

Michal RITZ\*, Lucie BARTOŇOVÁ\*\*, Zdeněk KLIKA\*\*\*

## EMISE TĚŽKÝCH KOVŮ A POLYAROMATICKÝCH UHLOVODÍKŮ PŘI SPALOVÁNÍ UHLÍ V PRŮMYSLÝCH A MALÝCH TOPENIŠTÍCH

EMISSIONS OF HEAVY METALS AND POLYAROMATIC HYDROCARBONS DURING COAL COMBUSTION IN INDUSTRIAL AND SMALL SCALE FURNACES

### Abstrakt

V této práci je podán literární přehled o emisích těžkých kovů a polyaromatických uhlovodíků při spalování uhlí. Článek se zaměřuje nejen na velká průmyslová topeniště, ale všimá si i problematiky malých lokálních topenišť. Emisím z průmyslových topenišť je v literatuře věnována značná pozornost. Naopak studií o malých topeništích je podstatně méně, ačkoli byl emisím z těchto topenišť prokázán značný vliv nejen na životní prostředí, ale i na zdravotní stav populace v jejich okolí.

### Abstract

In this paper a survey of literature dealing with emissions of heavy metals and polyaromatic hydrocarbons during coal combustion is given. The paper is focused not only at big industrial furnaces, but also at problems of small scale furnaces. There is a lot of studies dealing with industrial coal combustion. On the contrary studies dealing with small scale furnaces are substantially less frequent, although considerable effects of emissions of such furnaces not only on the life environment, but also on health condition of population in their vicinity has been evidenced.

**Key words:** coal combustion, emissions, heavy metals, polyaromatic hydrocarbons.

### Úvod

Spalování fosilních paliv (zejména uhlí) je jedním z dominantních způsobů získávání energie. Světová roční těžba uhlí v posledních deseti letech dosahuje 4,5 až 4,7 miliardy tun, přičemž nejvýraznější úloha uhlí je právě při světové výrobě elektrické energie, kde jeho podíl dosahuje 38,1 % [1]. V České republice se spalování uhlí podílí na výrobě energie asi 60%. Vzhledem k tomu, že celosvětové zásoby uhlí se odhadují na cca 250 let (zatímco u ropy či zemního plynu se odhaduje 50 resp. 60 let), je v dlouhodobém horizontu používání uhlí v energetice velmi perspektivní [2]. Tomu nasvědčuje i skutečnost, že většímu rozšíření atomové energetiky brání negativní pohled veřejnosti na tuto oblast. Nicméně ani spalování uhlí se neobejde bez celé řady vážných environmentálních problémů. Spalování fosilních paliv je nejvýznamnějším zdrojem znečišťování ovzduší. V současnosti je stále více zájmu věnováno emisím těžkých kovů a organických polutantů (zejména polyaromatických uhlovodíků – PAH) vznikajících ať už při spalování uhlí ve velkých průmyslových zařízeních nebo v malých lokálních topeništích.

Cílem této práce je podat pokud možno co nejširší literární přehled o problematice emisí těžkých kovů a polyaromatických uhlovodíků při spalování uhlí.

### Emise při spalovacích procesech

Při spalování jakéhokoliv paliva (tedy i uhlí) se kromě žádoucího tepla uvolňuje i celá řada škodlivých látek. Tyto škodliviny lze rozdělit do tří skupin [3]. Do první skupiny patří zejména oxidy síry, pevné částice, halogeny a těžké kovy. Do druhé skupiny bývají zařazovány oxidy dusíku a oxid uhelnatý. Třetí skupinu reprezentuje oxid uhličitý, jenž je hlavním produktem dokonalého spálení uhlí. Zavedením

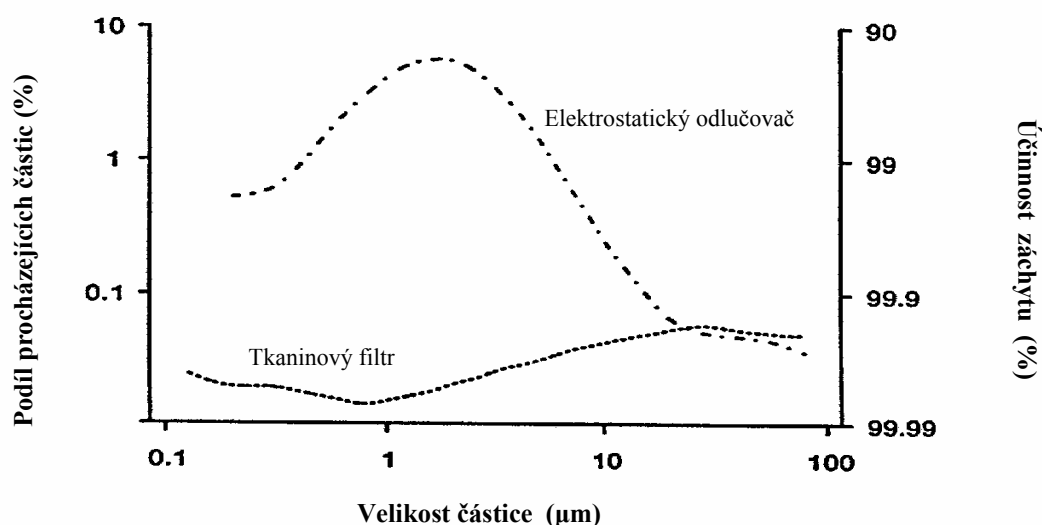
---

\* Ing., VŠB-TU, katedra analytické chemie a zkoušení materiálu, 17. listopadu 15, Ostrava-Poruba

\*\* Mgr., Ph.D., VŠB-TU, katedra analytické chemie a zkoušení materiálu, 17. listopadu 15, Ostrava-Poruba

\*\*\* Prof. Ing., CSc., VŠB-TU, katedra analytické chemie a zkoušení materiálu, 17. listopadu 15, Ostrava-Poruba

moderních technologií při spalování uhlí (např. tlakového fluidního spalování a pod.) se velmi podstatně podařilo snížit emise oxidů síry, oxidů dusíku a oxidu uhelnatého. V současnosti je ve vyspělých zemích zaměřena pozornost na to, aby emise z velkých průmyslových zdrojů splňovaly velice přísné legislativní normy. Do popředí zájmu se proto stále více dostávají také emise těžkých kovů a organických polutantů, např. polyaromatických uhlovodíků. Tyto látky jsou v průběhu spalovacího procesu sorbovány (resp. nakondenzovány) na povrchu pevných částic, přičemž z důvodu velkého měrného povrchu jsou jejich nejvyšší obsahy na submikronových částicích, které jsou velmi obtížně odstranitelné pomocí odlučovacích zařízení, a které navíc mohou být transportovány na velké vzdálenosti [4]. Proto je úroveň snižování emisí těžkých kovů a organických polutantů významně závislá na kvalitě zařízení pro odlučování pevných částic [2, 5, 6]. Pro omezování emisí pevných částic při spalovacích procesech bylo navrženo několik typů zařízení. Ze všech v současné době běžně dostupných to jsou především elektrostatické odlučovače (ESO) a tkaninové filtry (TF), které jsou schopny obstát při velmi přísných omezeních regulujících úniky pevných emisí do atmosféry [7, 8, 9]. Mechanické odlučovače (cyklony) jsou vhodné spíše pro použití v menších spalovacích jednotkách, kde emisní limity nejsou tak přísné [7]. Porovnání účinnosti zachytu pevných částic při použití elektrostatických odlučovačů a tkaninových filtrů pro různou velikost popílku je patrné z obr. 1.



