

Projekt VaV 740-06-01

VÝZKUM PŮVODU PRACHU V EXPONOVANÝCH OBLASTECH PRO PROGRAMY ZLEPŠENÍ KVALITY OVZDUŠÍ

Závěrečná zpráva dílčího úkolu

Analýza rizik a dopadů na lidské zdraví

Hodnocení zdravotních rizik na základě změřených dat v severočeské a severomoravské oblasti

Odpovědný řešitel: SZÚ

Koordinátorka: MUDr. Helena Kazmarová

I. Realizační tým:

MUDr. Helena Kazmarová

Tel:267082555, e-mail: h.kazmarova@szu.cz

Ing.Věra Vrbíková

Tel:267082220, e-mail: vrbikova@szu.cz

RNDr.Bohumil Kotlík

Tel:267082375, e-mail: b.kotlik@szu.cz



II. Anotace

Záměrem této části úkolu je, v návaznosti na výsledky získané v předchozích etapách, zpracovat hodnocení zdravotních rizik v rozsahu, který tyto výsledky umožňují. Bude zváženo hodnocení pro znečištění ovzduší suspendovanými částicemi frakce PM₁₀ a PM_{2,5}, těžkými kovy a polyaromatickými uhlovodíky. Úroveň znečištění ovzduší suspendovanými částicemi frakce PM₁₀ představuje jeden ze závažných problémů znečištění ovzduší z hlediska působení na lidské zdraví, mimo jiné proto, že se dosud nepodařilo zjistit prahovou koncentraci pod kterou by nedocházelo k ovlivnění zdraví. Účinek částic závisí na jejich velikosti, tvaru a chemickém složení. Z hlediska složení je soustředěna pozornost na obsah vybraných organických látek a prvků, které mohou mít dopad na lidské zdraví.

V rámci plnění úkolu bylo provedeno shrnutí současného stavu znalostí o účincích vybraných škodlivin a připraveny podklady pro hodnocení vztahu dávky a účinku. Pro řešení byla zvolena metodika odhadu zdravotních rizik, jejíž základní metodické postupy byly zpracovány Americkou agenturou pro ochranu životního prostředí (US EPA) a Světovou zdravotnickou organizací (WHO). Ke kvantitativnímu odhadu zvýšení rizika vybraných zdravotních ukazatelů u exponované populace je použito vztahů, získaných na základě metaanalýzy výsledků epidemiologických studií.

III. Obsah :

I.	Realizační tým:.....	1
II.	Anotace.....	1
III.	Obsah :.....	2
IV.	Kvalita ovzduší – sledované látky.....	3
1	Úvod.....	3
2	Naměřené hodnoty	3
A.	DATA ZÍSKANÁ V RÁMCI MĚŘICÍCH KAMPANÍ.....	3
1	TĚŽKÉ KOVY	3
2	POLYCYKLICKÉ AROMATICKÉ UHLOVODÍKY	5
B.	DATA ZÍSKANÁ Z DATABÁZE ISKO (PM ₁₀).....	6
C.	SROVNÁNÍ S DATY ZÍSKANÝMI V RÁMCI SYSTÉMU MONITORINGU ZDRAVOTNÍHO STAVU OBYVATELSTVA (MZSO) KOORDINOVANÉHO STÁTNÍM ZDRAVOTNÍM ÚSTAVEM V PRAZE	8
1	TĚŽKÉ KOVY (V NG/M ³)	8
2	POLYCYKLICKÉ AROMATICKÉ UHLOVODÍKY (V NG/M ³).....	9
V.	Hodnocení zdravotních rizik	10
1	Metodika hodnocení zdravotních rizik.....	10
2	Identifikace nebezpečnosti a vztah dávky a účinku	12
2.1	SUSPENDOVANÉ ČÁSTICE	12
2.2	POLYAROMATICKÉ UHLOVODÍKY – BENZO(A)PYREN (BAP).....	14
2.2.1	Metabolismus PAU	15
2.2.2	Dávka – odezva	15
2.2.3	Kvantitativní odhad rizika.....	16
2.2.4	Účinnost jednotlivých PAU ve srovnání s benzo(a)pyrenem	18
3	Odhad expozice	20
4	Charakterizace rizika.....	21
4.1	SUSPENDOVANÉ ČÁSTICE	21
4.2	POLYAROMATICKÉ UHLOVODÍKY	22
5	Nejistoty hodnocení.....	23
VI.	Souhrn	23
VII.	Literatura	25

IV. Kvalita ovzduší – sledované látky

1 Úvod

V průběhu realizace VaV byly ve vybraných lokalitách vždy ve dvou sezónně orientovaných měřicích kampaních proměřeny hmotnostní koncentrace vybraných analytů.

Pro hodnocení zdravotních rizik ze sledovaného spektra látek přicházejí v prvním kroku v úvahu vybrané těžké kovy a polycyklické aromatické uhlovodíky.

- Pro měření reálných hodnot byla navržena Severozápadní část Čech s receptorovými místy (stanice AIM) Teplice, Most a město Ostrava zastupující průmyslem silně zatíženou oblast v České republice.
- Ve vzorcích ovzduší byly stanoveny 24 hodinové hmotnostní koncentrace :
Al, As, B, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Se, Si, Sn, Sr, Te, Th, Ti, Tl, V, Zn, Zr – ve vzorcích suspendovaných částic frakcí PM₁₀ a PM_{2,5} po odběru odběrovým systémem VASP na teflonový filtr
- Polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) - ve vzorcích suspendovaných částic

2 Naměřené hodnoty

Pro vyhodnocení zdravotních rizik byly jako vstupní hodnoty zvažovány a po té dle možností použita data z měřicích kpaní ve vytipovaných lokalitách (těžké kovy a PAU), data z rutinních měření v síti AIM (suspendované částice frakce PM₁₀) a pro srovnání i data získávaná v systému Monitoringu zdravotního stavu obyvatelstva koordinovaném Státním zdravotním ústavem.

V Severozápadních Čechách (lokalita AIM č. 1008 Teplice a AIM č. 1005 Most) proběhly dvě odběrové kampaně, první – zimní proběhla v listopadu a prosinci 2001, druhá – letní proběhla v červnu 2002. K dispozici, jako výstup z, v rámci VaV realizovaných činností, tak byla tato data:

AIM č. 1008 - Teplice	- zimní kampaň od 16.11. do 28.12.2001	(celkem 29 vzorků)
	- letní kampaň od 3.6. do 29.6.2002	(celkem 25 vzorků)
AIM č. 1005 - Most	- zimní kampaň od 16.11. do 28.12.2001	(celkem 29 vzorků)
	- letní kampaň od 3.6. do 29.6.2002	(celkem 25 vzorků)

V Ostravsko-karvinské oblasti byly odběry 24 hodinových vzorků provedeny na stanici Ostrava Přívoz v letním a zimním období roku 2003 (duben-květen 2003) a zima (říjen-listopad 2003). Pro hodnocení a další analýzu tak byla k dispozici tato data :

AIM č. 1410 - Ostrava	- zimní kampaň od 19.10. do 23.11.2003	(celkem 34 vzorků)
	- jarní kampaň od 15.4. do 18.5.2003	(celkem 32 vzorků)

Měření imisních hodnot tedy probíhalo v každé oblasti vždy 1 měsíc v zimním období/topné sezóně a 1 měsíc v jarním až letním období. Roční hodnoty tedy nejsou k dispozici. Konkrétní datové soubory naměřených hodnot jsou poznamenány značným množstvím chybějících hodnot. Vypočtené střední hodnoty z naměřených dat jsou uvedeny v následujících tabulkách.

A. DATA ZÍSKANÁ V RÁMCI MĚŘICÍCH KAMPANÍ

1 TĚŽKÉ KOVY

V tabulkách jsou uvedeny spočtené střední hodnoty, maximální a minimální naměřená hodnota a střed intervalu měřených hodnot. Pokud bylo pro danou lokalitu získáno v rámci obou měřicích kampaní méně než 50 % hodnot, jsou tyto údaje v tabulce zvýrazněny červeně.

Lokalita AIM č. 1005 - Most

Frakce PM_{2,5} – (fine concentration data)

Celkem Most	ng/m ³	Cr	Mn	Ni	As	Cd	Hg	Pb
avg		neměřeno	6,0	2,1	8,7	154,6	6,0	14,9
min			2,2	1,1	3,3	136,4	5,6	4,5
max			43,5	3,8	17,9	172,7	6,3	46,2
střed intervalu			22,9	2,5	10,6	154,6	6,0	25,4

Frakce PM₁₀ – (coarse concentration data)

Celkem Most	ng/m ³	Cr	Mn	Ni	As	Cd	Hg	Pb
avg		neměřeno	10,2	1,0	3,5	neměřeno	2,5	3,9
min			1,8	0,6	1,9		2,5	2,7
max			31,3	1,8	5,6		2,5	6,7
střed intervalu			16,6	1,2	3,8		2,5	4,7

Poznámka :

- Za zcela mimořádné lze považovat velmi vysoké měřené 24 hodinové koncentrace Cd ve frakci PM_{2,5}, hodnoty které jsou téměř o dva řády vyšší než běžně měřené koncentrace ve venkovním ovzduší a i než hodnoty získávané na stanici č. 457 (ZÚ se sídlem v Ústí n/L pracoviště Most).
- Hodnoty rtuti ve frakci PM₁₀ jsou pod mezí detekce

Lokalita AIM č. 1008 - Teplice

Frakce PM_{2,5} – (fine concentration data)

Celkem Teplice	ng/m ³	Cr	Mn	Ni	As	Cd	Hg	Pb
Avg		neměřeno	5,5	1,8	8,3	neměřeno	neměřeno	17,4
Min			2,2	1,2	5,1			6,1
Max			31,9	3,6	13,3			79,4
střed intervalu			17,1	2,4	9,2			42,8

Frakce PM₁₀ – (coarse concentration data)

Celkem Teplice	ng/m ³	Cr	Mn	Ni	As	Cd	Hg	Pb
avg		4,4	10,7	1,1	2,4	neměřeno	neměřeno	4,4
min			1,0	0,6	1,9			2,7
max			39,2	2,1	2,8			5,5
střed intervalu			20,1	1,4	2,4			4,1

Pozn. : Hodnoty chromu ve frakci PM₁₀ jsou pod mezí detekce

Lokalita AIM č. 1410 – Ostrava - Přívoz

Frakce PM_{2,5} – (fine concentration data)

Celkem Ostrava	ng/m ³	Cr	Mn	Ni	As	Cd	Hg	Pb
Avg		4,0	22,0	5,4	8,6	neměřeno	neměřeno	51,6
Min			1,9	1,2	7,8			5,3
Max			134,8	22,5	9,9			374,9
střed intervalu			68,4	11,8	8,8			190,1

Frakce PM₁₀ – (coarse concentration data)

Celkem Ostrava	ng/m ³	Cr	Mn	Ni	As	Cd	Cr	Pb	
Avg		4,9	27,4	1,4	3,3	neměřeno	neměřeno	10,4	
Min			3,3	0,6	3,3			5,8	
Max			6,0	77,9	3,1			3,3	23,9
střed intervalu			5,1	40,6	1,9			3,3	14,9

Pozn. : Hodnoty arsenu jsou pod mezí detekce

Za reprezentativní data měřených těžkých kovů **ve všech třech lokalitách** za měřené období tak lze považovat pouze hodnoty manganu a olova ve frakci PM_{2,5}, v ostatních případech je k dispozici několik málo hodnot víceméně roztroušených po proměřovaném období. Navíc hodnoty Mn jsou v obou frakcích srovnatelné. Překročení limitů nelze hodnotit.

