé esenciální prvky jako vápník, draslík, hořčík, měď a železo.

Frekvence záhytu GM surovin – Roundup Ready sóji v sojových bobech a v sojových výrobcích – byla srovnatelná s předchozími lety. Poprvé byl detekován transgen MON 810 v kukuřičné mouce.

Koncentrace cizorodých i benefitních látek v biologickém materiálu získaném v nově sledovaných lokalitách ČR jsou v souladu s hodnotami zjišťovanými v předchozím monitorovacím období 1994–2003. Potvrzena byla zlepšující se saturace selenem v dospělé populaci a sestupný trend zátěže u skupiny persistentních chlorovaných organických látek (polychlorované bifenyly, DDT, hexachlorbenzen).

Po několika letech stagnace došlo opět k vzrůstu střední délky života obyvatel ČR u obou pohlaví, mezi postkomunistickými zeměmi zaujímá ČR jedno z předních míst. Ve srovnání se státy původní EU15 je naděje dožití nižší přibližně o tři roky.

Pro látky s mutagenními a karcinogenními účinky nelze vzhledem k bezprahovosti jejich působení stanovit bezpečnou koncentraci, resp. expoziční limit, pouze společensky přijatelnou hranici míry výše zdravotního rizika. U řady chemických látek nejsou zatím podrobně známy a prokázány negativní účinky na zdraví, přestože o nich existuje důvodné podezření. Z těchto důvodů je třeba snižovat, eventuelně udržet expozice populace těmto látkám na tak nízké úrovni, jak je to (rozumně) možné.

Aby bylo možno uplatňovat strategii snižování zátěže ze životního prostředí v těch oblastech, kde je to skutečně nejpotřebnější, je nezbytné systematické sledování výskytu zdraví škodlivých látek v životním prostředí a již projevených zdravotních efektů, doplněné o odhady pravděpodobných zdravotních rizik z monitoringem zjištěných skutečností. Monitorování životního prostředí a zdraví tak napomůže k postupnému dosahování srovnatelné úrovně expozice cizorodým látkám a srovnatelných parametrů zdravotního stavu se zeměmi Evropské unie a k zajištění podmínek trvale udržitelného života.

13. POUŽITÉ POJMY A ZKRATKY

ADI – acceptable daily intake, přijatelný denní přívod, srovnatelný s výrazem tolerable daily intake (tolerovatelný denní přívod, TDI). Expoziční limit je obvykle vyjádřený v mikrogramech kontaminantu na den a jednotkovou tělesnou hmotnost.

AIM – Automatizovaný imisní monitoring.

ARO – akutní respirační onemocnění.

Basální populační minimum – minimální požadavek na přívod sledované látky *E* (nutrient, mikronutrient), který je potřebný k prevenci patologicky relevantních a klinicky diagnostikovatelných poruch, jež jsou ovlivňovány látkou *E* (WHO 1996).

Biomarker – jakýkoliv měřitelný znak v biologickém systému, který odráží interakci organismu a faktorů prostředí. Rozeznáváme biomarkery expozice, efektu a citlivosti (viz např. Environment Health Criteria 155, 1993).

BMI – body mass index = tělesná hmotnost/(tělesná výška)² (kg/m²).

CI – interval spolehlivosti – (konfidenční interval) podává informaci o tom, jaký interval se spolehlivostí 1 – p (p je hladina významnosti) bude obsahovat aspoň P podíl rozdělení náhodné veličiny. Např. interval, který bude obsahovat 90 % hodnot s 95% pravděpodobností. Je definován jednostranný a dvoustranný interval okolo aritmetického průměru.

ČHMÚ – Český hydrometeorologický ústav.

ČIA – Český institut pro akreditaci.

ČSÚ – Český statistický úřad.

ČSN EN ISO/ICE 17 025 – norma již se stanovují všeobecné požadavky na způsobilost zkušebních a kalibračních laboratoří. Nahrazuje ČSN 45001 – Všeobecná kritéria pro činnost zkušebních laboratoří.

Dávka – množství látky přijaté sledovaným objektem (člověkem, zvířetem).

EPIDAT – informační systém pro evidenci epidemiologických údajů o infekčních onemocněních v České republice.