**Obr. 1.** Zachytávací účinnost ESO a TF v závislosti na velikosti částic popílku [7]

Detailní popis nejčastěji užívaných zařízení k odprášení průmyslových plynů, tj. především elektrostatického odlučovače a tkaninového filtru, je uveden např. v příspěvku Hejmy [10]. Zde se předpokládá, že v blízké budoucnosti tkaninové filtry (pravděpodobně z důvodu jejich stále se zvyšující efektivity i výkonů) postupně vytlačí jiné způsoby čištění plynů. Při jejich použití je však potřeba ještě dořešit otázku tzv. vnitřních emisí, tj. emisí zatěžujících především obsluhu. Další vývoj textilních filtrů bude směřovat mj. k prodloužené periodě výměny textilií. Neustálé vylepšování konstrukce povede k snazší regeneraci tkaniny a rovněž budou využívány textilie s dokonalejšími vlastnostmi (nižší hořlavost, vyšší účinnost zachytu, a pod.) [10].

Dalším problémem, na který se v posledních letech soustředí značná pozornost, je spalování uhlí v malých lokálních topeništích. Zatímco velké zdroje používají kromě moderních technologií spalování i moderní technologie pro čištění spalin, u malých zdrojů se stále používá spalování v klasických roštových kotlích bez jakéhokoli čištění spalin. Přitom lze očekávat, že tento stav bude trvat ještě dlouhou dobu. Problém navíc umocňuje fakt, že pro spalování uhlí v roštových zařízeních je zapotřebí kvalitní tříděné uhlí s co nejmenším podílem jemných frakcí. Je tomu tak proto, že při spalování netříděného uhlí v roštových zařízeních dochází k značnému zvýšení emisí pevných částic. Na trhu však nabídka vhodně tříděných uhlí zcela chybí.

## Polutanty v emisích

Jak již bylo uvedeno, mezi nejrizikovější látky zatěžující životní prostředí při spalování uhlí patří těžké kovy a polyaromatické uhlovodíky. Oba tyto typy polutantů se v emisích mohou vyskytovat jak v plynném tak v pevném stavu. Mezi kovy, u nichž lze předpokládat podstatný podíl emisí v plynné fázi patří

hlavně Hg a částečně i Se a As [11]. Z nízkomolekulárních polyaromatických uhlovodíků to jsou zejména dvou až čtyřjaderné polyaromáty, jež se vyskytují v emisích v plynné fázi [12].

## **Těžké kovy**

Těžké kovy v životním prostředí mají svůj původ převážně ve spalování fosilních paliv, odpadů a biomasy. Dále také v používání benzínu s obsahem tetraethylolova, v metalurgii a sklářství [1, 13, 14]. V příspěvku Kurfürsta [15] jsou uvedeny údaje o množství antropogenních emisí těžkých kovů v tunách za rok pro jednotlivé státy světa. Pro Českou republiku jsou zde uvedeny odhady ročních emisí olova (400 – 500 t), kadmia (11 – 29 t) a rtuti (6 – 11 t). Tyto hodnoty v kombinaci s dále popsanou závažností těchto prvků vzhledem k lidskému zdraví jasně dokládají nutnost zabývat se snížením emisí těchto látek do životního prostředí.

### ***Škodlivé účinky těžkých kovů na lidské zdraví***

U některých těžkých kovů a jejich sloučenin byly potvrzeny karcinogenní, mutagenní a teratogenní účinky; těžké kovy mohou taktéž způsobovat poruchy krve tvorby, poškozování nervového systému či závažné poruchy některých vnitřních orgánů [16, 17]. Mezi silně toxické těžké kovy s kombinovaným toxickým účinkem lze zařadit As, Cd, Hg, Pb, Cr (ve formě Cr<sup>VI</sup>) a Tl [13]. Jako příklad méně toxických těžkých kovů lze uvést Ni, Co, Cu, Mn, Sb, Ba, Ag, U a V. Těžké kovy se v lidském těle neodbourávají a naopak některé mají schopnost biokumulace. Za zvláště nebezpečné lze považovat organokovové sloučeniny nebo jejich prekurzory, protože tyto velmi snadno reagují s organickými látkami. Jedná se hlavně o organortuťnaté a organoolovnaté sloučeniny nebo chlorid rtuťnatý a olovnatý [18].

### ***Produkty spalování a životní prostředí***

Při spalování uhlí dochází k distribuci přítomných těžkých kovů mezi ložový popel (škváru), úletový popílek, plynný aerosol a plynné emise.

Pevné produkty spalování, které se podaří zachytit (ať už ve formě ložového popela či popílku z odlučovacího zařízení) mohou mít i při velmi zodpovědném nakládání s těmito materiály negativní vliv na životní prostředí, např. z důvodu možných výluhů škodlivých látek [19, 20, 21]. Nezachycené emise (pevné i plynné) jsou nebezpečné především z důvodu znečištění ovzduší a sekundárně pak také i půd, vod apod. Vzhledem k zaměření tohoto příspěvku bude další pozornost věnována především emisím škodlivých látek do atmosféry.

### ***Obohacení těžkých kovů na jemnozrnných částicích úletového popílku***

Z pevných produktů spalování je z hlediska obsahu těžkých kovů nejvýznamnější úletový popílek. Emise v plynné formě se týkají pouze omezeného počtu těžkých kovů - nejčastěji bývá v této souvislosti zmiňována rtuť, méně častěji pak thalium, selen a arsen [22, 23]. Ostatní kovy bývají spíše obohaceny v úletovém popílku pravděpodobně z důvodu adsorpce nebo kondenzace par těchto látek na povrchu jemných částic popílku [24, 25, 26, 27, 28, 29]. Podrobněji bývá tento mechanismus v literatuře [30, 31, 32, 33] popisován takto. Těžké kovy v průběhu spalování odcházejí z ohniště v plynném stavu z důvodů vysokých teplot ve spalovací zóně. Poté, co opustí tuto zónu, dojde k významnému poklesu teplot a tím i k ochlazení kouřových plynů, unášených částic popílku a par těžkých kovů. Tato skutečnost vede ke kondenzaci nebo k adsorpci par těžkých kovů na povrch popílku. Vzhledem k tomu, že nejjemnější frakce popílku mají největší měrný povrch, je také koncentrace těžkých kovů v těchto frakcích největší. Maximální koncentrace těžkých kovů se nachází v submikronových frakcích popílku (částice o velikosti desetin až jednotek  $\mu\text{m}$ ). V literatuře se objevují studie o tom, že tyto jemnozrnné popílkové částice jsou po vdechnutí deponovány v různých oblastech lidského organismu v závislosti na aerodynamické velikosti těchto částic [34, 35, 36]. Tato závislost je pro tři různé oblasti dýchacích cest znázorněna na obr. 2.

## **Emise těžkých kovů z průmyslových topenišť**

### ***Činitele ovlivňující chování prvků v průběhu spalování***

Z důvodu negativního dopadu na životní prostředí i zdraví člověka je emisím těžkých kovů z průmyslových topenišť dlouhodobě věnována v literatuře velká pozornost.