2 POLYCYKLICKÉ AROMATICKÉ UHLOVODÍKY

Lokalita AIM č. 1005 - Most

CELKEM	BaA	BbF	BkF	BaP	DbahA	IcdP	TEQ	suma PAU
Avg	6,36	5,04	2,32	3,96	0,84	4,04	6,19	220,59
Min	0,11	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,02	15,12
Max	40,58	29,36	16,36	26,67	3,27	23,74	40,86	1035,53
střed intervalu	20,34	14,68	8,18	13,33	1,65	11,87	20,44	525,32
3.6. do 29.6.2002	BaA	BbF	BkF	BaP	BbahA	IcdP	TEQ	suma PAU
avg	0,50	0,28	0,15	0,21		0,20	0,33	48,44
min	0,11	0,00	0,00	0,00		0,00	0,02	15,12
max	2,79	1,31	0,48	0,80		0,61	1,32	104,39
střed intervalu	1,45	0,65	0,24	0,40		0,30	0,67	59,75
16.11. do 28.12.2001	BaA	BbF	BkF	BaP	BbahA	IcdP	TEQ	suma PAU
avg	11,42	9,14	4,19	7,19	0,84	7,36	11,24	368,99
min	0,76	0,65	0,31	0,41	0,02	0,74	0,68	39,59
max	40,58	29,36	16,36	26,67	3,27	23,74	40,86	1035,53
střed intervalu	20,67	15,01	8,33	13,54	1,65	12,24	20,77	537,56

Lokalita AIM č. 1008 - Teplice

CELKEM	BaA	BbF	BkF	BaP	DbahA	IcdP	TEQ	suma PAU
avg	8,36	6,33	3,23	5,11	1,14	4,90	8,00	252,84
min	3,34	2,33	0,05	1,20	0,16	1,94	2,26	134,28
max	42,73	30,38	16,87	27,53	3,36	23,97	42,15	1094,57
střed intervalu	23,04	16,35	8,46	14,37	1,76	12,96	22,21	614,42
3.6. do 29.6.2002	BaA	BbF	BkF	BaP	DbahA	IcdP	TEQ	suma PAU
avg	0,36	0,19	0,12	0,16		0,17	0,25	26,41
min	0,00	0,00	0,00	0,00		0,00	0,00	7,47
max	1,37	0,77	0,30	0,61		0,63	0,87	56,31
střed intervalu	0,68	0,39	0,15	0,31		0,32	0,43	31,89
16.11. do 28.12.2001	BaA	BbF	BkF	BaP	DbahA	IcdP	TEQ	suma PAU
avg	14,97	11,39	5,75	9,12	1,11	8,78	14,32	442,14
min	3,34	2,33	0,05	1,20	0,16	1,94	2,26	134,28
max	42,73	30,38	16,87	27,53	3,36	23,97	42,15	1094,57
střed intervalu	23,04	16,35	8,46	14,37	1,76	12,96	22,21	614,42

Lokalita AIM č. 1410 – Ostrava - Přívoz

CELKEM	BaA	BbF	BkF	BaP	BbahA	IcdP	TEQ	suma PAU
avg	6,56	5,40	2,60	4,65	0,44	4,42	6,99	280,56
min	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,06	0,64
max	27,39	22,89	11,17	18,53	2,28	18,60	27,98	829,82
střed intervalu	13,71	11,46	5,60	9,28	1,15	9,31	14,02	415,23
15.4. do 18.5.2003	BaA	BbF	BkF	BaP	BbahA	IcdP	TEQ	suma PAU
avg	2,92	3,64	1,55	2,65	0,30	2,72	4,03	229,97
min	0,54	0,93	0,35	0,56	0,07	0,53	0,90	79,14
max	10,39	12,21	5,02	8,22	1,20	8,78	13,05	479,72
střed intervalu	5,46	6,57	2,68	4,39	0,63	4,66	6,98	279,43

19.10. do 23.11.2003	BaA	BbF	BkF	BaP	BbahA	IcdP	TEQ	suma PAU
avg	10,00	7,06	3,59	6,55	0,56	6,02	9,77	328,16
min	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,06	0,64
max	27,39	22,89	11,17	18,53	2,28	18,60	27,98	829,82
střed intervalu	13,71	11,46	5,60	9,28	1,15	9,31	14,02	415,23

Poznámky :

- Pro ilustraci měřených hodnot byly z podkladů předaných řešitelem VaV vybrány hodnoty BaP a ostatních polycyklických aromatických uhlovodíků zahrnutých do výpočtu toxického ekvivalentu (TEQ BaP – viz. metodika US EPA), vypočtená hodnota TEQ BaP a sumy PAU.
- Hodnoty TEQ BaP a sumy PAU jsou v případě lokalit v Mostě a v Teplicích zatíženy chybějícími hodnotami dibenz(a,h)antracenu (DBahA).
- Překročení stanoveného imisního ročního limitu pro benzo(a)pyren (BaP) – 1 ng/m³ nelze na základě uvedených dat hodnotit.

B. DATA ZÍSKANÁ Z DATABÁZE ISKO (PM₁₀)

Imisní koncentrace suspendovaných částic frakce PM₁₀ byly získány z tabelárních ročenek v databázi ISKO (www.chmi.cz) za období 2001 až 2002 pro stanice AIM v Mostě č. 1005 a č. 1008 v Teplicích a za období 2001 až 2003 pro stanici č. 1410 (Ostrava Přívoz). Jedná se o hodinové, denní, čtvrtletní a roční imisní charakteristiky z jednotlivých stanic.

Lokalita 1005 - MOST

Rok:		2001															
Látka:		PM10															
Jednotka:		ug/m ³															
Stanice	Kód stanice Organizace	Typ stanice Metoda	Hodinové hodnoty				Denní hodnoty				Čtvrtletní hodnoty				Roční hodnoty		
			Max.	95% Kv	50% Kv	Max.	36MV	VOL	50% Kv	X1q	X2q	X3q	X4q	X	S	N	
			Date	99.9% Kv	98% Kv	Date	Date	VOM	98% Kv	C1q	C2q	C3q	C4q	XG	SG	dv	
1005 - Most	CZMOCMMOS ČHMÚ	AMS-SRS RADIO	306.0	~	65.0	18.0	116.2	46.0	26	20.2	30.8	28.9	16.6	18.4	24	16.25	362
			02.05.	~	183.0	86.0	16.02.	16.01.	4	65.7	90	90	90	92	19	2.01	1

Rok:		2002															
Látka:		PM10-PM10															
Jednotka:		ug/m ³															
Stanice	Kód stanice Organizace	Typ stanice Metoda	Hodinové hodnoty				Denní hodnoty				Čtvrtletní hodnoty				Roční hodnoty		
			Max.	95% Kv	50% Kv	Max.	36MV	VOL	50% Kv	X1q	X2q	X3q	X4q	X	S	N	
			Date	99.9% Kv	98% Kv	Date	Date	VOM	98% Kv	C1q	C2q	C3q	C4q	XG	SG	dv	
1005 - Most	CZMOCMMOS ČHMÚ	AMS-SRS RADIO	211.0	~	56.0	19.0	91.9	41.3	17	19.4	24.7	23.7	18.2	24.2	23	13.71	361
			25.04.	~	156.0	70.0	05.01.	13.01.	4	59.3	86	91	92	92	19	1.91	4


Roční střední hodnoty suspendovaných částic frakce PM₁₀ na stanici 1005 v Mostě :


2001 - 24 μg/m³ a 36 maximální hodnota (46 μg/m³) < 50 μg/m³

2002 – 23 μg/m³ a 36 maximální hodnota (41,3 μg/m³) < 50 μg/m³

Uvedené období lze hodnotit jako **stabilní, imisní limit nebyl ani v jednom roce překročen.** Suspendované částice frakce PM_{2,5} nebyly v daném období na stanici rutinně sledovány.

Lokalita 1008 - TEPLICE

Rok:		2001															
Látka:		PM10-PM10															
Jednotka:		ug/m ³															
Stanice	Kód stanice Organizace	Typ stanice Metoda	Hodinové hodnoty			Denní hodnoty				Čtvrtletní hodnoty				Roční hodnoty			
			Max.	95% Kv	50% Kv	Max.	36MV	VOL	50% Kv	X1q	X2q	X3q	X4q	X	S	N	
			Date	99.9% Kv	98% Kv	Date	Date	VOM	98% Kv	C1q	C2q	C3q	C4q	XG	SG	dv	
1008 - Teplice 	CZTPCMTEP ČHMÚ	AMS-SRS RADIO	275.5	~	90.0	32.0	133.3	65.8	80	32.7	46.5	39.3	25.2	39.7	38	18.87	363
			16.02.	~	227.0	115.5	16.02.	24.05.	27	80.3	90	90	91	92	34	1.62	

Rok:		2002															
Látka:		PM10-PM10															
Jednotka:		ug/m ³															
Stanice	Kód stanice Organizace	Typ stanice Metoda	Hodinové hodnoty			Denní hodnoty				Čtvrtletní hodnoty				Roční hodnoty			
			Max.	95% Kv	50% Kv	Max.	36MV	VOL	50% Kv	X1q	X2q	X3q	X4q	X	S	N	
			Date	99.9% Kv	98% Kv	Date	Date	VOM	98% Kv	C1q	C2q	C3q	C4q	XG	SG	dv	
1008 - Teplice 	CZTPCMTEP ČHMÚ	AMS-SRS RADIO	309.0	~	78.0	30.0	204.0	61.5	57	30.2	45.0	33.5	25.6	35.4	35	20.13	359
			05.01.	~	250.0	100.0	05.01.	01.04.	27	83.8	90	91	89	89	31	1.62	2

Roční střední hodnoty suspendovaných částic frakce PM₁₀ na stanici 1008 v Teplicích :


2001 - 38 µg/m³ a 36 maximální hodnota (65,8 µg/m³) > 50 µg/m³


2002 - 35 µg/m³ a 36 maximální hodnota (61,5 µg/m³) > 50 µg/m³

Uvedené období lze hodnotit jako **stabilní, imisní limit byl překročen v obou letech.**

Suspendované částice frakce PM_{2,5} nebyly v daném období na stanici rutinně sledovány.