Expozice – kontakt fyzikálního, chemického a biologického faktoru (kontaminantu, cizorodé látky) s vnějšími hranicemi organismu.

Expoziční limity – jsou definovány komisí JECFA FAO/WHO jako ADI (přijatelný denní přívod), PTWI (provizorní tolerovatelný týdenní přívod), PMTDI (provizorní maximální tolerovatelný denní přívod) nebo organizací US EPA jako RfD (referenční dávka). V některých případech nedošlo ke stanovení expozičního limitu, který by byl mezinárodně uznáván. Pak je dočasně užíván TDI (tolerovatelný denní přívod) na národní nebo mezinárodní úrovni. Obecný význam expozičních limitů: daná expoziční dávka, která při každodenním přívodu po dobu předpokládaného života člověka nebude mít statisticky průkazné škodlivé účinky (nedojde ke zvýšení rizika poškození zdraví).

EU – Evropská unie.

FAO – Food and agriculture organization – Organizace pro potraviny a zemědělství při WHO.

Fotochemická reakce – chemická přeměna vyvolaná působením absorpce záření reakční soustavou, zde nepříznivý vznik ozónu v přízemní vrstvě vzduchu.

Genotoxická látka – substance se schopností vyvolat různé typy poškození genomu buňky, které mohou vést ke změně přenosu genetických informací.

Glykémie – hladina cukru v krvi.

Hodnocení kvality životních podmínek – plošné hodnocení oblastí (okresů) podle hygienické úrovně prostředí, sociálního prostředí a úmrtnosti. Škála: relativně vysoká úroveň – A, nadprůměrná – B, většinou podprůměrná – C, extrémně narušená – D.

HS – hygienická služba.

Hodnocení kvality životního prostředí – zpracované pro sídla podle hygienické úrovně prostředí a krajinářské a urbanistické pohody. Škála: prostředí vysoké úrovně – I, vyhovující – II, narušené – III, silně narušené – IV, extrémně narušené – V.

IH_d – limitní 24 hodinová koncentrace kontaminantu v ovzduší (denní imisní limit), vyjádřená v mikrogramech na kubický metr. V případě azbestu v počtu vláken na tentýž objem.

IH_r – limitní roční koncentrace kontaminantu v ovzduší (roční imisní limit), vyjádřená v mikrogramech na kubický metr. V případě azbestu v počtu vláken na tentýž objem.

IIS ŽP – Integrovaný informační systém životního prostředí.

IKO_R – Index kvality ovzduší. Parametr, který srovnává zjišťované koncentrace kontaminantů s příslušnými limitními hodnotami a převádí je do škály, která charakterizuje stav ovzduší v šesti úrovních. Pro IKO_R: 0–1 je ovzduší čisté, 1–2 vyhovující, 2–3 mírně znečištěné, 3–4 znečištěné, 4–5 silně znečištěné a 5–6 ovzduší zdraví škodlivé. Bere v úvahu dlouhodobou expozici obyvatelstva monitorovaným kontaminantům v rozsahu ročních imisních charakteristik.

Index nepřímé standardizace – ukazatel, který porovnává skutečný a očekávaný počet případů onemocnění v exponované populaci. Obvykle se vyjadřuje v procentech a ukazuje o kolik procent je skutečná incidence větší nebo menší než incidence standardní populace (100 %).

Incidence – počet nově vzniklých onemocnění, např. na 1000 nebo 100 000 obyvatel za definované období.

IRIS – toxikologická databáze US EPA (Integrated Risk Information System).

JECFA – Spojená komise pro hodnocení potravinářských aditiv.

Karence – porucha výživy z nedostatku některé potřebné látky v potravě.

KHS – Krajská hygienická stanice.

Klastogenní účinek – schopnost látky nebo jejich směsí vyvolávat zlomy chromozómů.

Kongener – člen nějaké skupiny, v tomto případě izomerů. Izomery jsou chemické látky stejného empirického (procentního) složení a se stejnou molekulovou hmotností, které se liší některými fyzikálními nebo chemickými vlastnostmi, protože mají jiné uspořádání atomů v molekule.