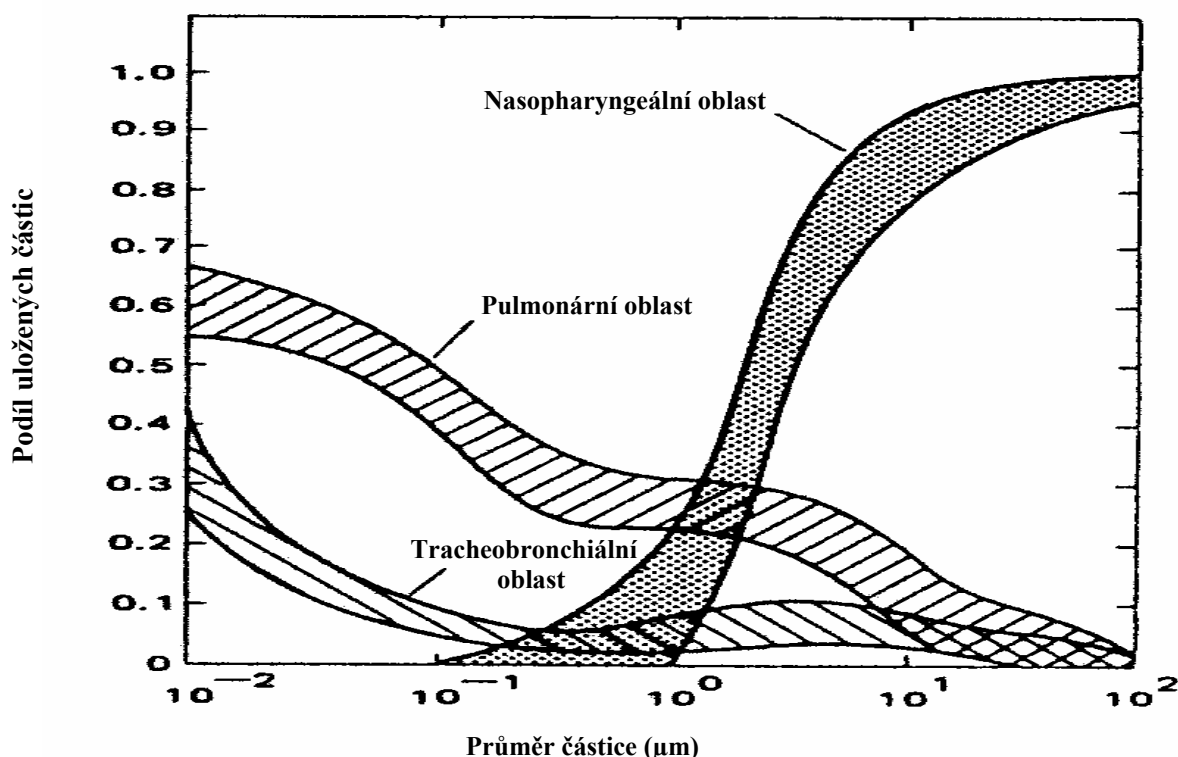
Studie chování těžkých kovů v průběhu průmyslového spalování uhlí v různých typech kotlů prokázaly, že těkavost těžkých kovů závisí na několika faktorech [37]. Jednak na obsahu těžkých kovů v uhlí a na jejich způsobu vazby v uhlí [38, 39, 40] a také na bodech varu studovaných prvků a jejich sloučenin (v souvislosti s teplotou spalování) [41, 42]. Dalšími skutečnostmi ovlivňující výsledné emise těžkých kovů jsou rovněž typ spalovacího zařízení; teplota spalování; doba expozice; typ odlučovacího zařízení a také teplota, při které pracuje; přídavek aditiva; výkon kotle; fyzikálně-chemické reakce těžkých kovů s některými dalšími látkami (např. síra či halogeny) [41, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 53, 54, 55, 56, 57, 58].

#### *Vliv vazby těžkých kovů v uhlí na těkavost prvků*

Jedním z hlavních faktorů těkavosti těžkých kovů v průběhu spalování uhlí je způsob vazby těchto prvků v uhlí. Tímto problémem se zabýval např. Querol a kol. [59]. Podle této studie těžké kovy, jež mají afinitu k síranům či k organické frakci uhlí, jsou během spalování oxidovány a vykazují zvýšenou těkavost. Důvodem tohoto chování může být jak nárůst teploty doprovázející oxidaci, tak i reakce těžkých kovů se sloučeninami chloru, fluoru, sodíku a síry (což vede ke zvýšení těkavosti zejména As, Se či Cd).

Dokonce i v případech, kdy těžké kovy se síranovou či organickou afinitou nejsou volatilizovány, vyskytují se v popílku hlavně ve formě oxidů či simíků, které jsou snadno vyluhovatelné ve vodě (např. Mo, U, V či W mohou vykazovat mobilitu od 90% do 5% právě v závislosti na formě jejich výskytu v uhlí). Lze říci, že pokud se těžké kovy nacházejí v organické fázi uhlí, vyskytují se v popílku převážně ve formě oxidů, což způsobuje jejich značnou vyluhovatelnost i při neutrálním pH. Naopak těžké kovy vyskytující se v uhlí například jako součást jílových minerálů, vykazují nízkou schopnost přecházet z popílku do vodných roztoků [60, 61].

Také distribuce těžkých kovů po spálení uhlí v úletovém popílku a ložovém popelu se řídí určitými pravidly. Prvky, jež se nacházejí v úletovém popílku v sulfátové matici, jsou v ložovém popelu většinou obsaženy jako součást hlinitokřemičitanových minerálů či minerálů oxidů železa.



**Obr. 2.** Účinnost depozice inhalovaných částic popílku v respiračním ústrojí člověka v závislosti na velikosti popílkové částice [34]

### ***Rozdělení prvků do skupin podle jejich chování v průběhu spalování***

Většina autorů ve svých pracích dělí těžké kovy na skupiny dle jejich distribuce v produktech spalování. Jak již bylo řečeno, těžké kovy se po spalování mohou nacházet v ložovém popelu, v úletovém popílku, v plynném aerosolu či v plynných emisích. Některé těžké kovy bývají zařazovány do přechodných skupin a jejich výskyt nelze omezit pouze na jednu z výše jmenovaných skupin.

#### ***a) rozdělení podle Querola a kol. [59]***

Ve své studii [59] dělí Querol těžké kovy do tří skupin dle jejich výskytu v produktech spalování. Podle autorů se v úletovém popílku převážně nacházejí As, Bi, Cd, Ge, Hg, Mo, Pb, Se, Sb, Sn, Tl a další. Tyto prvky se vyskytují i v nejjemnější frakci úletového popílku s průměrem částic pod 10  $\mu\text{m}$ . V ložovém popelu zaznamenali autoři výskyt např. Cu, Fe, Mn. Do poslední skupiny autoři zařadili těžké kovy, které se po spalování nacházejí jak v úletovém popílku, tak v ložovém popelu (např. Li, Be, Cr, Co, V, Ni, Zn). Těžké kovy vyskytující se v úletovém popílku vykazují v uhlí síranovou a organickou afinitu, což podle autora potvrzuje jejich velkou těkavost. Toxicita těchto prvků je značná a to i z důvodu, že se v úletovém popílku vyskytují v hlinitokřemičitanové či sulfátové matici. Tento fakt výrazně zvětšuje jejich environmentální riziko po vdechnutí do organismu, neboť sulfáty se snadno rozpouštějí a rizikovitost hlinitokřemičitanových frakcí spočívá v jejich velkém povrchu, který umožňuje adsorpci značného množství těžkých kovů [62].