Lokalita 1410 – OSTRAVA - Přívoz

Rok:		2001															
Látka:		PM10-PM10															
Jednotka:		ug/m ³															
Stanice	Kód stanice Organizace	Typ stanice Metoda	Hodinové hodnoty			Denní hodnoty				Čtvrtletní hodnoty				Roční hodnoty			
			Max.	95% Kv	50% Kv	Max.	36MV	VOL	50% Kv	X1q	X2q	X3q	X4q	X	S	N	
			Date	99.9% Kv	98% Kv	Date	Date	VOM	98% Kv	C1q	C2q	C3q	C4q	XG	SG	dv	
1410 - Ostrava - Přívoz 	CZOSCMOPR ČHMÚ	AMS-SRS RADIO	331.0	~	114.0	39.0	294.7	78.8	128	40.7	53.6	38.0	34.8	66.0	48	31.34	363
			09.12.	~	314.5	159.5	09.12.	17.12.	44	142.9	89	91	92	91	42	1.67	1

Rok:		2002															
Látka:		PM10-PM10															
Jednotka:		ug/m ³															
Stanice	Kód stanice Organizace	Typ stanice Metoda	Hodinové hodnoty			Denní hodnoty				Čtvrtletní hodnoty				Roční hodnoty			
			Max.	95% Kv	50% Kv	Max.	36MV	VOL	50% Kv	X1q	X2q	X3q	X4q	X	S	N	
			Date	99.9% Kv	98% Kv	Date	Date	VOM	98% Kv	C1q	C2q	C3q	C4q	XG	SG	dv	
1410 - Ostrava - Přívoz 	CZOSCMOPR ČHMÚ	AMS-SRS RADIO	639.5	~	125.5	42.5	300.2	91.5	151	44.4	60.1	43.2	37.7	69.8	53	39.32	355
			11.12.	~	436.0	194.5	25.12.	13.03.	78	200.3	89	90	84	92	44	1.84	3

Rok:	2003
Kraj:	Moravskoslezský
Okres:	Ostrava-město
Látka:	PM ₁₀ -suspendované částice frakce PM10
Jednotka:	µg/m ³

KMPL	Organizace: Staré č. ISKO Lokalita	Typ m.p. Metoda	Hodinové hodnoty			Denní hodnoty			Čtvrtletní hodnoty				Roční hodnoty			
			Max.	95% Kv	50% Kv	Max.	36 MV	VoL	50% Kv	X1q	X2q	X3q	X4q	X	S	N
			Datum	99,9% Kv	98% Kv	Datum	Datum	VoM	98% Kv	C1q	C2q	C3q	C4q	XG	SG	dv
TOPRA	ČHMÚ 1410 Ostrava - Přívoz	Automatizovaný měřicí program RADIO	486,0	154,0	45,5	236,1	103,1	166	48,8	85,7	46,6	42,0	60,4	58,6	38,53	353
			12.11.	340,5	203,0	25.02.	24.03.	120	179,9	86	88	87	92	49,1	1,80	3

Roční střední hodnoty suspendovaných částic frakce PM₁₀ na stanici 1410 v Ostravě-Přívozu :
2001 - 48 µg/m³ a 36 maximální hodnota (78,8 µg/m³) > 50 µg/m³
2002 - 53 µg/m³ a 36 maximální hodnota (91,5 µg/m³) > 50 µg/m³
2003 - 58,6 µg/m³ a 36 maximální hodnota (103,1 µg/m³) > 50 µg/m³

Měřené hodnoty v uvedeném období lze hodnotit jako **stabilně rostoucí, imisní limit byl vždy významně překročen.**

Suspendované částice frakce PM_{2,5} nebyly v daném období na stanici rutinně sledovány.

C. SROVNÁNÍ S DATY ZÍSKANÝMI V RÁMCI SYSTÉMU MONITORINGU ZDRAVOTNÍHO STAVU OBYVATELSTVA (MZSO) KOORDINOVANÉHO STÁTNÍM ZDRAVOTNÍM ÚSTAVEM V PRAZE

Naměřené hodnoty koncentrací jednotlivých analytů jsou srovnávány s výsledky dlouhodobého monitoringu (MZSO) - pokud existují odpovídající datové soubory nebo pokud lze ke srovnání použít hodnoty získané v rámci obou měřicích kampaní.

1 TĚŽKÉ KOVY (V NG/M³)

prvek	Lokalita	Data MZSO (TSP)			data VaV	
		Rok 2001	Rok 2002	Rok 2003	PM _{2,5}	PM ₁₀
ARSEN (As)	Most	0,78	0,362	0,77	3,5	8,7
	Teplice	Data nejsou k dispozici			2,4	8,3
	Ostrava	5,83	6,361	6,56	3,3	8,6
KADMIUM (Cd)	Most	0,26	0,423	0,08	N	154,6
	Teplice	Data nejsou k dispozici			N	N
	Ostrava	4,60	2,639	2,4	N	N
CHROM (Cr)	Most	2,90	1,735	4,4	N	N
	Teplice	Data nejsou k dispozici			4,4	N
	Ostrava	6,97	4,111	3,58	4,9	4,0
MANGAN (Mn)	Most	3,98	2,88	2,88	10,2	6,0
	Teplice	Data nejsou k dispozici			10,7	5,5
	Ostrava	45,93	31,06	29,56	27,4	22,0
NIKL (Ni)	Most	2,72	2,848	11,31	1,0	2,1
	Teplice	Data nejsou k dispozici			1,1	1,8
	Ostrava	N	3,889	5,11	1,4	5,4
OLOVO (Pb)	Most	5,63	3,435	2,77	3,9	14,9
	Teplice	Data nejsou k dispozici			4,4	17,4
	Ostrava	37,13	33,750	30,72	10,4	51,6

Poznámky :

- Červeně vyznačena data získaná při řešení této VaV, která nelze považovat za reprezentativní (< 50 % hodnot).
- Lze zpochybnit správnost o dva řády vyšší hodnoty kadmia spočtené z naměřených hodnot ve frakci PM₁₀

2 POLYCYKLIČKÉ AROMATICKÉ UHLOVODÍKY (v NG/M³)

	Sídlo	Data MZSO (TSP)			Data VaV		
		2001	2002	2003	avg	„léto“	„zima“
Suma PAU	UL(*)	66,3	69,7	78,5	Data nejsou k dispozici		
	KI(**)	182,9	157,9	164,9	Data nejsou k dispozici		
	MO	Data nejsou k dispozici			220,59	48,48	368,99
	TP	Data nejsou k dispozici			252,84	26,41	442,14
	OV	Data nejsou k dispozici			280,56	280,56	328,16
BaP		2001	2002	2003	avg	„léto“	„zima“
	UL(*)	1,45	1,43	2,09	Data nejsou k dispozici		
	KI(**)	5,61	4,63	6,23	Data nejsou k dispozici		
	MO	Data nejsou k dispozici			3,96	0,21	7,19
	TP	Data nejsou k dispozici			5,11	0,16	9,12
	OV	6,99	7,78	7,83	4,65	4,65	6,55
TEQ BaP		2001	2002	2003	avg	„léto“	„zima“
	UL(*)	2,27	2,10	3,04	Data nejsou k dispozici		
	KI(**)	8,69	7,40	10,62	Data nejsou k dispozici		
	MO	Data nejsou k dispozici			6,19	0,33	11,24
	TP	Data nejsou k dispozici			8,00	0,25	14,32
	OV	10,08	11,53	11,43	6,99	6,99	9,77

Poznámky :

- Data získaná v rámci této VaV pokrývají pouze dva měsíce z kalendářního roku
- Protože v systému MZSO nejsou zahrnuta sídla Most a Teplice je v tabulce, pro srovnání, uvedena hodnota získaná v jiném Severočeském městě – Ústí nad Labem
- Pro doplnění informací o Ostravsko-karvinské oblasti jsou v tabulce uvedeny hodnoty z Karviné

Závěr pro BaP

Při srovnání hodnot TEQ BaP a BaP získaných v rámci VaV v Ostravě a výsledků systému MZSO je zřejmé, že realizované měření nelze považovat za reprezentativní (spíše za podhodnocující) v horizontu roční střední hodnoty. Hodnoty naměřené v rámci VaV pro Most a pro Teplice naopak reálnou situaci pravděpodobně spíše nadhodnocují.

V. Hodnocení zdravotních rizik

1 Metodika hodnocení zdravotních rizik

Hodnocení zdravotních rizik je metodický přístup, který umožňuje systematickým, postupným vyhodnocováním faktorů, které mohou vyvolat nežádoucí zdravotní účinek u člověka, odhadnout a kvantifikovat vliv faktorů prostředí na zdraví. Základní metodické postupy odhadu rizika byly zpracovány zejména Americkou agenturou pro ochranu životního prostředí (dále US EPA) nebo Světovou zdravotnickou organizací (dále WHO).

Mezi základní metodické podklady pro hodnocení zdravotních rizik v České republice patří např. „Metodický pokyn odboru ekologických rizik a monitoringu MŽP ČR k hodnocení rizik č.j. 1138/OER/94“, „Vyhláška MZ č.184/1999 Sb., kterou se stanoví postup hodnocení rizika nebezpečných chemických látek pro zdraví člověka“, „Manuál prevence v lékařské praxi díl VIII. Základy hodnocení zdravotních rizik“, vydaný v roce 2000 Státním zdravotním ústavem Praha a metodický návod „Zásady a postupy hodnocení a řízení zdravotních rizik v činnosti HS“ schválený dne 6. 9. 2001 Hlavním hygienikem ČR pro interní potřebu hygienické služby a metodický návod HEM-300-19.9.05/31639 Zásady a postupy hodnocení a řízení zdravotních rizik v činnostech odboru hygieny obecné a komunální.

Při hodnocení zdravotních rizik se standardně postupuje se ve čtyřech následných krocích:

- **Identifikace zdravotní nebezpečnosti** – s cílem stanovit zda je sledovaná látka, faktor nebo komplexní směs schopná vyvolat nežádoucí zdravotní účinek.
Zdrojem informací jsou toxikologické databáze, obsahující výsledky pozorování u lidí, experimentů na pokusných zvířatech nebo laboratorních testů, odborné publikace a rešerše.
- **Odhad dávkové závislosti tohoto efektu** – jak se intenzita či frekvence nežádoucích účinků mění s dávkou.
V zásadě se přitom rozlišují dva typy účinků chemických látek.
 - U látek, u které nejsou podezřelé z účasti na karcinogenním působení, tedy vyvolání vzniku zhoubných nádorových onemocnění, se předpokládá tzv. prahový účinek.
Tento účinek se projeví až po překročení kapacity fyziologických detoxikačních a reparačních obranných mechanismů v organismu. Lze tedy identifikovat dávku škodlivé látky, která je pro organismus člověka ještě bezpečná a za normálních okolností nevyvolá nepříznivý efekt. Při hodnocení rizika toxických účinků látek v ovzduší je k tomuto účelu definována referenční dávka pro inhalační příjem (RfDi), nebo referenční koncentrace (RfC), které uvádějí různé toxikologické databáze US EPA. Použit je též možné směrnice hodnot (Guideline Value) Směrnic WHO pro kvalitu ovzduší. Jejich hodnoty pro konkrétní látky se odvozují buď z výsledků epidemiologických studií známých účinků u člověka nebo extrapolací z výsledků pokusů na laboratorních zvířatech s použitím faktorů nejistoty.
 - Pro stanovení vztahu dávky a účinku u látek s prokázaným nebo pravděpodobným karcinogenním účinkem pro člověka se při hodnocení konzervativně uvažuje s bezprahovým působením. Vychází se z přístupu lineární progresse, který definuje, že jakákoliv expozice znamená určité riziko a velikost tohoto rizika se zvyšuje se zvyšující se expozicí. To neznamená, že každá expozice způsobí rakovinu, ale že každá expozice zvyšuje pravděpodobnost, že se rakovina vyvine. Při expozici karcinogenní látky tedy nulové riziko neexistuje. Z tohoto postulátu vyplývá, že karcinogenní riziko nelze absolutně vyloučit, ale v situaci, kdy jsou k dispozici

potřebné podklady pro hodnocení zdravotních rizik, lze míru tohoto rizika odhadnout i když je tento odhad zatížen řadou nejistot. Variabilita člověka v reakci na expozici karcinogenním faktorům je komplexní proces zprostředkovaný řadou mechanismů jako je polymorfismus genů zapojených do metabolismu prokarcinogenů a do opravných procesů primárně navozeného poškození.