Korelace – podává informaci o statistické závislosti mezi určitými vlastnostmi souboru. Hypotézu, že zkoumaná vlastnost není statisticky korelována (je náhodně rozdělena) lze testovat na zvolené hladině významnosti (zde obvykle 5 %).

Kritická hodnota – zde hodnota udávající, že bylo dosaženo limitní hodnoty přípustné koncentrace nebo hodnoty expozičního limitu či expoziční dávky, signalizace rizika možného zdravotního poškození v populačním měřítku.

KTJ – kolonii tvořící jednotka.

Kvantil (p – procentní) – hodnota, pro kterou je kumulativní distribuční funkce souboru rovna právě p % (50% kvantil = medián).

L_{Aeq} – trvale ekvivalentní hladina akustického tlaku v charakteristice A vyjádřená v decibelech (dB).

LH – typy limitních hodnot kontaminantů používané při sledování kvality pitné vody. V příloze uvádíme NMH (1), MH (2) a MHPR (3).

Limit – nejmenší nebo nejvyšší přípustné množství, krajní mez. Jeho nedosažení nebo překročení je důvodem k přijetí nápravného opatření.

L₉₀ – 90-ti % pravděpodobnostní hladiny akustického tlaku v charakteristice A popisující trvalou hlučnost v jednotlivých místech.

LOAEL – nejnižší zjištěná zdravotně účinná koncentrace (lowest observed adverse effect level).

Malnutrice – nesprávná, nevyvážená výživa, které chybí některé nepostradatelné složky.

Medián – viz kvantil, obvykle je to hodnota prostředního prvku souboru uspořádaného podle velikosti.

Metabolit – produkt biochemické reakce, která je součástí celkového metabolismu živé soustavy.

Metaloid – nekovový prvek, který má některé vlastnosti kovů.

Mez detekce (M. D.) – nejmenší koncentrace látky, kterou lze ještě identifikovat, změřit a uvést s 99% pravděpodobností. Je stanovována analýzou slepého pokusu a je to taková koncentrace analytu, jehož odezva je ekvivalentní průměrné odezvě slepého pokusu plus trojnásobek odhadu směrodatné odchylky.

Mez stanovitelnosti (M. S.) – je nejnižší koncentrace analytu, jež může být stanovena s přijatelným stupněm správnosti a přesnosti. Obvykle je to nejnižší bod kalibrační křivky při vyloučení slepého pokusu.

Mezikvartilové rozpětí – rozpětí dané 75%ním a 25%ním kvantilem, obsahuje 50 % hodnot sledovaného výběru.

Míra incidence – počet nově hlášených onemocnění v časovém intervalu (např. rok) na 100 000 obyvatel.

Míra fatality (smrtnosti) – počet zemřelých na danou nemoc v určitém časovém intervalu ke střednímu stavu nemocných na danou nemoc.

MKN – Mezinárodní klasifikace nemocí. V současné době platí 10. revize.

MH – mezní hodnota je hodnota ukazatele jakosti, většinou horní hranice rozmezí přípustných hodnot. Při jejím překročení ztrácí voda vyhovující jakost v ukazateli, jehož hodnota byla překročena.

MHRR – mezní hodnota referenčního rizika je hodnota ukazatele jakosti, zpravidla pozdních toxických účinků (karcinogen, mutagen), odvozená na principu bezprahového působení, která vyvolá u populace 100 000 průměrných spotřebitelů při celoživotní konzumaci jeden případ úmrtí navíc.

MZ – Ministerstvo zdravotnictví.

NMH – nejvyšší mezní hodnota je hodnota ukazatele jakosti, jejíž překročení mimo podmínky stanovené příslušným orgánem vylučuje užití vody jako pitné.

Normativní populační minimum – takový přívod sledované látky *E* (nutrient, mikronutrient), který slouží k udržení tkáňových nebo jiných rezerv látky *E* (WHO 1996).

Nutrient – výživný prostředek posilující organismus, zde vztaženo k chemickým prvkům, jejichž přítomnost v poživatinách je důležitá pro zabezpečení vyvážené potravy.