#### ***b) rozdělení podle Yana a kol. [23]***

Podle této studie jsou jedním z důležitých faktorů ovlivňujících těkavost prvků při spalování uhlí podmínky spalování (hlavně oxidační či redukční prostředí) [23, 63]. Významnou roli přitom může hrát i obsah popelovin v uhlí. Autoři této studie rozdělili těžké kovy do několika skupin v závislosti na jejich těkavosti a tím

i na jejich možné distribuci mezi plynnou fází, úletový popílek a ložový popel. V plynné fázi se dle autorů nachází zejména Hg a Tl, jež jsou těkavé již při teplotě pod 600 K a jejich těkavost neovlivňují ani spalovací podmínky ani obsah popelovin v uhlí. V submikronových frakcích úletového popílku našli autoři např. As, Cd, Cu, Pb a Zn. Tyto prvky jsou za všech okolností těkavé při středních teplotách (600 – 1400 K). Obtížně volatilizovatelné těžké kovy (s teplotou varu vyšší než 1400 K) našli autoři rovnoměrně distribuované mezi úletový popílek a ložový popel, přičemž obohacení submikronových frakcí těmito prvky je malé. Do této skupiny byly zařazeny Co, Cr, Mn a V. Chování několika dalších těžkých kovů má podle autorů studie přechodový charakter. Sb, Se a Sn se mohou vyskytovat v plynné i v submikronové fázi v závislosti na popelnatosti uhlí a spalovacích podmínkách. Obdobně Ni se může vyskytovat jak v submikronových fázích, tak může být rovnoměrně rozdělen mezi úletový a ložový popel.

#### ***c) rozdělení podle Kleina a kol. [64]***

V jedné z dalších studií [64] o chování těžkých kovů při spalování uhlí v průmyslových topeništích byly tyto rovněž rozděleny do skupin v závislosti na jejich distribuci mezi produkty spalování. K těžkým kovům, které se nacházejí převážně v ložovém popelu a nejeví tendenci obohacovat úletový popílek zařadili autoři např. Al, Co, Fe, Mn, Si, Sr, Ti a další. Jako prvky, které významně obohacují úletový popílek a naopak se téměř nevyskytují v ložové popelu byly ve studii označeny As, Cd, Cu, Ga, Pb, Sb, Se a Zn. Z těžkých kovů se v plynných emisích dle autorů nachází pouze Hg. Některé další těžké kovy (Cr, Cs, Ni, U a V) nebyly ve studii přiřazeny ani k jedné skupině, protože se vyskytují jak v úletovém popílku, tak v ložovém popelu. Podobné rozdělení bylo popsáno již ve starší literatuře [34].

Autoři zdůvodňují své rozdělení následovně. Těžké kovy, které obohacují ložový popel nejsou při teplotě v zóně hoření těkavé. Zůstávají v kondenzovaném stavu a jejich distribuce mezi ložový popel a úletový popílek je výrazně posunuta k ložovému popelu. Naopak těžké kovy nacházející se v úletovém popílku jsou při teplotě hoření těkavé a nacházejí se tudíž v spalovací zóně v plynném stavu. Vzhledem k tomu,

že u průmyslových spalovacích zařízení je ložový popel ze spalovací zóny rychle odstraňován, je jeho kontakt s těmito prvky krátký a nemůže dojít k jeho obohacení. Naopak kontakt úletového popílku s těmito prvky je podstatně delší. Po opuštění zóny spalování a po následném poklesu teploty dochází ke kondenzaci či adsorpci těchto prvků na úletový popílek a tím i k jeho obohacování o tyto prvky. Většina těžkých kovů, jež byly autory nalezeny v plynné fázi a v úletovém popílku má nízké body varu. Většina těžkých kovů nalezených v ložovém popelu má oproti tomu teplotu varu vysokou. Byly však nalezeny i výjimky (např. Cu či Cs). Je tedy pravděpodobnější, že o rozdělení těžkých kovů mezi ložový a úletový popel nebude

rozhodovat pouze bod varu příslušného kovu, ale i forma jeho výskytu v uhlí. Prvky v uhlí se vyskytují často ve formě hlinitokřemičitanů, anorganických síranů či organických komplexů. Hlinitokřemičitany se při spalování uhlí nerozkládají a prvky v nich obsažené přecházejí ve většině případů do ložového popela. Naopak prvky vázané na sírany či organickou frakci uhlí se během první fáze hoření uvolňují a přecházejí do plynného stavu. Tyto volatilizované prvky mohou být v dalším stadiu oxidovány za vzniku méně těkavých oxidů, což umožňuje jejich kondenzaci či adsorpci na povrchu pevných částic úletového popílku [30, 31, 32, 33, 64]. Vzhledem k tomu, že doba kontaktu mezi prvky v plynném stavu a ložovým popelem je krátká, nemůže dojít k obohacení ložového popela o tyto prvky. Navíc kontakt mezi těžkými kovy v plynném stavu a ložovým popelem probíhá za značných teplot a tudíž nemůže dojít k jejich kondenzaci. Zatímco kontakt plynné fáze a úletového popílku se odehrává za podstatně nižších teplot, které již kondenzaci umožňují. Z toho plyne, že těžké kovy vyskytující se v uhlí v hlinitokřemičitanech se po spálení budou nacházet v ložovém popelu. Oproti tomu těžké kovy vyskytující se v síranových minerálech či organických frakcích uhlí budou obohacovat úletový popílek [65, 66, 67].

**d) rozdělení podle Meije a kol. [68]**

Obdobné chování prvků v emisích z velké tepelné elektrárny je zachyceno i ve studii [68]. Prvky jsou zde opět rozděleny do skupin podle distribuce mezi ložový popel a úletový popílek. Jako těžké kovy, jež se nacházejí převážně v ložovém popelu a jejich podíl na obohacování úletového popílku je zanedbatelný, uvedli autoři např. Al, Cr, Cs, Fe a Ti. Těžké kovy, které se podílejí na obohacování úletového popílku rozdělili autoři do dvou skupin. V jedné se nacházejí těžké kovy, jejichž výskyt v úletovém popílku je značný a naopak se téměř vůbec nevyskytují v ložovém popelu (jedná se o As, Cd, Pb, Sb, Se, W a Zn). Do druhé skupiny byly zařazeny těžké kovy, které se kromě úletového popílku nacházejí částečně i v ložovém popelu (např. Be, Co, Cu, Mn, Mo, Ni, U a V). Z těžkých kovů nalezených v emisích v plynném stavu uvedli autoři ve své studii pouze Hg.

**e) rozdělení podle Clarka a kol. [69]**

I v této studii [69] dělí autoři těžké kovy do několika skupin v závislosti na schopnosti těchto kovů obohacovat úletový popílek či ložový popel. Toto rozdělení je následující: Ba, Ce, Cs, Mg, Mn, Th a další mají tendenci obohacovat hrubozrnnější částice ložového popela nebo větší částice úletového popela, které bývají s vysokou účinností zachycovány v odlučovacích zařízeních. Jedná se o typické lithofilní prvky. Další těžké kovy (As, Cd, Cu, Pb, Sn, Sb a Zn) vykazují dle autorů těžké chování ve spalovací komoře, ale kondenzují při dalším průchodu spalovacím zařízením. Tyto kovy, jež mají chalkofilní charakter, byly nalezeny na jemnozrnných částicích pevných emisí. V plynném stavu byla v emisích autory nalezena z těžkých kovů pouze Hg. Autoři ve své práci dále konstatovali, že ne všechny těžké kovy vykazují jednoznačné chování během spalovacího procesu. Přechodové chování při distribuci mezi hrubozrnné a jemnozrnné částice popela bylo možno vystopovat např. u Cr, Ni, U a V. Obdobné přechodové chování mezi jemnozrnnými částicemi popela a plynnými emisemi bylo charakteristické pro Se. Autoři připisují proměnlivost chování těchto prvků výraznou závislostí jejich redistribuce na procesních parametrech spalování či na typu spalovaného uhlí.

**Shrnutí distribuce těžkých kovů při spalování uhlí v průmyslových zřízeních**

Shrnutí výše uvedených studií distribuce těžkých kovů při průmyslovém spalování uhlí je uvedeno v tab. 1.