Nelze zde tedy stanovit ještě bezpečnou dávku a závislost dávky a účinku se vyjadřuje ukazatelem, vyjadřujícím míru karcinogenního potenciálu dané látky. Tento ukazatel se nazývá směrnice rakovinového rizika (Cancer Slope Factor – CSF, nebo Cancer Potency Slope – CPS). Jedná se o směrnici lineární závislosti vztahu mezi dávkou a účinkem, tedy vznikem nádorového onemocnění, získanou matematickou extrapolací z vysokých dávek experimentálních na nízké dávky reálné v životním prostředí.

Určení karcinogenního rizika vychází z výpočtu chronického denního přívodu a karcinogenní potence. Pro zjednodušení se někdy u rizika z ovzduší může použít jednotka karcinogenního rizika (Unit Cancer Risk – UCR), která je vztažena přímo ke koncentraci karcinogenní látky v ovzduší. Vyjadřuje kvantitativní odhad rizika obecné karcinogenní odpovědi a znamená zvýšení pravděpodobnosti rizika nádorového onemocnění při celoživotní expozici jednotkové koncentraci látky v ovzduší – obvykle $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. (IUR není však stanovena pro všechny karcinogenní látky v ovzduší. U většiny látek není také možná predikce ve vztahu k typu nádorů).

- **Odhad expozice** - tedy toho, zda a do jaké míry je člověk vystaven působení sledované látky či faktoru v daném prostředí a za jakých podmínek, je třetím a často nejsložitějším krokem v odhadu rizika.

Na základě znalosti dané situace se při něm sestavuje expoziční scénář, tedy představa, jakými cestami a v jaké intenzitě a množství je konkrétní populace exponována dané látky a jaká je její dávka. Cílem je přitom postihnout nejen průměrného jedince z exponované populace, nýbrž i reálně možné případy osob s nejvyšší expozicí a obdrženou dávkou.

Za tímto účelem se identifikují nejvíce citlivé podskupiny populace, ať již z důvodu zvýšené zranitelnosti, tedy snížené kapacity fyziologických obranných mechanismů, nebo z důvodu zvýšené expozice.

V zásadě lze využít několika způsobů:

- odhad expozice na základě měření koncentrace škodliviny v prostředí
- odhad expozice personálním monitorováním
- modelování koncentrací škodlivin v prostředí
- odhad expozice za použití biomarkerů expozice či efektu.

- **Charakterizace rizika** – je konečným krokem v odhadu rizika. Znamená integraci poznatků vyplývajících ze všech výše zmíněných kroků, včetně zvážení všech nejistot, závažnosti i slabých stránek vstupních dat a dokumentace.

U toxických nekarcinogenních látek lze kvantitativně hodnotit pouze riziko prahových nekarcinogenních toxických účinků. Míra rizika se většinou vyjadřuje pomocí poměru zjištěné nebo předpokládané expozice či dávky k expozici nebo dávce, považované za ještě bezpečnou. Tento poměr se nazývá kvocient nebezpečnosti (Hazard Quotient – HQ), popřípadě při součtu kvocientů nebezpečnosti u současně se vyskytujících látek s podobným systémovým toxickým účinkem se jedná o index nebezpečnosti (Hazard Index – HI). Při kvocientu nebezpečnosti vyšším než 1 již hrozí riziko toxického účinku. Mírné překročení hodnoty 1 po kratší dobu však ještě nepředstavuje závažnou míru rizika.

Při hodnocení rizika znečišťujících látek z ovzduší se obecně používá kvocient nebezpečnosti HQ, získaný srovnáním zjištěné denní průměrné inhalační dávky s inhalační referenční dávkou, popř. při použitelnosti standardního expozičního scénáře, srovnáním koncentrace v ovzduší s referenční koncentrací podle vzorce :

$$HQ = \frac{C_{air}}{RfC}$$

V případě možného karcinogenního účinku je míra rizika vyjadřovaná jako celoživotní vzestup pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění (Individual Lifetime Cancer Risk – ILCR) u jedince z exponované populace (individuální riziko), tedy teoretický počet statisticky předpokládaných případů nádorového onemocnění na počet exponovaných osob nad obecný výskyt v populaci. Populační riziko tj. zvýšené riziko výskytu případů nádorových onemocnění za rok pro hodnocenou exponovanou populaci je počítáno z individuálního rizika násobením počtem osob exponované populace a vydělením hodnotou pro délku života (obvykle 70 let).

Cílem je dospět ke kvantitativnímu vyjádření míry reálného konkrétního zdravotního rizika za dané situace.

2 Identifikace nebezpečnosti a vztah dávky a účinku

Použitelnost datových souborů měřených v rámci VaV pro hodnocení expozice

Z hlediska možností vyhodnocení expozice je základním nedostatkem měření realizovaných v rámci VaV skutečnost, že nemohou plně vystihnout sezónní cyklus změn ve znečištění ovzduší. Tento fakt znemožňuje stanovení průměrné roční hodnoty zjišťovaných znečišťujících látek, která je potřebným vstupním údajem pro hodnocení expozice. Zvláště v případě dlouhodobých chronických účinků a karcinogenních účinků je hodnocení zdravotních rizik postaveno na předpokladu, že člověk je určitým úrovním znečištění, tedy určitým středním hodnotám koncentrací za delší období, vystaven řadu let, resp. celý život.

Řešením je částečné doplnění nebo nahrazení výsledků měření daty pořizovanými ve stejných lokalitách v rámci provozovaných systémů dlouhodobého monitorování. V případě suspendovaných částic jde o výsledky měření ze stanic AIMu č.1005, 1008, 1410, v případě polyaromatických uhlovodíků o data z měření Zdravotního ústavu v Ostravě a pro orientační srovnání z dlouhodobých měření v Ústí nad Labem. Z prvků, měřených v rámci VaV bylo v prvním kroku vybráno olovo a mangan, protože jde o látky, které mohou ovlivnit zdraví a současně předložené soubory pro tyto dva prvky se jeví jako nejkompletnější. Když bylo při hodnocení rozsahu předložených datových souborů a jejich reprezentativnosti zkonstatováno, že nemohou sloužit pro odvození roční střední hodnoty, byly tyto dvě látky z dalšího hodnocení vyřazeny. Na základě zhodnocení poskytnutých výsledků měření byly pro další hodnocení zdravotních rizik vybrány suspendované částice PM₁₀ a polyaromatické uhlovodíky reprezentované benzo-a-pyrenem.

2.1 SUSPENDOVANÉ ČÁSTICE

Suspendované částice představují různorodou směs organických a anorganických částic kapalného a pevného skupenství, různé velikosti, složení a původu.

Částice v ovzduší představují významný rizikový faktor s mnohočetným efektem na lidské zdraví. Na rozdíl od plynných látek nemají specifické složení (velikost i složení částic je ovlivněno zdrojem, ze kterého pochází), nýbrž představují směs látek s různými účinky. Současně působí i jako vektor pro plynné škodliviny.

Účinek prachových částic závisí na jejich velikosti, tvaru a chemickém složení. Větší částice jsou zachyceny v horních partiích dýchacího ústrojí, obvykle se dostanou do trávicího ústrojí a jedinec je jim exponován také jejich požitím. Částice frakce PM_{10} (se střední hodnotou aerodynamického průměru 10 μm , tzv. thorakální frakce) se dostávají pod hrtan do dolních cest dýchacích, jemnější částice označené jako frakce $PM_{2,5}$ se střední hodnotou aerodynamického průměru 2,5 μm (tzv. respirabilní frakce) pronikají až do plicních sklípků. Největší podíl prachu se ukládá v plicích při velikosti částic mezi 1 až 2 μm . S dalším zmenšováním se částice začínají chovat jako plynné molekuly a jejich retence v plicích klesá. Částice menší než 0,001 μm jsou téměř všechny zase vydechovány. Účinky suspendovaných částic jsou dále ovlivněny jejich chemickým složením a adsorpcí dalších znečišťujících látek na jejich povrchu.

Suspendované částice dráždí sliznici dýchacích cest, mohou způsobit změnu morfologie i funkce řasinkového epitelu, zvýšit produkci hlenu a snížit samočisticí schopnosti dýchacího ústrojí. Tyto změny usnadňují vznik infekce. Recidivující akutní zánětlivá onemocnění mohou vést ke vzniku chronické bronchitidy a chronické obstrukční nemoci plic s následným přetížením pravé srdeční komory a oběhovým selháváním. Tento vývoj je současně podmíněn a ovlivněn mnoha dalšími faktory jako je stav imunitního systému, alergická dispozice, expozice v pracovním prostředí, kouření apod. Efekt krátkodobě zvýšených koncentrací suspendovaných částic frakce PM_{10} se projevuje zvýrazněním symptomů u astmatiků a zvýšením celkové nemocnosti i úmrtnosti. Citlivou skupinou jsou děti, starší osoby a osoby s chronickým onemocněním dýchacího a oběhového ústrojí. Účinkům suspendovaných částic na zdraví je věnována stále velká pozornost, přesto se stále nepodařilo stanovit prahovou koncentraci, která by byla bez účinku. Za nejvýznamnější z hlediska vlivů na zdraví se považuje nejjemnější frakce suspendovaných částic $< 2,5 \mu g/m^3$, na které se významně podílí sekundární vznik částic chemickými reakcemi původně plynných látek v ovzduší, jako je oxid dusičitý a siřičitý.

Současné závěry o účincích suspendovaných částic na zdraví vycházejí především z výsledků epidemiologických studií posledních 10 let. Mezi nejčastěji popisované efekty patří ovlivnění nemocnosti a úmrtnosti, ke kterým dochází již při velmi nízké úrovni expozice. Mnoho prací ukazuje na zvýšení celkové úmrtnosti o 3-12 %, při zvýšení koncentrace TSP o 100 μg (respektive o 50 $\mu g/m^3$ PM_{10} a $PM_{2,5}$), u respiračních příčin smrti se udává zvýšení až o 17 %. Úmrtnost stoupá neprodleně nebo se zpožděním 1 – 3 dny. Ve studii realizované ve 20 největších amerických městech v letech 1987 až 1994 bylo prokázáno (Samet a spol) že zvýšení koncentrace PM_{10} o 10 $\mu g/m^3$ vede ke zvýšení celkové úmrtnosti o 0,51 %, a úmrtnost na kardiovaskulární a respirační příčiny se zvyšuje o 0,68 %. Tyto výsledky jsou velmi konzistentní se závěry z předchozích studií, které publikovali Dockery, Pope a Schwartz a ve kterých se zvýšení celkové úmrtnosti vztahované ke zvýšení koncentrace PM_{10} o 10 $\mu g/m^3$ pohybovalo v rozmezí 0,4 - 1 %.

Směrnice pro kvalitu ovzduší v Evropě WHO vydaná v roce 2000 uvádí jako sumární odhad ze 17 epidemiologických studií denní zvýšení celkové úmrtnosti v souvislosti se zvýšením denní průměrné koncentrace PM_{10} o 10 $\mu g/m^3$ o 0,74 %.