OR – odds ratio (poměr šancí) – vyjadřuje kolikrát má sledovaný jev větší nebo menší šanci výskytu ve sledované populaci. Např. ve Zdravotním dotazníku (subsystém VI) bylo při porovnávání výskytu daného jevu mezi městy za referenční hladinu považováno město s jeho nejmenším výskytem. Odds ratio pro ostatní města potom vyjadřuje kolikrát je v těchto městech větší šance výskytu daného faktoru vůči městu, kde se sledovaný faktor vyskytuje nejméně. Při porovnání obou pohlaví byli za referenční hladinu považováni vždy muži. V tomto případě pak odds ratio vyjadřuje kolikrát se daný faktor vyskytuje mezi ženami častěji. Pro každé odds ratio je obvykle uvedena hodnota hladiny významnosti (*p*), na které byl statisticky významný rozdíl zaznamenán. Obdobně se postupuje i při hodnocení výsledků výskytu alergických onemocnění či zpracování dalších dotazníkových šetření.

Organoleptika – metoda smyslového posuzování pitné vody, poživatin apod. na odborném základě.

Otravy z potravin – ke vzniku onemocnění dochází přenosem potravinou, která je kontaminována toxiny bakterií, které se vyskytují ve střevním traktu zdravých zvířat resp. při hnisavých procesech u člověka. Sem přísluší: botulismus, intoxikace toxiny *Staphylococcus aureus*, *Cl. perfringens* typu A a *Bacillus cereus*.

PAU – polycyklické aromatické uhlovodíky.

PK – přípustná koncentrace kontaminantu v ovzduší.

PM₁₀ – suspendované částice v ovzduší, které projdou velikostně-selektivním vstupním filtrem, vykazujícím pro aerodynamický průměr 10 μm odlučovací účinnost 50 %.

PMTDI – provisional maximum tolerable daily intake, provizorní maximální tolerovatelný denní přívod. Expoziční limit vyjádřený v mikrogramech kontaminantu na den a jednotkovou tělesnou hmotnost. Používán pro kontaminanty bez schopnosti kumulace.

Prevalence – počet evidovaných nemocných např. na 100 000 obyvatel k definovanému datu.

Přímá standardizace (ASR – Age Standardized Rate) – věkově specifické míry (např. incidence, úmrtnosti) jsou váženy poměrným počtem osob v populačním standardu. Při výpočtech se nejčastěji používá evropský nebo světový standard, což je fiktivní populace přibližně odpovídající reálné evropské či světové populaci.

PTWI – provisional tolerable weekly intake, provizorní tolerovatelný týdenní přívod. Expoziční limit vyjádřený v mikrogramech kontaminantu na týden a jednotkovou tělesnou hmotnost. Používán pro kontaminanty s kumulativní schopností.

RDA – recommended daily allowance. Doporučený průměrný dlouhodobý přívod, který pokrývá individuální variabilitu potřeby většiny normálních osob žijících v USA za podmínek obvyklé environmentální zátěže.

RDI – recommended daily intake, doporučený denní přívod. Průměrný požadavek přívodu, který bere v úvahu interindividuální variabilitu. RDI je považován za dostatečný pro udržení zdraví většiny.

Referenční koncentrace – doporučená limitní koncentrace polutantu v ovzduší, zpracovaná odbornou skupinou hygieny ovzduší SZÚ.

Revertanta – zpětná mutace bakterií projevující se návratem schopnosti tvořit histidin.

RfD – reference dose, referenční dávka. Expoziční limit stanovený organizací US EPA jako denní expozice vyjádřená obvykle v mikrogramech kontaminantu na den a jednotkovou tělesnou hmotnost. Význam: Denní expozice (odhadnutá v rozpětí až jednoho řádu), která při celoživotní expozici pravděpodobně nezpůsobí poškození zdraví. Je definována podílem nejvyšší dávky (NOAEL), při které není ještě pozorována na statisticky významné úrovni žádná nepříznivá odpověď ve srovnání s kontrolní skupinou, a součinem modifikujícího faktoru (MF) a faktoru nejistoty (UF): $RfD = NOAEL / (UF * MF)$.

Riziko – pravděpodobnost (v matematickém smyslu), se kterou dojde za definovaných podmínek k poškození zdraví. **Individuální riziko** je vztahováno na exponovaného jedince, **populační riziko** se týká souboru exponovaných jedinců (např. celé populace). Numerická hodnota je pro jednotlivce i populaci identická, liší se v interpretaci. Za pomyslnou hodnotu „bezpečnosti“ považujeme pro jednotlivce obvykle pravděpodobnost rovnu $1,0E-04$ ($1 \cdot 10^{-4}$) a pro populaci rovnu $1,0E-06$ ($1 \cdot 10^{-6}$).