**Tab. 1.** Distribuce těžkých kovů při průmyslovém spalování uhlí

| Studie             | Distribuce těžkých kovů    |                              |  |              |                   |
|--------------------|----------------------------|------------------------------|--|--------------|-------------------|
|                    | Ložový popel (LP)          | Mezi LP a ÚP                 | Úletový popel (ÚP)                     | Mezi ÚP a PE | Plynné emise (PE) |
| Querol a kol. [59] | Cu, Fe, Mn                 | Li, Be, Cr, Co, V, Ni, Zn    | As, Bi, Cd, Ge, Hg, Mo, Pb, Se, Sn, Tl |              |                   |
| Yan a kol. [23]    |                            | Co, Cr, Mn, V, Ni            | As, Cd, Cu, Pb, Zn                     | Sb, Se, Sn   | Hg, Tl            |
| Klein a kol. [64]  | Al, Co, Fe, Mn, Si, Sr, Ti | Cr, Cs, Ni, U, V             | As, Cd, Cu, Ga, Pb, Sb, Se, Zn         |              | Hg                |
| Meij a kol. [68]   | Al, Cr, Cs, Fe, Ti         | Be, Cu, Co, Mn, Mo, Ni, U, V | As, Cd, Pb, Sb, Se, W, Zn              |              | Hg                |

|                    |                           |              |                               |    |    |
|--------------------|---------------------------|--------------|-------------------------------|----|----|
| Clarke a kol. [69] | Ba, Ce, Cs, Mg,<br>Mn, Th | Cr, Ni, U, V | As, Cd, Cu, Pb,<br>Sb, Sn, Zn | Se | Hg |
|--------------------|---------------------------|--------------|-------------------------------|----|----|

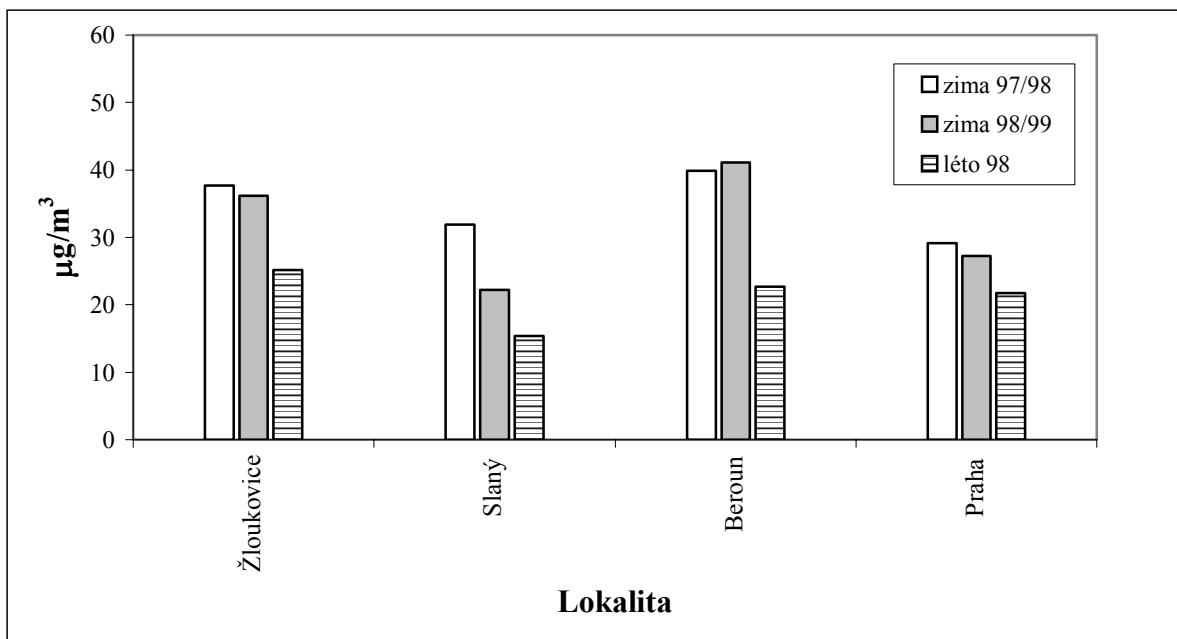
Jak je z tabulky patrné, distribuce některých prvků (např. As, Cd, Pb či Hg) se dle výše uvedených autorů neliší. Naopak lze nalézt kovy, které tito autoři zařadili do odlišných skupin. Tento fakt pravděpodobně způsobuje použití různých typů uhlí a hlavně různé podmínky během jeho spalování. Lze však říci, že pro distribuci většiny těžkých kovů nebyly nalezeny v uvedených studiích výrazné odlišnosti.

### **Emise těžkých kovů z malých lokálních topenišť**

Jak vyplývá z předchozí kapitoly, spalováním uhlí v průmyslových zařízeních se zabývala, kromě výše uvedených, ještě celá řada tuzemských [70, 71, 72, 73, 74, 75, 76, 77] ale i zahraničních studií [45, 78, 79, 80, 81, 82, 83, 84]. Zcela opačná situace je u spalování uhlí v malých lokálních topeništích. Částečně či okrajově se touto oblastí zabývaly studie [85, 86, 87], ale studie zabývající se podrobně tímto problémem zatím chybí. Přitom vliv emisí z těchto zařízení na životní prostředí hlavně v zimním období není zanedbatelný.

V České republice bylo v malých kotelnách jen za rok 1996 spáleno přibližně 5,1 milionu tun uhlí a 1,1 milionu tun koksu. Emise prachu z těchto neodprášených zdrojů dosáhly přibližně 50 000 tun za rok. Za předpokladu zhruba stejného složení prachu a úměrnosti emisí prachu a těžkých kovů ze spalování se dá předpokládat, že emise těžkých kovů ze spalování uhlí v malých lokálních topeništích dosahuje úrovně cca 40% emisí těžkých kovů z průmyslových zdrojů [14]. Přitom v celé České republice a především v ostravsko-karvinském regionu existují desítky výtopen a závodních kotelen spalujících černý hruboprach ve zcela nevyhovujících typech roštových kotlů [88]. Pro takové provozování je charakteristická velmi nízká účinnost (cca 60%), nedostatečné využití kaloricky hodnotného paliva (značné množství nespálených hořlavých látek ve zbytcích po spálení), vysoká kouřivost imisně značně zatěžující okolí kotelen atd. Navíc použití tkaninových filtrů pro čištění spalin se v těchto případech nedoporučuje z důvodu vysokého obsahu spalitelných látek a s ním spojeným nebezpečím vyhoření filtru [88].

Studie [86] zabývající se měřením prašnosti tzv. aspirabilní frakce atmosférického aerosolu, jejíž částice mají aerodynamický průměr menší či roven 10  $\mu\text{m}$  (označována jako  $\text{PM}_{10}$ ), a která proběhla v letech 1997-1999, jasně prokázala, že během topné sezóny jsou hodnoty naměřené v malých obcích srovnatelné s hodnotami ve větších městech (viz obr. 3). V městských lokalitách, které jsou pravidelně monitorovány, má koncentrace prašného aerosolu klesající tendenci díky plynofikaci a používáním účinných zařízení na omezení emisí. U malých obcí, které nemají možnost připojení na plynovodní síť, je případný pokles koncentrací škodlivin otevřenou otázkou. Přitom ze statistických ročenek je zřejmé, že v obcích do 500 obyvatel žije v České republice kolem 860 000 obyvatel. Přibližně stejný počet obyvatel žije v obcích od 500 – 1000 obyvatel. Souhrnně platí, že v obcích do 2000 obyvatel žije kolem 2 600 000 obyvatel, což je přibližně čtvrtina populace České republiky (údaje jsou za rok 1998).