Epidemiologické studie dále uvádějí vztahy mezi změnami denních imisních koncentrací PM_{10} a počtem hospitalizací pro respirační onemocnění, spotřebou léků k rozšíření průdušek, frekvencí výskytu příznaků onemocnění dýchacího traktu (např. kašel), a změnami plicních

funkcí při spirometrickém vyšetření. Jako sumární odhad z různých epidemiologických studií vztahený ke zvýšení denní průměrné koncentrace PM_{10} o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ uvádí WHO konkrétně zvýšení počtu hospitalizací z důvodu respiračních onemocnění o 0,8 %, nárůst použití léků k rozšíření průdušek při astmatických potížích o 3 %, zvýšení počtu lidí trpících kašlem o 3,6 % a lidí s podrážděním dolních dýchacích cest o 3,2 %.

Pro hodnocení dlouhodobých účinků na základě ročních průměrných koncentrací existuje podstatně méně podkladů. Pozorované účinky se většinou týkají snížení plicních funkcí při spirometrickém vyšetření u dětí i dospělých, výskytu symptomů chronické bronchitidy a spotřeby léků pro rozšíření průdušek při dýchacích obtížích a zkrácení očekávané délky života. Pro suspendované částice frakce PM_{10} bývají uváděny i u průměrných ročních koncentrací nižších než $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Epidemiologické studie z USA naznačují, že očekávaná délka života v oblastech s vysokou imisí zátěží může být o více než rok kratší ve srovnání s oblastmi se zátěží nízkou. Tato redukce očekávané délky života se přitom začíná projevovat již od průměrných ročních koncentrací jemných částic $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Podle epidemiologických studií uváděných WHO by zvýšení dlouhodobé průměrné koncentrace PM_{10} o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mělo být spojeno se zvýšením úmrtnosti o 10 % a nárůstem prevalence bronchitidy u dětí o 29 %.

Ke kvantitativnímu odhadu zvýšení rizika některých zdravotních ukazatelů u exponované populace je možné použít vztahů, publikovaných na základě metaanalýzy výsledků řady epidemiologických studií v roce 1995 (K. Aunan). Na základě studie zabývající se frekvencí výskytu bronchitidy a chronických respiračních symptomů u dětí (Dockery a spol.) lze stanovit relativní riziko pomocí vztahu $OR = \exp(\beta \cdot C)$, kde β je regresní koeficient 0,02629 (95% interval spolehlivosti $CI = 0,00273 - 0,05187$) a C je roční průměr PM_{10} v $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Podle epidemiologických studií se u neexponované dětské populace chronické respirační syndromy vyskytují v cca 3%.

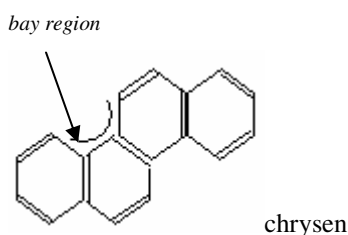
2.2 POLYAROMATICKÉ UHLOVODÍKY – BENZO(A)PYREN (BaP)

PAU jsou velkou skupinou organických sloučenin, které vznikají při nedokonalém spalování organických materiálů. Jejich zdrojem je tedy spalování fosilních paliv, doprava, tabákový kouř a některé průmyslové výroby jako jsou koksovny. PAU mají schopnost přetrvávat v prostředí, kumulují se ve složkách prostředí a v živých organismech, jsou lipofilní a řada z nich má toxické, mutagenní či karcinogenní vlastnosti. Řada z nich má toxické, mutagenní či karcinogenní vlastnosti. Ve vysokých koncentracích (převyšujících koncentrace nejen ve venkovním ovzduší, ale i v pracovním prostředí) mohou mít dráždivé účinky, a působí imunosupresivně snížením hladin IgG a IgA.

V praxi je nejvíce používaným zástupcem PAU při posuzování karcinogenity benzo(a)pyren (BaP). BaP je z hlediska klasifikace karcinogenity zařazen do skupiny 2A - podezřelý karcinogen (IARC 1987), a je také látkou nejčastěji používanou ve formě limitu nebo doporučené hodnoty. Vhodnost použití BaP jako indikátoru je však stále zpochybňována, neboť je založena na předpokladu, že poměr B(a)P a součtu karcinogenních PAU v ovzduší je stále stejný. Mimoto je jeho koncentrace v ovzduší ve srovnání s jinými PAU relativně nízká. PAU mohou působit jak genotoxicky, tak epigeneticky (negenotoxicky). Za úplné karcinogeny jsou považovány ty PAU, které se podílejí na iniciaci i promoci. Mohou působit v různých stupních karcinogeneze. Iniciační vlastnosti PAU jsou, na rozdíl od epigenetických účinků, rozsáhle prostudovány. Epigenetickému působení PAU se odborníci začali věnovat až v posledních letech.

Biologická aktivita PAU závisí na jejich charakteristických vlastnostech. Jednou z nich je jejich metabolická přeměna na reaktivní elektrofilní meziprodukty, které se mohou následně navázat na nukleofilní cíle v molekule DNA, RNA a proteinech. Některé PAU mohou indukovat zánětlivé procesy. Další významná vlastnost PAU je jejich vysoká afinita k Ah receptoru, který ovlivňuje expresi genů jakým je například cytochrom P450A1 a jiné biotransformační enzymy. Díky této vlastnosti dochází následně k transkripční upregulaci genů podléjících se na biotransformaci, růstu a diferenciaci buněk. Nevhodná aktivace Ah receptorů PAU indukuje zvýšenou proliferaci a inhibuje diferenciaci a promoci tumoru. PAU mají inhibiční účinek na mezibuněčnou komunikaci (gap junction). Větší inhibiční účinek vykazují ty PAU, které obsahují ve své struktuře tzv. „bay region“ (např. chrysen, benzo(a)pyren).

Obrázek 1 : „Bay region“ chrysenu



Aby mohly PAU působit jako mutageny či karcinogeny, musí splňovat některé strukturní požadavky. PAU skládající se pouze ze sloučených benzoových cyklů („alternant“) musí mít nejméně 4 cykly a obsahovat „bay“ nebo „fjord“ region. Fjord region obsahuje například dibenzo(a,e)pyren, benzo(c)fenantren. Pokud ovšem molekula PAU, přestože splňuje výše uvedené podmínky, vykazuje velmi nízkou mutagenní a karcinogenní aktivitu, nelze na ni toto pravidlo aplikovat. Schopnost PAU chovat se jako promotor velmi zvyšuje jejich karcinogenní potenciál.

2.2.1 Metabolismus PAU

PAU jsou vysoce lipofilní sloučeniny s nízkou chemickou reaktivitou, které musí být metabolicky aktivované na elektrofilní meziprodukty. Metabolismus xenobiotik má 3 fáze. V první fázi dochází k tvorbě elektrofilních meziproductů, následuje deaktivace těchto meziproductů konjugacími reakcemi a ve třetí fázi dochází k aktivnímu transportu polárních metabolitů z buňky do okolního prostředí. Co se „alternant“ PAU týče, v první fázi z nich vznikají různé epoxidy či, pomocí jednoelektronové oxidace, radikálové kationtové metabolity. Ve druhé fázi jsou tyto elektrofilní sloučeniny přeměňovány na fenoly, diony, dihydrodioly a polárnější, snáze vylučitelné metabolity (glukuronity a konjugáty s glutathionem a síranem). Epoxidová metabolická cesta vede ke vzniku stabilních DNA produktů, zatímco radikálové kationty vznikající z jednoelektronové oxidace dávají vzniknout nestabilním DNA aduktům. Rozsáhlé studie prováděné na mutagenních a karcinogenních PAU a jejich metabolitech identifikovaly tak zvané *bay- a fjord- region DE* jako konečné reaktivní typy. Fjord region DE jsou obecně méně chemicky reaktivní než bay region DE, ale v mnoha případech vykazují větší mutagenní a karcinogenní aktivitu. Buňky různých lidských orgánů obsahují enzymy a enzymové systémy, které jsou nutné pro tvorbu mutagenních a karcinogenních DE.

2.2.2 Dávka – odezva

Je známo, že některé PAU jsou úplné karcinogeny, tzn. působí jak v iniciační tak v promoční fázi. Tvar křivky dávka–odezva u PAU způsobujících rakovinu u zvířat je většinou nelineární, při vysokých dávkách má stoupající charakter. To se shoduje s myšlenkou, že promoce je nestochastická a má nadprahovou křivku dávka–odezva ve tvaru písmene S. To je v kontrastu

s čistě genotoxickými karcinomy, u nichž je pravděpodobnost vzniku, při nízkých dávkách genotoxických látek, lineárně závislá na dávce bez prahové hodnoty. Lze tedy říci, že pravděpodobnost iniciace má lineární bezprahovou křivku a pravděpodobnost a intenzita promoce má pravděpodobnostní kumulativní funkci tvaru písmene S.

Lipofilní PAU, které projdou slizniční výstelkou, jsou sice dobře rozpustné v membráně bronchiálního epitelu, ale na druhé straně jsou jen pozvolna transportovány do kapilární krve. Tento proces závisí na rozpustnosti PAU v tucích; např. benzo(a)pyren, který obsahuje 5 benzoových cyklů, se v membráně rozpouští lépe než v buněčné tekutině ve srovnání s pyrenem, který se skládá ze 4 cyklů. V důsledku je benzo(a)pyren uvolňován do cirkulace pomaleji než pyren. Bronchiální epitel proto dosahuje vysokých koncentrací PAU i při nízké enviromentální expozici. Při vysokých koncentracích PAU v ovzduší je metabolická kapacita epitelu dýchacích cest satureována. Játra mají ale velkou metabolickou kapacitu, hlavní frakce PAU (jež je absorbována do krve) tudíž nenasytí jaterní kapacitu ani při vysokých enviromentálních koncentracích PAU. Pokud dávka při hodnocení rizika, které je založeno na pokusech na zvířatech, přesahuje kapacitu plic, může dojít k podcenění rizika rakoviny.

2.2.3 Kvantitativní odhad rizika

Hodnocení karcinogenního rizika pro jednotlivé PAU a jejich směsi je založeno především na pokusech s laboratorními zvířaty a na epidemiologických studiích prováděných v pracovním prostředí. Je pravděpodobné, že jednotlivé PAU přispívají k vzniku rakoviny více mechanismy, často pak v interakci s dalšími vrozenými a získanými faktory. Odhad rizika při nízké hladině expozice by měl být, při současném stupni poznání, založen na předpokladu linearity vztahu dávka – odezva. A to navzdory faktu, že odpovědi na vysoké dávky jsou v pokusech se zvířaty nelineární. Za základ vyjádření potenciálního karcinogenního rizika je obecně považován benzo(a)pyren a na základě experimentálních dat mohou být vypočteny hodnoty toxických ekvivalentních faktorů (TEF) pro jednotlivé PAU.

Kvantitativní odhady rizika využívají ke zhodnocení kvantitativního rizika PAU, s benzo(a)pyrenem jako indikátorem, převážně zhodnocení zvýšeného rizika rakoviny plic u pracovníků koksárenských pecí. Z tohoto vztahu odvozuje své závěry také WHO v *Air Quality Guidelines for Europe*.