SOP – Standardní operační postup v systému QA/QC.

Standardizovaná úmrtnost – koeficient, který určuje průměrnou pravděpodobnost úmrtí ve standardní populaci s definovanou věkovou strukturou, např. Evropská nebo Světová standardní populace. Provedená standardizace umožňuje srovnávat různé populace nebo různá období.

Systém QA/QC – (QA – Quality Assurance, QC – Quality Control). Všechny plánované a systematické činnosti prováděné v rámci systému jakosti a prokazované podle potřeby, nutné k dosažení přiměřené důvěry, že bude uspokojen požadavek na jakost. Provozní metody a činnosti používané ke splnění požadavků na jakost.

SÚJB – Státní ústav pro jadernou bezpečnost.

SZÚ – Státní zdravotní ústav.

TCDD – 2,3,7,8 - tetrachlordibenzo(p)dioxin, látka s maximálním známým toxickým účinkem, používaná jako standard toxicity (toxický ekvivalent) pro PCB, dioxiny a dibenzofurany.

TDI – tolerable daily intake (tolerovatelný denní přívod). Není-li definován expoziční limit, který by byl mezinárodně uznáván, je dočasně používán TDI na národní nebo mezinárodní úrovni. Je vyjádřen v mikrogramech kontaminantu na den a jednotkovou tělesnou hmotnost.

TOC – total organic compounds (celkové organické látky).

TSP – total suspended particles (celkový polétavý prach).

Toxický ekvivalent (I-TEQ) – vyjádření toxického potenciálu směsi látek stejné chemické skupiny s různým účinkem, při jehož výpočtu se používají toxické ekvivalentové faktory jednotlivých zástupců vůči zástupci s nejvyšší toxicitou (zde použit benzo(a)pyren pro polyaromatické uhlovodíky, resp. TCDD, tj. 2,3,7,8 - tetrachlordibenzo(p)dioxin pro látky s dioxinovým účinkem).

Úmrtnost – počet zemřelých na definovaný počet jedinců. U dětské populace jsou definovány tyto typy úmrtnosti:

- **kojenecká:** počet zemřelých dětí do 1 roku věku na 1000 živě narozených dětí,
- **novorozenecká (neonatální):** počet zemřelých dětí do 28 dnů věku na 1000 živě narozených dětí,
- **perinatální:** počet mrtvě narozených (nad 1000 g hmotnosti) a zemřelých dětí do 7 dnů věku na 1000 porodů,
- **postnovorozenecká:** počet zemřelých dětí od 29 dnů do 1 roku věku na 1000 živě narozených dětí. Rovná se rozdílu kojenecké a novorozenecké úmrtnosti.

US EPA – United States Environmental Protection Agency.

ÚZIS – Ústav zdravotnických informací a statistiky.

VOC – těkavé organické látky (volatile organic compounds).

WHO – World Health Organization – Světová zdravotní organizace.

Xenobiotika – látky organismu cizí, které organismus nesyntetizuje, nejsou pro jeho metabolismus nezbytné a nejsou běžnými součástmi potravy, např. léčiva, jedy a průmyslové chemikálie.

Zoonózy – skupiny nemocí, kdy přenos se uskutečňuje intravitální (primární) kontaminací potravin, kdy maso, vejce či mléko pocházejí od nemocného zvířete a obsahují infekční agens nebo postvitální (sekundární) kontaminací znečištěnými rukama, vnějším prostředím, hmyzem, hlodavci apod. Do této skupiny patří salmonelóza, listerióza, yersinióza, toxoplasmóza, tularémie apod.