**Obr. 3.** Mediány 24hodinových koncentrací aspirabilní frakce PM<sub>10</sub> [86]

Dalším problémem je i to, že v lokálních topeništích se velmi často spaluje nekvalitní hnědé uhlí a nežírdka i ve směsi s odpady. Navíc jsou tato zařízení obsluhována laiky bez znalosti dopadu nevhodného spalovacího procesu na vystupující emise. Přičemž za předpokladu průměrné velikosti komína rodinného domku (cca 10 m) se veškeré škodliviny emitované lokálními zdroji dostávají přímo do dýchací zóny obyvatel.

### Polyaromatické uhlovodíky

Další velkou skupinou látek, které vznikají při spalování fosilních paliv, a které mají značně negativní dopad na lidské zdraví i životní prostředí, jsou organické polutanty. Do této relativně široké skupiny látek patří např. těkavé organické sloučeniny (VOC), polychlorované bifenylly (PCB), dioxiny či polyaromatické uhlovodíky (PAH).

PAH patří mezi nejrozšířenější semivolatilní organické polutanty. Toxické, karcinogenní a mutagenní účinky těchto látek jsou předmětem mnoha studií – např. [89, 90, 91, 92]. Tyto sloučeniny zaujímají mezi ostatními organickými polutanty poněkud zvláštní postavení, neboť jejich původ není antropogenní. Jsou to produkty nedokonalého spalování organické hmoty a lze předpokládat, že člověk byl s nimi v kontaktu po celou dobu svého vývoje a tudíž byl ne ně adaptován. Negativní účinky těchto látek se zřejmě začaly projevovat až po zvýšení jejich koncentrací v životním prostředí, jakožto důsledek zvýšeného spalování fosilních paliv. Za hlavní zdroje PAH jsou považovány tepelné elektrárny, spalovny, lokální topeniště a automobilová doprava. Mezi nejvýznamnější PAH z hlediska vlivu na zdraví (dle US EPA) je zařazeno 16 látek, např. naftalen, phenantren, anthracen, fluoranthen, pyren, benzo(a)anthracen, chrysen, benzo(b)fluoranthen, benzo(a)pyren, dibenzo(a,h)anthracen, indeno(cd)pyren a další.

Forma emisí PAH závisí na počtu aromatických jader v jejich molekule. Nízkomolekulární polyaromáty (dvou- až čtyřjaderné, např. naftalen, phenathren, anthracen či pyren) jsou emitovány převážně ve formě plynných emisí. Vícejaderné PAH jsou v emisích vázány na tuhé částice menší než 1 µm, které velmi snadno procházejí odlučovacím zařízením a mohou být transportovány na velké vzdálenosti. Navíc existuje nebezpečí, že se emise PAH mohou účastnit fotochemických reakcí za vzniku sloučenin, které mohou mít závažnější dopad na životní prostředí než samotné původní PAH [93, 94].

### Emise polyaromatických uhlovodíků z průmyslových topenišť

Emise PAH, jakožto produktu nedokonalého spalování, jsou závislé na vlastnostech použitého uhlí, konstrukci spalovacího zařízení a spalovacích podmínkách [95, 96, 97, 98]. Vznik emisí PAH (a taktéž ostatních těkavých organických polutantů) je komplexní proces postupných reakcí malých uhlovodíkových řetězců (např. C<sub>2</sub>H<sub>2</sub> či CH<sub>3</sub>) s aromáty. Další růst těchto látek do formy vysokomolekulárních PAH je popisován jako adice stavebních bloků C<sub>x</sub>H<sub>y</sub> s následnou dehydrogenací [99]. Jako nejdůležitější stavební



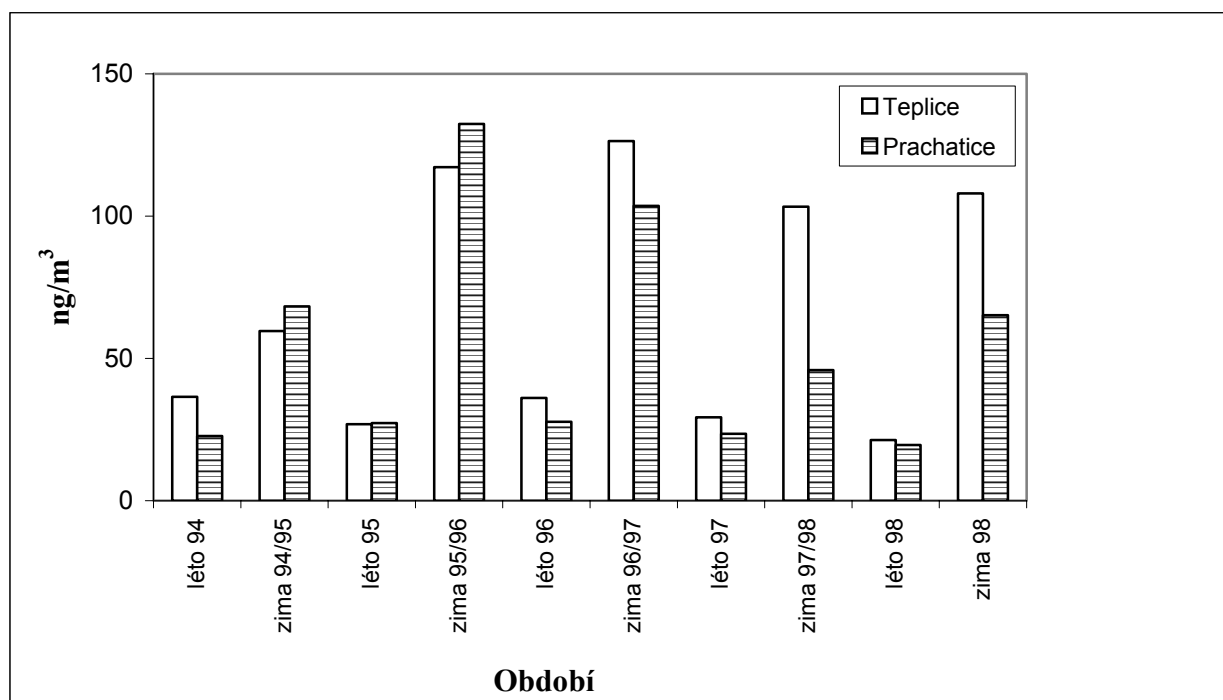
jednotkou těchto reakcí se ukazuje být  $C_2H_2$  a to nejen díky své termostabilitě, ale i díky vysokým koncentracím této látky ve spalovacím prostoru. Jako další z možných cest vzniku PAH se ukazuje být reakce benzenu

a alifatických uhlovodíků. V případě vysokoteplotního spalování se vznik těchto výchozích stupňů pro tvorbu PAH (např. methanu, nenasycených uhlovodíků a benzenu) může uskutečnit i při chladnutí spalin [100, 101]. Vznik PAH pak probíhá obdobným způsobem jako v prvním případě. Navíc lépe než v oblasti vyšších teplot, neboť při vyšších teplotách se reakce zpomaluje. Formování základních stavebních jednotek pro vznik PAH je umožněno kombinací pyrolytických a spalovacích procesů. Interakce a kondenzace vzniklých jednotek je důležitým bodem při tvorbě prekurzorů PAH a tento děj může být ovlivněn množstvím kyslíku či rychlostí proudění spalin [102, 103]. Například zvýšením obsahu kyslíku ve spalovacím prostoru z 5% na 10% a zvýšením teploty spalování z 850°C na 1200°C se podstatným způsobem redukuje tvorba PAH [104, 105, 106, 107]. Při dalším zvyšování nadbytku kyslíku bude docházet k tomu, že produkce vícejaderných PAH bude klesat a naopak produkce dvou- až tříjaderných PAH bude narůstat [103]. Vzhledem k tomu, že z hlediska karcinogenního rizika jsou za nejnebezpečnější PAH považovány benzo(a)pyren a dibenzo(a,h)athracen (oba reprezentanti vícejaderných PAH), zdá se zvyšování nadbytku kyslíku při hoření cestou k omezení vzniku rizika z emisí PAH. Na druhou stranu nízkomolekulární (dvou- až tříjaderné) PAH, jež odcházejí do prostředí ve formě plynných emisí, mohou během pobytu v atmosféře projít celou řadou fotochemických reakcí a být takto přeměněny na mnohem nebezpečnější látky.