Silně zvýšené riziko úmrtí na rakovinu dýchacího systému bylo prokázáno u pracovníků koksárenských pecí v Allegheny County v Pensylvánii, USA, kteří byli sledováni v letech 1953 – 1970. Agentura na ochranu životního prostředí USA (U.S. EPA) v roce 1984 použila pro odhad individuální expozice linearizovaný víceúrovňový matematický model, čímž vytvořila horní hranici odhadu rizika pro frakci emisí z koksárenských pecí rozpustnou v benzenu. Odhad rizika provedený U.S. EPA byl převeden na hladiny benzo(a)pyrenu, přičemž se předpokládalo, že v benzenovém extraktu je 0,71% benzo(a)pyrenu. Pomocí této hodnoty lze odhadnout celoživotní riziko rakoviny dýchacího systému $8,7 \times 10^{-5}$ při expoziční koncentraci benzo(a)pyrenu 1 ng/m^3 . Tento odhad rizika by znamenal, že 9 ze 100 000 exponovaných osob by zemřelo na rakovinu respiračního traktu následkem strávení celého života v ovzduší s průměrnou koncentrací benzo(a)pyrenu 1 ng/m^3 ve směsi s dalšími PAU a doprovodnými látkami emisí z koksárenských pecí.

WHO pouze specifikuje odhad rizika PAU, neudává hodnoty pro žádné genotoxické karcinogeny, protože nelze doporučit bezpečnou hladinu v ovzduší. V roce 1985 vypočítal Pott (1985) na základě údajů pracovníků koksárenských pecí podobné riziko jaké uvedlo WHO, a to 5×10^{-5} .

Starší odhad rizika založený na rakovině plic u pracovníků v britských plynárnách byl vyšší, 43×10^{-5} .

Při výrobě hliníku byl kvantitativní odhad rizika 1×10^{-5} jako expozice v pracovním prostředí za 40 let. Po přepočtu na celoživotní expozici je to přibližně 9×10^{-5} , což se v podstatě shoduje s odhadem WHO. Několik epidemiologických studií poukázalo na zvýšené riziko rakoviny plic u osob vystavených v zaměstnání výfukovým plynům, např. američtí pracovníci železnic^{40,41} a švédští zaměstnanci loděnic. Z těchto studií zatím nebyl proveden kvantitativní odhad rizika vůči PAU. Hrubé srovnání benzo(a)pyrenu inhalovaného z naftových výfukových plynů a z emisí koksárenských pecí, které by mohlo vyvolat určitou incidenci rakoviny plic, provedli Pott a Heinrich (1990). Autoři došli k závěru, že u naftových výfukových plynů bylo zapotřebí mnohem menší dávky benzo(a)pyrenu než u emisí z koksárenských pecí.

Dobře popsáno je riziko rakoviny plic ve spojení s kouřením. Pokud ale srovnáme riziko kuřáků s rizikem pracovníků koksárenských pecí vzhledem k benzo(a)pyrenu, má množství kuřáky inhalovaného benzo(a)pyrenu mnohem menší karcinogenní významnost než emise z koksárenských pecí. Obsah nesubstituovaných PAU je pravděpodobně pouze částečně odpovědný za karcinogenitu cigaretového kouře a naftových výfukových plynů, proto jsou tyto expozice málo vhodné pro hodnocení kvantitativního rizika PAU.

Ve městech je incidence rakoviny plic obecně vyšší než na venkově. Tento rozdíl může být zčásti způsoben znečištěním ovzduší. Souhrnná studie 9 kohortových a 13 studií případů a kontrol autorů Pershagen a Simonato (1993) uvádí relativní riziko rakoviny vzhledem ke kouření řádově 1 – 1,5. V těchto studiích však chybí údaje o množství PAU a nemohou být proto použity pro zhodnocení kvantitativního odhadu rizika PAU nebo benzo(a)pyrenu. Velké množství rakoviny plic jako důsledek vaření na kouřícím uhlí bez náležité ventilace bylo popsáno u žen Xuan Wei v Číně. Průměrná hodnota benzo(a)pyrenu byla $14,7 \text{ ng/m}^3$. Tuomisto a Jantunen (1987) použili tato data a vypočítali jednotkové riziko rakoviny plic $6,7 \times 10^{-5}$. V holandském *Criteria Document on PAU* byly citovány některé výše uvedené odhady rizika a hodnota 10×10^{-5} byla shledána jako nejpřílehavější.

Ve Velké Británii vypracoval *Expert Panel on Air Quality Standards* zprávu týkající se PAU, ve které poukazuje na podobnost profilů PAU v městském ovzduší a tavírně hliníku. Panel odborníků se shodl na tom, že studie z pracovního prostředí tavírny hliníku tvoří vhodný základ pro doporučení standardu v prostředí. Panel vybral kanadskou studii pracovníků výroby hliníku vypracovanou Armstrongem (1994), ze které vypočítal doporučenou hodnotu $0,25 \text{ ng/m}^3$ B(a)P jako roční průměr (přepočítáním z pracovní expozice na celoživotní expozici) – doporučenou hodnotu pro vnější ovzduší.

Odhad rizika udávaný Světovou zdravotnickou organizací použila Švédská vládní komise pro zdraví a životní prostředí (Swedish Governmental Commission on Environmental Health), když navrhovala snížení zdravotních rizik z venkovního ovzduší. Jako cíl pro PAU si určila hladinu benzo(a)pyrenu jako indikátoru znečištění $0,1 \text{ ng/m}^3$ pro dlouhodobý průměr. Tato hladina koresponduje s teoretickým rizikem rakoviny při celoživotní expozici 1×10^{-5} .

Tabulka 1 : Kvantitativní odhady rizika pro BaP a PAU s BaP jako indikátorem rizika.

podklad pro výpočet	jednotkové riziko	odkazy
američtí pracovníci koksárenských pecí	87×10^{-6}	WHO (1987, 2000)
američtí pracovníci koksárenských pecí	23×10^{-6}	Muller (1997)
američtí pracovníci koksárenských pecí	50×10^{-6}	Pott (1985)
britští pracovníci plynáren	430×10^{-6}	Pike (1983)
kouřící uhlí v Číně (indoors)	67×10^{-6}	RIVM (1989)
nejvhodnější odhad	100×10^{-6}	RIVM (1989)
taviči hliníku	90×10^{-6}	Armstrong a spol. (1994), převáděno z pracovní na celoživotní expozici

2.2.4 Účinnost jednotlivých PAU ve srovnání s benzo(a)pyrenem

Dostupné experimentální studie s benzo(a)pyrenem nejsou ideální pro kvantitativní zhodnocení inhalačního rizika rakoviny plic a studie, které by se zabývaly jednotlivými PAU buď vůbec neexistují nebo nejsou adekvátní. Nicméně IARC klasifikovala mnoho PAU jako pravděpodobné („probable“) či možné („possible“) lidské karcinogeny a někteří autoři použili údaje z různých testů rakoviny, aby seřadili PAU podle karcinogenního potenciálu vzhledem k benzo(a)pyrenu (tzv. toxický ekvivalentní faktor – TEF). Ačkoli tato porovnávání nejsou založena na inhalačních experimentech, ale na jiných testech rakoviny, je možné je využít k utřídění PAU na více či méně účinné. Při výběru indikátoru pro ovzduší budou účinnější PAU upřednostněny před méně účinnými. V tabulce 6 jsou uvedeny hlavně ty PAU, které uspořádal více než 1 autor. Hodnoty TEF nejsou přesné, jsou založeny na dostupných údajích, které jsou v mnoha případech velmi skrovné. TEF by se měly používat opatrně, neboť studie zabývající se směsí PAU ukázaly, že tyto látky se mohou vzájemně metabolicky ovlivňovat mnoha různými způsoby. Nisbert a LaGoy (1992) shrnuli odhady relativní účinnosti PAU. Konečné výsledky jimi shrnutých studií zahrnovaly nádory plic u krys exponovaných intrapulmonárně PAU; úplnou karcinogenezi v myší kůži; papilomy (nezhoubné epitelové nádory) a/ nebo karcinomy myší kůže v iniciačních-promočních studiích; sarkomy v místě injekčního podání do kůže myši; PAU–DNA adukty v *in-vitro* studiích. Odhady TEF byly vypočítány z údajů každé studie pomocí stejného matematického modelu vztah dávka–odpověď pro každou látku zvlášť a výsledky byly porovnány s výsledky získanými pro benzo(a)pyren. Podle autorů Nisbert a LaGoy (1992) rozdělila U.S. EPA v roce 1984 PAU na karcinogenní a nekarcinogenní. Účinnost karcinogenních byla považována stejně silná jako účinnost benzo(a)pyrenu, jehož TEF je rovno 1. Všem nekarcinogenním PAU byla dána hodnota TEF = 0. TEF autorů Nisbert a LaGoy byly zaokrouhleny na řádovou hodnotu, což dle autorů vhodně odráží současný stupeň poznání. Hodnoty jsou uvedeny v tabulce 6. Hodnota TEF pro dibenzo(a,h)antracen je vyšší než dříve publikované. Některé nekarcinogenní PAU (fluoranten, fenantren, pyren) mají hodnotu TEF 0,001 na rozdíl od U.S. EPA, kde TEF pro tyto látky = 0. Nisbert a LaGoy dali tuto hodnotu nekarcinogenním PAU, protože v některých studiích vykazují určitou, i když limitovanou, karcinogenní aktivitu. A ačkoli je tato hodnota velmi nejistá, může mít velký význam v místě, kde jsou vysoké hladiny těchto PAU. Hodnoty TEF autorů Krewski a spol. (1989) byly založeny na různých biotestech a příslušných údajích. Původní data ovšem v článku uvedeny nebyly.

V *Integrated Criteria Document PAHs* – Nizozemí bylo posuzováno 10 PAU. Jejich karcinogenní potenciál byl hodnocen na základě orálního, inhalačního, intraperitoneálního nebo dermálního podání v experimentech na zvířatech. TEF pro fenantren a fluoranten jsou zde relativně vysoké v porovnání s hodnotami, které uvádí U.S. EPA a Nisbert a LaGoy (viz. tab. 6). Účinnost může být z velké míry závislá na způsobu aplikace a cílovém orgánu.

V dokumentu vydaném kalifornskou EPA byly spočítány TEF pro ty PAU a jejich deriváty, které jsou karcinogenní pro zvířata (viz. také Collins a spol 1998). Pro většinu těchto chemikálií byly použity údaje o karcinogenezi myší kůže a porovnány s karcinogenní aktivitou benzo(a)pyrenu. Pro některé sloučeniny byly rovněž použita data z experimentů, ve kterých byly tyto látky podány intrapulmonárně krysám a z testů na adenomy plic u čerstvě narozených myší. TEF jsou uvedeny v tab. 6. Na rozdíl od ostatních zahrnovala tato studie dibenzopyreny. Na základě testu iniciačních nádorů kůže u myši a nádoru prsní žlázy u krys dostlali dibenzo(a,l)pyren, dibenzo(a,h)pyren a dibenzo(a,i)pyren hodnotu TEF 10 a dibenzo(a,e)pyren hodnotu 1. Nejúčinnější byl dibenzo(a,l)pyren.