Faktory a kontaminanty sledované v Systému monitorování

Příloha

Analyt Kontaminant Cizorodá látka	Realizace v subsystému				CAS No	Zařazení podle účinků		Expoziční limity		Limitní koncentrace v ovzduší (µg/m ³)	Typ limitní koncentrace	Limitní hodnota LH (µg/l)	Typ LH
	I	II	IV	V		VIII	EPA	IARC	ADI, PMTDI ⁺ , PTWI* (µg/kg/d, * týden)				
	x	x	x	x		x	B2	2A	0,2			0,2	
Akrylamid	x	x				B2	2A					0,1	1
Aktivita objemová celková alfa	x												
Aktivita objemová celková beta	x												
Aktivita objemová radonu 222	x												
Aldrin			x				3	0,1	0,03				
Antimon	x								0,4			5	1
Anthracen	x					D	3						
Arsen (a sloučeniny)	x	x	x	x		A	1	15*	0,30	0,006 ^s	IH _r	10	1
Aspergillus spp.			x										
Bakterie kolif. (KTJ/100ml)	x											0	2
Bakterie psychofilní (dtto)	x											200	2
Barva pitné vody	x											20 000	2
Baryum (a sloučeniny)	x					7440-39-3		51	70			1 000	1
Benzen	x	x				A	1			5	IH _r	1	1
Benzo(a)anthracen	x			x		B2	2A						
Benzo(a)pyren-3,4	x	x		x		B2	2A			0,001 ^s	IH _r	0,01	1
Benzo(b)fluoranthen	x			x		B2	2B						
Benzo(g,h,i)perylene	x			x		D	3						
Benzo(k)fluoranthen	x			x		B2	2B						
Beryllium (a sloučeniny)	x	x	x	x		B1	1		2			2	1
Bór	x	x							90			1 000	1
Bromdichlormethan	x												
Bromičnany	x					B2			4			10	1
Bromoform	x						3						
Celkový organický uhlík	x											5 000	2
Clostridium perfringens (KTJ/100 ml)	x											0	2
DDD-o,p			x			53-19-0							
DDD-p,p			x	x		72-54-8							

Analyt Kontaminant Cizorodá látka	Realizace v subsystému				CAS No	Zařazení podle účinků		Expoziční limity			Limitní koncentrace v ovzduší (µg/m ³)	Typ limitní koncentrace	Limitní hodnota LH (µg/l)	Typ LH
	I	II	IV	V		VIII	EPA	IARC	ADI, PMTDI ⁺ , PTWI* (µg/kg/d, * týden)	RfD EPA (µg/kg/d)				
	x	x	x	x		x								
DDE-o,p			x											
DDE-p,p			x	x										
DDT – suma			x	x			2B	20						
DDT-o,p		x	x			789-02-6						0,1	1	1
DDT-p,p		x	x	x		50-29-3			0,5			1	1	1
Dibenzo(a,h)anthracen	x				x	53-70-3	B2	2A						
Dibromchlormethan		x				124-48-1		3						
Dieldrin			x			60-57-1	B2	3	0,1					
Dichlorbenzeny – suma	x													
Dichlorethan-1,2		x				107-06-2	B2	2B	30			10	1	1
Draslík (a sloučeniny)			x			7440-09-7								
Dusičnany		x	x	x		14797-55-8			3 700			50 000	1	1
Dusitany		x	x			14797-65-0			60			500	1	1
Endosulfan		x				115-29-7			6					
Endrin			x			72-20-8	D	3	0,2					
Enterokoky (KTJ/100 ml)		x										0	1	1
Epichlorhydrin		x				106-89-8	B2	2A	1			0,1	1	1
Escherichia coli (KTJ/100 ml)		x										0	1	1
Ethylbenzen	x					100-41-4	D	2B	97	100	400			
Fenanthren	x					85-01-8	D	3						
Fluor (a sloučeniny)		x		x		7782-41-4			60			1 500	1	1
Fluoranthen	x					206-44-0	D	3	40					
Formaldehyd	x					50-00-0	B1	2A	150	200	60 (1h)			
Fosfor			x			7723-14-0								
Freon 11	x													
Freon 113	x													
Freon 12	x													
Heptachlor epoxid			x			1024-57-3	B2		0,1 ^a	0,013				