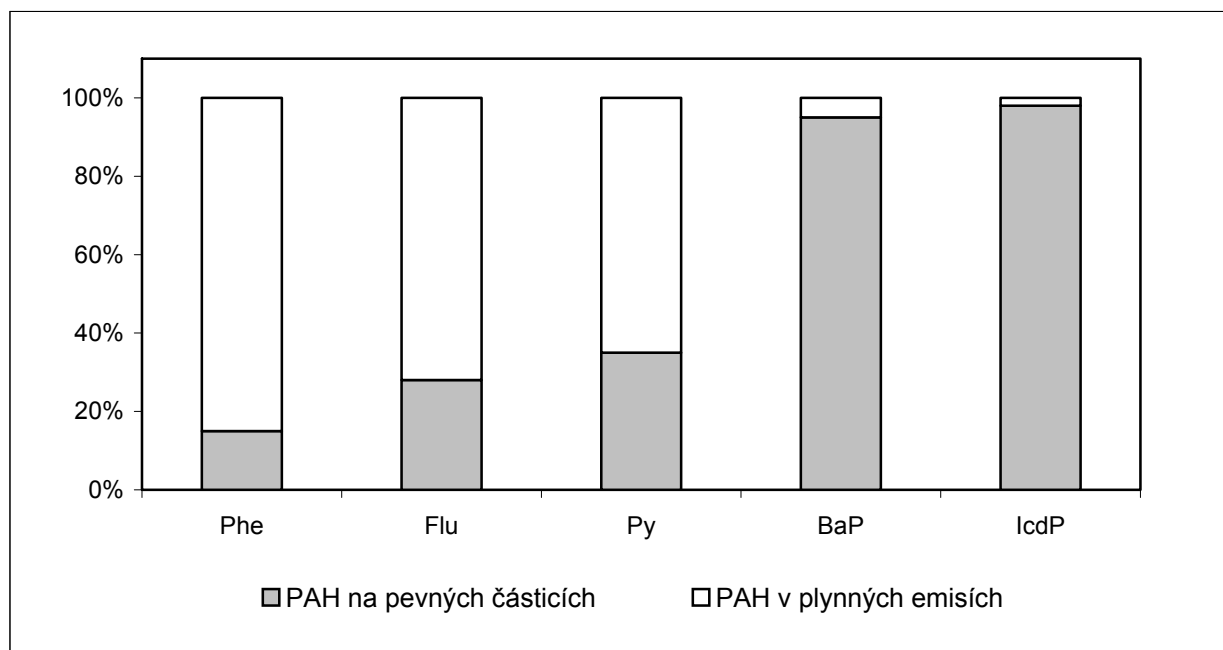
### **Emise polyaromatických uhlovodíků z malých lokálních topenišť**

Stejně jako u těžkých kovů i v případě polyaromatických uhlovodíků je nepoměrně více studií věnováno průmyslovému spalování uhlí. Studie, které se více či méně týkají emisí PAH při spalování uhlí v lokálních malých topeništích [108, 109, 110, 111, 112], se zaměřují spíše na environmentální dopad malých lokálních topenišť než na mechanismus vzniku PAH v těchto zařízeních. Obecně lze říci, že z hlediska lokálního znečištění ovzduší je nutné zvažovat vliv malých topenišť spalujících uhlí, už jen proto, že topné období se kryje s obdobím největšího rizika vzniku nepříznivých rozptylových podmínek. Ohniště topenišť malých výkonů (zdroje s výkonem pod 200 kW) se od velkých energetických zařízení liší malými rozměry, nerovnoměrností odhořívání paliva a obtížnější regulací hoření. Což vede k tomu, že spalování je méně dokonalé a náchylné k nestabilitě spalovacího procesu. Z toho vyplývá významné potenciální riziko vzniku emisí způsobených nedokonalým spalováním, zvláště pak emisí oxidu uhelnatého a organických látek včetně polyaromatických uhlovodíků. Pokud bychom srovnávali emise PAH z velkých průmyslových zdrojů a malých lokálních topenišť, pak je možno zobecnit, že tepelná elektrárna o výkonu 4 x 200 MW vyprodukuje hodinovou emisi PAH jako obec s přibližně 100 lokálními topeništi. Rozdíl je samozřejmě v rozptylové výšce emisí. Ta se v případě elektráren pohybuje v intervalu 200-300 m nad terénem, zatímco u lokálních topenišť bývá okolo 10 m nad terénem. Rozptyl je dále ovlivňován i nižší tepelnou vydatností spalin z lokálních topenišť [110].

V letech 1994-1998 proběhla studie [109], která porovnávala znečištění ovzduší dvou měst (Teplice a Prachatic) polyaromatickými uhlovodíky (viz obr. 4). Teplice byly vybrány jako příklad průmyslového města; Prachatice prezentovali město bez významnějšího průmyslového znečištění ovzduší. Ze zjištěných výsledků vyplynulo, že v obou městech byla koncentrace polyaromátů silně závislá na ročním období. Největší hodnoty byly naměřeny v topné sezóně. Mimo topnou sezónu byly naměřeny hodnoty podstatně nižší. Studie ukázala, že rozdíly koncentrací polyaromatických uhlovodíků v ovzduší obou měst nejsou příliš výrazné. Na základě tohoto zjištění se dá předpokládat, že zdroje PAH v obou lokalitách jsou podobného typu a že znečištění ovzduší polyaromáty v těchto městech má svůj původ spíše v malých lokálních topeništích či v automobilové dopravě než ve velkých průmyslových systémech. Po roce 1997 sice došlo v ovzduší Prachatic k poklesu koncentrací polyaromátů, nicméně i přes tento pokles se nepotvrdil předpoklad, že ovzduší Teplic bude mnohem více kontaminováno PAH. Dále se tato studie rovněž zaměřila na distribuci PAH mezi plynné a pevné emise. I tady se potvrdila skutečnost, že vícejaderné PAH jsou téměř všechny vázány na pevných částicích, zatímco tří- až čtyřjaderné systémy se vyskytují převážně v plynné fázi (viz obr. 5).



**Obr. 4.** Průměrné koncentrace PAH v ovzduší Teplic a Prachatic v letech 1994-1998 [109]



**Obr. 5.** Distribuce PAH v emisích v závislosti na počtu jader [109]  
(Phe – Phenantren; Flu- -Fluoranthen; Py – Pyren; BaP – Benzo(a)pyren; IcdP – Indeno(cd)pyren)

### Závěr

Z předloženého literárního přehledu o emisích těžkých kovů a polyaromatických uhlovodíků při spalování uhlí v průmyslových a lokálních topeništích je patrné, že mnohem více pozornosti je věnováno emisím z průmyslových topenišť. Malá lokální topeniště byla dlouho opomíjena, i když se prokázalo, že jimi produkované emise zdaleka nejsou zanedbatelné a mohou mít výrazný negativní vliv nejen na životní prostředí, ale i na zdravotní stav populace v jejich nejbližším okolí.