Tabulka 2 : Tab.2 Relativní účinnost jednotlivých PAU vzhledem k benzo(a)pyrenu (TEF) dle různých autorů. (sp.rep)

Sloučenina	<u>Chu a Chen (1984)</u> (cit. Nisbet a LaGoy 1992)	<u>Clement (1986)</u> (cit. Nisbet a LaGoy 1992); <u>Krewski a sp. (1989)</u>	<u>Nisbet a LaGoy (1992)</u>	<u>Nizozmí (RIVM 1989)</u>	<u>CARB (1994); Collins a sp. (1998)</u>	<u>Health Canada (Meek a sp. 1994)</u>	<u>Ontario (Muller 1997)</u>	<u>Larsen a Larsen (1998)</u>
antracen			0,01	0				0,0005
fenantren			0,001	0,01			0,00064	0,0005
benz(a)antracen	0,013	0,145	0,1	0 - 0,04	0,1		0,014	0,005
benzo(c)fenantren							0,023	0,023
chrysen	0,001	0,0044	0,01	0,05 - 0,89	0,01		0,026	0,03
fluoranten			0,001	0 - 0,06				0,05
pyren		0,081	0,001				0	0,001
benzo(a)pyren	1	1	1	1	1	1	1	1
benzo(e)pyren		0,004					0	0,002
benzo(b)fluoranten	0,08	0,14	0,1		0,1	0,06	0,11	0,1
benzo(j)fluoranten		0,061			0,1	0,05	0,045	0,05
benzo(k)fluoranten	0,04	0,066	0,1	0,03 - 0,09	0,1	0,04	0,037	0,05
cyklopenta(cd)pyren		0,023					0,012	0,02
dibenzo(a,h)antracen	0,069	1,11	5				0,89	1,1
antantren		0,32					0,28	0,3
benzo(ghi)perylen		0,022	0,01	0,01 - 0,03			0,012	0,02
dibenzo(a,e)pyren					1		1,0 ^a	0,2
dibenzo(a,h)pyren					10		1,2	1
dibenzo(a,i)pyren					10			0,1
dibenzo(a,l)pyren					10		100 ^a	1
indeno(1,2,3-cd)pyren	0,017	0,232	0,1	0 - 0,08	0,1	0,12	0,067	0,1

^aMuller a spol. (1995), citováno v WHO/IPCS (1998)

V reportu vydaném *Health Canada* (1994) bylo 5 PAU označeno jako pravděpodobně karcinogenní pro člověka a tyto PAU byly vyhodnoceny na základě studie autorů Deutsch–Wenzel a spol. (1983). Karcinogenní potenciál byl odhadnut na základě multistupňového modelování nádorové incidence (viz. Tab 6).

Studie autorů Deutsch–Wenzel a spol. (1983) tvoří také základ pro výpočet relativní účinnosti sloučenin v britské studii z roku 1989. (Expert panel, 1999. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Expert Panel on Air Quality Standards, Department on the Environment, London: HMSO) Ta uvedla následující hodnoty TEF pro tyto pravděpodobné a možné karcinogeny: 0,1 pro benz(a)antracen; 0,91 pro dibenz(a,h)antracen; 0,11 pro benzo(b)fluoranten; 0,03 pro benzo(k)fluoranten; 0,08 pro indeno(1,2,3-cd)pyren a 0,03 pro chrysen. V kanadském reportu vypracovaném pro *Ontario Ministry of Environment and Energy* bylo uvedeno TEF pro 209 jednotlivých PAU. Hodnoty TEF jsou zde založeny na iniciaci nádorů v kůži myši. Pokud daná data nebyla k dispozici, byly použity údaje z testů na plicích krys nebo údaje o kompletní karcinogenitě myši kůže. Uvedené TEF jsou shodné s hodnotami autorů Nisbert a LaGoy (1992) kromě dibenz(a,h)antracenu, jehož hodnota je blízka 1 (viz. tab. 6). Přestože bylo hodnoceno velké množství PAU, pro většinu PAU hojně se nacházejících v ovzduší stále není spočítáno TEF. V jedné z novějších studií uvedl Larsen a Larsen (1998) odhady karcinogenních potenciálů různých PAU vzhledem k benzo(a)pyrenu (viz. tab. 6). Vypočítání TEF založil na rozsáhlé databázi karcinogenních studií s různými způsoby aplikace PAU. Hodnoty jsou podobné hodnotám autorů Nisbert a LaGoy (1992),

nicméně hodnota pro fluoranten je 0,05 ve srovnání s 0,001, což je významný rozdíl, protože fluoranten se v ovzduší vyskytuje v relativně vysokých množstvích (v 10x větším množství než benzo(a)pyren).

V praxi je nejznámějším zástupcem PAU při posuzování karcinogenity benzo(a)pyren (BaP), který je nejlépe prostudovanou sloučeninou této skupiny látek. BaP je zařazen do skupiny 2A (IARC1987), ten je také látkou nejčastěji používanou ve formě limitu nebo doporučené hodnoty. Jednotka rizika uváděná WHO je $8,7 \cdot 10^{-5} (\text{ng}/\text{m}^3)^{-1}$. Tomu odpovídající koncentrace pro celoživotní riziko $1 \cdot E^{-6}$ je $0,012 \text{ ng}/\text{m}^3$.

WHO uvádí na základě měření v 90. letech v Evropě v oblastech neovlivněných zdroji průměrné koncentrace BaP v ovzduší $1,7\text{-}3,15 \text{ ng}/\text{m}^3$ v oblastech ovlivněných dopravou a průmyslovými zdroji $3\text{-}6 \text{ ng}/\text{m}^3$. Souhrnně považuje WHO za současný roční průměr v evropských městech hodnotu v rozmezí $1\text{-}10 \text{ ng}/\text{m}^3$. Čistě přírodní pozadí odpovídá koncentraci menší než $1 \text{ ng}/\text{m}^3$. Koncentrace v místnosti intenzivně znečištěné cigaretovým kouřem je asi $22 \text{ ng}/\text{m}^3$.

3 Odhad expozice

Při stanovování expozice je potřeba definovat množství škodliviny, které překročí hranice organismu. Toto množství je dáno koncentrací látky v mediu, frekvencí expozice, dobou trvání expozice a dalšími faktory. Pro vstup hodnocených látek z ovzduší do organismu je hlavní expoziční cestou vdechování. Denní průměrný příjem škodliviny inhalační cestou je pak možno stanovit na základě následujícího vztahu:

$$ADD = \frac{K * IR * EF * ED}{BW * AT}$$

kde ADD je průměrná denní dávka
K je průměrná koncentrace škodliviny v ovzduší
IR je inhalované množství vzduchu za 24 hodin
EF je počet dnů expozice v roce
ED trvání expozice v letech
BW tělesná hmotnost
AT je celková doba průměrování expozice.

Pro vyhodnocování inhalační expozice je obvykle počítáno s průměrným množstvím vdechnutého vzduchu 20 m^3 za den na dospělého člověka. Za referenční tělesnou hmotnost je považováno 70 kg, počet dnů expozice 350 a celková doba 70 let. Ve screeningovém scénáři je používána nejnepríznivější varianta (horní mez), která předpokládá, že lidé jsou vystaveni hodnoceným koncentracím celých 24 hodin. Tento přístup do určité míry nadhodnocuje vliv těch látek, které se nacházejí ve venkovním ovzduší v koncentracích vyšších než ve vnitřním ovzduší budov.

Pro odhad expozice bylo provedeno částečné doplnění nebo nahrazení výsledků měření daty pořizovanými ve stejných lokalitách v rámci provozovaných systémů dlouhodobého monitorování. V případě suspendovaných částic jde o výsledky měření ze stanic AIMu č.1005, 1008, 1410, v případě polyaromatických uhlovodíků o data z měření Zdravotního ústavu v Ostravě Přívoze.

4 Charakterizace rizika

4.1 SUSPENDOVANÉ ČÁSTICE

Vliv zvýšených koncentrací suspendovaných částic v ovzduší na nemocnost a úmrtnost, především respirační a kardiovaskulární, patří mezi nejčastěji popisované vztahy v epidemiologických studiích. Mnoho prací ukazuje na zvýšení celkové úmrtnosti o 3-12 %, při zvýšení koncentrace TSP o 100 μg (respektive o 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$), u respiračních příčin smrti se udává zvýšení až o 17 %. Úmrtnost stoupá neprodleně nebo se zpožděním 1 – 3 dny.

Ve studii realizované ve 20 největších amerických městech v letech 1987 až 1994 bylo prokázáno (Samet a spol.), že zvýšení koncentrace PM_{10} o 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vede ke zvýšení celkové úmrtnosti o 0,51 %, a úmrtnost na kardiovaskulární a respirační příčiny se zvyšuje o 0,68 %.

Při charakterizaci zdravotního rizika inhalace PM_{10} můžeme především vycházet ze závěrů Směrnice WHO pro kvalitu ovzduší v Evropě z roku 2000, která uvádí jako sumární odhad ze 17 epidemiologických studií denní zvýšení celkové úmrtnosti o 0,74 % v souvislosti se zvýšením denní průměrné koncentrace PM_{10} o 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pro působení prachových částic v ovzduší nebyla zatím zjištěna prahová koncentrace, k ovlivnění dochází už při koncentracích velmi nízkých. Proto také není stanovena referenční inhalační dávka.

Pro hodnocení dlouhodobých účinků na základě ročních průměrných koncentrací existuje mnohem méně podkladů. Pozorované účinky se většinou týkají snížení plicních funkcí, výskytu symptomů chronické bronchitidy a spotřeby léků pro rozšíření průdušek při dýchacích obtížích a zkrácení očekávané délky života. Pro suspendované částice frakce PM_{10} bývají uváděny již od průměrné roční koncentrace PM_{10} 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Zvýšení tohoto průměru o 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ by mělo být spojeno se zvýšením úmrtnosti o 10 % a nárůstem prevalence bronchitis u dětí o 29 %. Proto je prašný aerosol stále významnou znečišťující látkou v ovzduší.

Bylo provedeno hodnocení ve vztahu k dlouhodobým účinkům reprezentovaným ročními středními hodnotami, pro to byla zvolena pro ilustraci odpovídající funkce dávky a odpovědi.

Ke kvantitativnímu odhadu zvýšení rizika některých zdravotních ukazatelů u exponované populace při hodnocení dlouhodobých účinků je možné použít vztahů, publikovaných na základě metaanalýzy výsledků epidemiologických studií v roce 1995 (K.Aunan). Na základě studie zabývající se frekvencí výskytu bronchitis a chronických respiračních symptomů u dětí (Dockery a spol.) lze stanovit relativní riziko pomocí vztahu $\text{OR} = \exp(\beta \cdot C)$, kde β je regresní koeficient 0,02629 (95% interval spolehlivosti $\text{CI} = 0,00273-0,05187$) a C je roční průměr PM_{10} v $\mu\text{g}/\text{m}^3$. OR (Odds Ratio) je tzv. poměr dvou šancí, tedy poměr šancí výskytu onemocnění v exponované a neexponované populaci. Podle epidemiologických studií se u neexponované dětské populace chronické respirační syndromy vyskytují v cca 3%.

Odhad rizika výskytu bronchitis a chronických respiračních symptomů u dětí
v závislosti na průměrné roční koncentraci PM_{10}

Lokalita/varianta	PM_{10} - Kr ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) 2001	OR (95%CI)	Prevalence (%)
Most	24	1,879 (1,068-3,473)	5,6 (3,2-10,4)
Teplice	38	2,716 (1,109 -7,178)	8,2 (3,3-21,5)
Ostrava	48	3,532 (1,140-12,058)	10,6 (3,4-36,1)

Lokalita/varianta	PM ₁₀ - Kr (µg/m ³) 2001	OR (95%CI)	Prevalence (%)
Most	23	1,831 (1,065-3,297)	5,5 (3,1-10,3)
Teplice	35	2,510 (1,100 -6,144)	7,5 (3,3-18,4)
Ostrava	53	4,028 (1,156-15,629)	12,1 (3,5-46,2)

Expozice suspendovaným částicím frakce PM₁₀ v uvedených průměrných ročních koncentracích v letech 2001 a 2002 představuje podle teoretického výpočtu zvýšení výskytu zánětu průdušek a dalších respiračních symptomů u dětí ze 3% výskytu ve zcela neovlivněné populaci na 5,5-5,6% v Mostě, 8,2-7,5% v Teplicích a 10,6 – 12,1% v Ostravě.