Analyt Kontaminant Cizorodá látka	Realizace v subsystému					CAS No	Zařazení podle účinků		Expoziční limity			Limitní koncentrace v ovzduší (µg/m ³)	Typ limitní koncentrace	Limitní hodnota LH (µg/l)	Typ LH
	I	II	IV	V	VIII		EPA	IARC	ADI, PMTDI ⁺ , PTWI* (µg/kg/d, * týden)	RfD EPA (µg/kg/d)	RfK _r				
	x	x	x	x	x		B2	2B	0,17	0,8					
Hexachlorbenzen			x	x		118-74-1	B2	2B							
Hexachlorocyclohexan – HCH, suma				x				2B							
HCH alfa			x	x		319-84-6	B2								
HCH beta			x	x		319-85-7	C								
HCH delta			x			319-86-8	D								
HCH gama (lindan)			x	x		58-89-9	B2		0,3						
Hliník (a sloučeniny)	x	x				7429-90-5			7 000*				200		2
Hořčík (a sloučeniny)	x	x				7439-95-4							> 10 000		2
Chlor volný	x					7782-50-5			150				300		2
Chlorbenzen	x					108-90-7	D				100	RfK _r			
Chlorethen	x								0,33				1		1
Chloridy	x												100 000		2
Chloritany	x												200		2
Chloroform (trichlormethan)	x	x				67-66-3	B2	2B		10	100	RfK _r	30		2
Chrom (a sloučeniny)	x	x	x			7440-47-3	A(inh), D(Oral)	1		3 ^c	0,000 025 ^c	RfK _r	50		1
Chrysen	x					218-01-9	B2	3						příjatelná	2
Chuť pitné vody	x														
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	x					193-39-5	B2	2B							
Ionty amonné NH ₄ ⁺	x													500	2
Jód (a sloučeniny)		x				7553-56-2			17 ⁺						
Kadmium (a sloučeniny)	x	x	x	x		7440-43-9	B1	1		0,5 voda 1,0 potrav.	0,005 ^s	IH _r	5		1
Kyanidy	x					57-12-5	D		12	20			50		1
Mangan (a sloučeniny)	x	x				7439-96-5	D			140	0,15	RfK _r	50		2
Měď (a sloučeniny)	x	x	x	x		7440-50-8	D		500 ⁺				1 000		1
Methoxychlor			x			72-43-5	D	3	100	5					
Methylchlorid	x					74-87-3	D	3							
Nikl (a sloučeniny)	x	x	x			7440-02-0	A	2B		20	0,02 ^s	IH _r	20		1

Analyt Kontaminant Cizorodá látka	Realizace v subsystému					CAS No	Zařazení podle účinků		Expoziční limity		Limitní koncentrace v ovzduší (µg/m ³)	Typ limitní koncentrace	Limitní hodnota LH (µg/l)	Typ LH
	I	II	IV	V	VIII		EPA	IARC	ADI, PMTDI ⁺ , PTWI* (µg/kg/d, * týden)	RfD EPA (µg/kg/d)				
Ochratoxin A			x	x										
Olovo (a sloučeniny)	x	x	x	x	x	7439-92-1	B2	2B	25*		0,5	IH _r	10	1
Organismy živé (počet/ml)		x											0	2
Oxid dusičitý	x										40	IH _r		
Oxid dusnatý	x													
Oxid siřičitý	x							3			50; 125 ^v	IH _r ; IH _d		
Oxid uhelnatý	x										10 000	IH _{8h}		
Oxidy dusíku – suma	x					10102-44-0								
Ozón	x	x									120 ^s	IH _{8h}	50	2
Pach pitné vody		x											příjatelny	2
PCB 028			x	x										
PCB 052			x	x										
PCB 101			x	x										
PCB 118			x	x										
PCB 138			x	x										
PCB 153			x	x										
PCB 180			x	x										
PCB – suma kongenerů			x	x		1336-36-3	B2	2A	0,4 ⁺					
PCDD – suma			x	x										
PCDF – suma			x	x				3						
Penicillium crustosum			x											
Pesticidní látky		x											0,5	1
Počet aberantních buněk (%)				x										
Polyaromatické uhlovodíky – suma ^x	x	x	x	x	x								0,10	1
Pyren	x				x	129-00-0	D	3		30				
Reakce pitné vody (pH)		x											6,5–9,5	2
Rtuť (a sloučeniny)		x	x	x	x	7439-97-6	D	3	5*	0,1	0,05	IH _r	1	1
Selen (a sloučeniny)		x	x	x	x	7782-49-2	D	3	5	5			10	1