Pro charakterizaci rizika dlouhodobých účinků PM₁₀ je možno vycházet také ze závěrů směrnice WHO pro kvalitu ovzduší v Evropě z roku 2000, uvedených výše. Pro celkovou úmrtnost je RR (relativní riziko) 1,10 (95% interval spolehlivosti CI = 1,03 – 1,08) a pro výskyt bronchitid je RR (relativní riziko) 1,29 (95% interval spolehlivosti CI = 0,96 – 1,83). Pak je možno odhadnout jaký nárůst těchto jevů znamená znečištění ovzduší suspendovanými částicemi frakce PM₁₀ v hodnocených oblastech v roce 2002 proti hypotetické situaci, kdy by byla dosažena úroveň znečištění 20 µg/m³. Za základ je brána hrubá míra úmrtnosti v České republice 10,9 případů na 1000 obyvatel a prevalence bronchitis 30 případů na 1000 obyvatel.

Odhad rizika úmrtnosti a výskyt bronchitis v roce 2002
daný koncentrací suspendovaných částic PM₁₀ nad 20 µg/m³

Lokalita	K r – 20 (µg/m ³)	Navýšení úmrtnosti	úmrtnost na 1000 obyvatel	Navýšení výskytu bronchitid	Výskyt bronchitid na 1000 obyvatel
Most	3	1,03	11,227	1,057	31,71
Teplice	15	1,15	12,535	1,435	43,05
Ostrava	33	1,33	14,497	1,957	58,71

Zvýšení koncentrací o které překračuje současná situace ve znečištění ovzduší suspendovanými částicemi frakce PM₁₀ průměrnou roční koncentrací 20 µg/m³ představuje pro obyvatele hodnocených sídel zvýšení úmrtnosti o 0,3 až 3,6 případů a zvýšení výskytu bronchitid o 2 až 29 případů na 1000 obyvatel.

4.2 POLYAROMATICKÉ UHLOVODÍKY

K odhadu míry karcinogenního rizika pro polyaromatické uhlovodíky byl použit jako indikátorová látka benzo-a-pyren a jednotka rizika uváděná WHO $8,7 \cdot 10^{-5} (\text{ng/m}^3)^{-1}$. Tomu odpovídající koncentrace pro celoživotní riziko $1 \cdot 10^{-6}$ je 0,012 ng/m³. Jak bylo uvedeno v kapitole o odhadu expozice, data získaná v rámci VaV nelze použít pro výpočet dlouhodobé střední hodnoty, proto jsou v případě Ostravy použita data ze systému MZSO měřená na stanici provozované Zdravotním ústavem se sídlem v Ostravě. V případě Mostu a Teplic taková data pro roky 2001 a 2002 nejsou k dispozici, proto byla pouze pro orientační srovnání použita hodnota získaná v jiném severočeském městě – Ústí nad Labem.

Lokalita	BaP-Kr(ng/m ³) 2001	ILCR	BaP- Kr (ng/m ³) 2002	ILCR
Ústí n/L	1,45	$1,3 \times 10^{-4}$	1,43	$1,2 \times 10^{-4}$
Ostrava	6,99	6×10^{-4}	7,78	$6,8 \times 10^{-4}$

To znamená, že uvedené koncentrace BaP mohou přispět ke zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění v Ostravě přibližně o 6-7 případů v Ústí nad Labem pak o 1,2 – 1,3 případy na 10 000 celoživotně exponovaných lidí (tj za 70 let) při teoretickém předpokladu, že úroveň znečištění benzo-a-pyrenem se po celou tuto dobu nezmění.

5 Nejistoty hodnocení

Při dalším použití uvedených závěrů si musíme být vědomi nejistot, daných použitými vstupními daty a postupy, které v sobě skrývá každé hodnocení rizika.

- nejistoty jsou obsaženy ve vstupních datech o imisních koncentracích a jejich reprezentativnosti pro hodnocené lokality
- další nejistotou odhadu rizika je fakt, že byl proveden bez znalosti informací o exponovaném obyvatelstvu, jeho počtu, věkovém složení apod.
- použitý screeningový expoziční scénář uvažuje nejnepříznivější variantu (horní mez), která předpokládá, že lidé jsou vystaveni hodnoceným koncentracím celých 24 hodin; tento přístup může u některých látek nadhodnocovat míru rizika z venkovního ovzduší
- použití vztahu mezi dávkou a účinkem na základě epidemiologických dat ze zahraničních studií v sobě také skrývá řadu nejistot. Použití těchto vztahů je nutné, poněvadž údajů o vztahu dávka - účinek je nedostatek. Při tom je jasné, že přenesení těchto vztahů z jiného prostředí, z populace s jinými životními zvyklostmi, může být zatíženo jistými nepřesnostmi. Kromě ovzduší se mohou uplatňovat další negativní vlivy, socioekonomická situace, životní styl, rozdíly mohou být v diagnostických zvyklostech lékařů, způsobu evidence případů a pod.
- karcinogenní riziko polyaromatických uhlovodíků hodnocené pomocí BaP jako reprezentanta je běžně používáno, ale skrývá v sobě řadu nejistot uvedených v kapitole o účincích polyaromatických uhlovodíků.
- Použití jednotek karcinogenního rizika, odvozených lineární extrapolací z působení vysokých koncentrací nemusí odpovídat nízkým expozičním koncentracím, které se vyskytují ve venkovním ovzduší. Přesto je standardně používáno s vědomím, že představuje horní mez odhadu rizika.

VI. Souhrn

Bylo provedeno orientační hodnocení zdravotních rizik, vyplývajících z expozice populace suspendovaným částicím frakce PM₁₀ a polyaromatickým uhlovodíkům pro situaci charakterizovanou výsledky měření na stacionárních stanicích imisního monitoringu v Mostě, Teplicích a Ostravě –Přívoze v roce 2001 a 2002. Podle současných znalostí o účinku těchto látek je ovlivněna nemocnost, úmrtnost a riziko vzniku nádorových onemocnění. Expozice suspendovaným částicím frakce PM₁₀ v uvedených průměrných ročních koncentracích v letech 2001 a 2002 představuje podle teoretického výpočtu zvýšení výskytu zánětu průdušek a dalších respiračních symptomů u dětí ze 3% výskytu ve zcela neovlivněné populaci na 5,5-5,6% v Mostě, 8,2-7,5% v Teplicích a 10,6-12,1% v Ostravě. Koncentrace suspendovaných částic frakce PM₁₀, překračující v roce 2001 a 2002 průměrnou roční koncentraci 20 µg/m³, představují pro obyvatele hodnocených sídel zvýšení úmrtnosti o 0,3 až 3,6 případů a zvýšení výskytu bronchitid o 2 až 29 případů na 1000 obyvatel. Měřené koncentrace BaP mohou přispět ke zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění v Ostravě přibližně o 6-7 případů na 10 000 celoživotně

exponovaných lidí (tj. za 70 let) při teoretickém předpokladu, že úroveň znečištění benzo(a)pyrenem se po celou tuto dobu nezmění.

Toto hodnocení přes svůj skriningový charakter ukazuje na význam znečištění ovzduší suspendovanými částicemi a polyaromatickými uhlovodíky a potřebu dalšího zpřesňování našich znalostí, a současně a zejména na potřebu hledání cest dalšího snižování jejich koncentrací v ovzduší.

VII. Literatura

1. Health costs due to Road traffic-related Air pollution, prepared for the WHO Ministerial conference on Environment and Health, London, June 1999
2. Holgate S.T., Samet J.M., Koren H.S., Maynard R.L.: Air pollution and Health, Academic Press, London, 1999
3. WHO : Směrnice pro kvalitu ovzduší v Evropě, MŽP ČR, 1996
4. WHO : Air Quality Guidelines for Europe, second edition, 2000.
5. U.S.EPA : Data base IRIS / Integrated Risk Information System /, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment U.S.EPA
6. U.S.EPA : Risk – Based Concentration Table, U.S.EPA – Region III Superfund Technical Section, 2001
7. ATSDR, Division of Toxicology: Minimal Risk Levels for Hazardous Substances, Atlanta, Georgia, USA
8. SZÚ Praha : Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – subsystém 1 - „Monitoring zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k venkovnímu a vnitřnímu ovzduší“ – odborná zpráva za rok 2001, 2002 SZÚ Praha, 2002, 2003
9. Marhold J.: Přehled průmyslové toxikologie – organické látky, Avicenum 1986, str.264-265
10. IARC Monographs : Summary of Data Reported and Evaluation, Lyon, 1995
11. U.S.EPA: Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I, Human Health Evaluation Manual (Part A), Interim Final, Office of Emergency and Remedial Response U.S.EPA, Washington, D.C., 1989
12. Metodický návod HEM-300-19.9.05/31639 Zásady a postupy hodnocení a řízení zdravotních rizik v činnostech odboru hygieny obecné a komunální
13. Schwartz, J., Spix, C., Wichmann, H.E., Malin, E. (1991) Air pollution and acute respiratory illness, in five German communities, Environ. Res., 56, 1-14
14. Kotulán J.: Zdraví a Životní prostředí, Avicenum Praha 1991, 278 str.
15. Aunan, K: Exposure-response Functions for Health Effect of Air Pollutants Based on Epidemiological Findings, Report 1995:8, University of Oslo, Center for International Climate and Environmental Research
16. WHO (2000) Air Quality Guidelines for Europe 2th edition, WHO Regional Office for Europe, WHO Regional Publications, European Series, No. 91
17. Health effects of ozone and nitrogen oxides in an integrated assessment of air pollution, proceedings of an international workshop, Eastbourne UK, 1996
18. Hasselblad, V., Eddy, D.M., Kotchmar, D.J. (1992) Synthesis of Environmental evidence nitrogen dioxide epidemiology studies, J. Air Waste Manage Assoc. 42, 662-671
19. Metodický pokyn odboru ekologických rizik a monitoringu MŽP ČR k hodnocení rizik č.j. 1138/OER/94
20. Manuál prevence v lékařské praxi díl VIII. Základy hodnocení zdravotních rizik, SZÚ Praha, 2000

21. Zásady a postupy hodnocení a řízení zdravotních rizik v činnosti HS, MZ ČR, 2001
22. CARB 1994. Benzo(a)pyrene as a Toxic Air Contaminant; Part B Health Assessment. Berkeley, CA: California Environmental Protection Agency, Air Resources Board
23. Government of Canada, 1994. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Ottawa: National Printers (Ottawa) Inc. Harvey RG, 1991. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Chemistry and Carcinogenicity. Cambridge, UK: Cambridge University Press
24. Larsen JC, Larsen PB, 1998. Chemical carcinogens. In: Air Pollution and Health (Hester RE, Harrison RM, eds). Cambridge UK: The Royal Society of Chemistry, 33 – 56
25. RIVM, 1989. Integrated Criteria Document PAHs. 758474011: 1 – 199. Bilthoven: National Institute of Public Health and Environmental Protection
26. Nisbet ICT, LaGoy PK, 1992. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Regul Toxicol Pharmacol 16: 290 – 300