Analyt Kontaminant Cizorodá látka	Realizace v subsystému				CAS No	Zařazení podle účinků		Expoziční limity		Limitní koncentrace v ovzduší ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Typ limitní koncentrace	Limitní hodnota LH ($\mu\text{g}/\text{l}$)	Typ LH
	I	II	IV	V		VIII	EPA	IARC	ADI, PMTDI ⁺ , PTWI* ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{d}$, * týden)				
Sířany		x										250 000	2
Sodík (a sloučeniny)		x	x									200	2
Spotřeba chem. O ₂ manganist.		x										3 000	2
Stříbro (a sloučeniny)		x							5			50	1
Styren	x									200	RfK _t		
Suspendované částice – frakce PM ₁₀	x						2B	7,7		260			
Suspendované částice – frakce PM ₁₀	x									40	IH _r		
Suspendované částice – frakce TSP	x									50 [†] (35x)	IH _d (překročení)		
Teplota (°C)	x												
Tetrachlorethen-1,1,2,2,	x	x					2A		10	250	RfK _r	10	1
Tetrachlormethan	x							0,71	0,7	20	RfK _r		
Toluen	x						D		200	260	RfK _t		
Trihalomethany THM ^b		x											
Trichlorethen-1,1,1	x						D						
Trichlorethen 1,1,2	x	x					2A		4	2	RfK _r	10	1
Trimethylbenzeny – suma	x												
Vápník (a sloučeniny)		x	x									> 30 000	2
Vápník a hořčík (a sloučeniny)		x											
Vlhkost relativní (%)	x												
VOC – suma (v rozsahu TO14)	x												
Vodivost (mS/m)		x										250	2
Xyleny	x						D	180		100	RfK _r		
Zákal pitné vody (NTU)		x										5	2
Zinek (a sloučeniny)			x	x			D	1 000 ⁺	300				
Železo (a sloučeniny)		x	x					800 ⁺				200	2

Vysvětlivky:

Subsystémy: I – ovzduší, II – pitná voda, IV – dietární expozice, V – biologický monitoring, VIII – půda venkovních ploch

- ^a – jako suma heptachloru a heptachlorepooxidu
^b – suma chloroform, bromdichlormethan, dibromchlormethan a bromoform
^c – pro Cr^{VI}
^x – pro subsystém I – fenanthren, anthracen, fluoranthen, pyren, benzo(a)anthracen, chrysen, benzo(b)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, benzo(a)pyren, dibenzo(a,h)anthracen, benzo(g,h,i)perylen, indeno(1,2,3-c,d)pyren
 pro subsystém II – benzo(b)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, benzo(g,h,i)perylen, indeno(1,2,3-c,d)pyren
^s – cílový imisní limit
 1h – 1-hodinový limit
^t – 24-hodinový limit PM₁₀, nesmí být překročen v průběhu roku častěji než 35krát
^v – 24-hodinový limit SO₂, nesmí být překročen v průběhu roku častěji než 3krát

Expoziční limity:

ADI – přijatelný denní přívod
 PMTDI, TDI, PTWI – (provizorní) nejvyšší tolerovatelný denní (týdenní) přívod
 RfD – ingesční referenční dávka (US EPA), významově srovnatelná s ADI

Typ limitní koncentrace v ovzduší:

IH_d – 24-hodinový imisní limit
 IH_r – roční imisní limit
 IH_{8h} – maximální denní 8-hodinový klouzavý průměr
 RfK – referenční koncentrace (zpracováno odbornou skupinou hygieny ovzduší SZÚ)
 RfK_r – roční
 RfK_t – týdenní
 RfK_d – 24-hod.

LH – limitní hodnota při sledování kvality pitné vody:

NMH – 1 (nejvyšší mezní hodnota)
 MH – 2 (mezní hodnota)

**System monitorování
zdravotního stavu obyvatelstva
České republiky
ve vztahu k životnímu prostředí**

Souhrnná zpráva za rok 2005

Sazba a litografie: EnviTypo

1. vydání, 126 stran

Náklad 300 výtisků

ISBN 80-7071-266-X