### Poděkování

Výzkum zaměřený na emise z malých lokálních topenišť je finančně podporován Grantovou agenturou České republiky formou projektu GA 105/02/0163. Autoři považují za svou milou povinnost za tuto podporu Grantové agentuře ČR poděkovat.

### Literatura

- [1] Roubíček, V., Buchtele, J.: Uhlí-zdroje, procesy, užití. Ostrava, *Montanex*, 2002, 173 s.
- [2] Noskievič, P., Kaminský, J.: Využití energetických zdrojů. *Skriptum*, 1. vyd., Ostrava, VŠB-TU, 1996, 91 s.
- [3] Noskievič, P.: Spalování uhlí. *Skriptum*, 1. vyd., Ostrava, VŠB-TU, 1993, 62 s.
- [4] Baek, S. O., Field, R. A., Goldstone, M. E., Kirk, P. W., Lester, J. N., Perry, R.: *Water, Air and Soil Pollution*, 60, 1991, s. 279-300.
- [5] Kaakinen, J. W., Jorden, R. M., Lawasani, M. H., West, R. E.: *Environ. Sci. Technol.*, 9, 1975, s. 862-869.
- [6] Galbreath, K. C., Toman, D. L., Zygarlicke, Ch. J., Pavlish, J. H.: *Energy & Fuels*, 14, 2000, s. 1265-1279.
- [7] Clarke, L. B.: In Swaine, D. J., Goodarzi, F.: *Environmental aspect of trace elements in coal*, London, Kluwer Academic Publishers, 1995, s. 127-143.

- [8] Tumati, P. R., Devito, M. S., In Chow, W., Connor, K. K.: *Managing hazardous air pollutants*, London, Lewis Publishers, 1990, s. 423-435.
- [9] Skifvars, B. J., Backman, R., Hupa, M., Sfiris, G., Abyhammar, T., Lyngfelt, A.: *Fuel*, 77, 1998, s. 65-70.
- [10] Hejma, J.: *Ochrana ovzduší*, 1, 2002, s. 12-16.
- [11] Germani, M. S., Zoller, W. H.: *Environ. Sci. Technol.*, 9, 1988, s. 1079-1085.
- [12] Yamasaki, H., Kuwata, K., Miyamoto, H.: *Environ. Sci. Technol.*, 16, 1982, s. 4.
- [13] Linak, W. P., Wendt, O. L.: *Prog. Energy Combust. Sci.*, 19, 1993, s. 145.
- [14] Svoboda, K., Čermák, J., Hartman, M.: *Ochrana ovzduší*, 4, 1998, s. 6-10.
- [15] Kurfürst, J.: *Ochrana ovzduší*, 4-5, 2000, s. 16.
- [16] Fischer, G. L., Chrisp C. E., Raabe O. G., Science, 1979, 204, s. 879.
- [17] Sunderman F. W.: *J. Biol. Trace Element Res.*, 1, 1979, s. 63.
- [18] Tichý, M.: *Toxikologie pro chemiky-toxikologie obecná, speciální, analytická a legislativa*, Praha, Karolinum, 1998, 90 s.
- [19] Eary, L. E., Rai, D., Mattigod, S. V., Ainsworth, C. C.: *J. Environ. Qual.*, 19, 1990, s. 202-214.
- [20] McCarthy, G. J., Butler, R. D., Grier, D. G., Adamek, S. D., Parks, J. A., Foster, H. J.: *Fuel*, 79, 1997, s. 697-703.
- [21] Thakre, R., Aggarwal, A. L.: *Energy Environment Monitor*, 1, 1993, s. 1-9.
- [22] Germani, M. S., Zoller, W. H.: *Environ. Sci. Technol.*, 9(22), 1988, s. 1079-1085.
- [23] Yan, R., Gauthier, D., Flamant, G.: *Fuel*, 80, 2001, s. 2217-2226.
- [24] Linton, R. W., Williams, P., Evans, C. A., Natusch, D. F. S.: *Anal. Chem.*, 49, 1977, s. 1514-1521.
- [25] Campbell, J. A., Smith, D. O., Davis, L. E.: *Appl. Spectrosc.*, 32, 1978, s. 316-319.
- [26] Hullet, L. D., Weinberger, A. J., Northcutt, K. J., Ferguson, M.: *Science*, 210, 1980, s. 1356-1358.
- [27] Stinespring, C. D., Steward, G. W.: *Atmos. Environ.*, 15, 1981, s. 307-301.
- [28] Smith, R. D., Baer, D. R.: *Atmos., Environ.*, 17, 1983, s. 1399-1409.
- [29] Kowalczyk, G. S., Choquette, C. E., Gordon, G. E.: *Atmos. Environ.*, 12, 1978, s. 1143-1153.
- [30] Holcombe, L. J., Eynon, B. P., Switzer, P.: *Environ. Sci. Technol.*, 19, 1985, s. 615-620.
- [31] Bierman, A. H., Ondoy, J. M.: *Atmospheric Environment*, 14, 1979, s. 289-295.
- [32] Mojtahedi, W.: *Combust. Sci. and Technol.*, 63, 1989, s. 209-227.
- [33] Jakob, A., Stucki, S., Kuhn, P.: *Environ. Sci. Technol.*, 29, 1995, s. 2429-2436.
- [34] Natusch, D. F. S., Wallace, J. R., Evans, C. A.: *Science*, 183, 1974, s. 202.
- [35] Davison, R. L., Natusch, D. F. S., Wallace, J. R., Evans, Ch. A.: *Environ. Sci. Technol.*, 8, 1974, s. 1107-1113.
- [36] Fukelar, M. H., Dave, J. M.: *Ecology*, 4, 1990, s. 489-495.
- [37] Bartoňová, L.: *Distribuce prvků při spalování uhlí v elektrárnách s cirkulující fluidní vrstvou. Disertační práce, VŠB-TU, Ostrava, 2002, 172 s.*
- [38] Finkelman, R. B.: *Fuel Process. Technol.*, 1/3, 1994, s. 21-34.
- [39] Klika, Z., Weiss, Z., Roubíček, V.: *Fuel*, 76, 1997, s. 1537-1544.
- [40] Spears, D. A., Martinez-Tarazona, M. R.: *Int. J. of Coal Geol.*, 22, 1993, s. 1-20.

- [41] Linak, W. P., Wendt, J. O. L.: *Fuel Process. Technol.*, 39, 1994, s. 173-98.
- [42] Danihelka, P., Ochodek, T., Noskievič, P., Seidlerová, J.: In *Proceedings of the 23-rd International Technical Conference on Coal Utilization and Fuel Systems, Clearwater, Florida, 1998*, s. 977-986.
- [43] Martel, Ch., Rentz, O.: In *Proceedings of the 23-rd International Technical Conference on Coal Utilization and Fuel Systems, Clearwater, Florida, 1998*, s. 987-998.
- [44] Ray, T. K.: *Urja*, 3, 31, s. 363-372.
- [45] Klika, Z., Bartoňová, L., Spears, D. A.: *Fuel*, 80, 2001, s. 907-917.
- [46] Helble, J. J.: *Fuel Process. Technol.*, 39, 1994, s. 159-172.
- [47] Clarke, L. B.: *Fuel*, 72, 1993, s. 731-736.
- [48] Bool, L. E., Helble, J. J.: *Energy and Fuels*, 9, 1995, s. 880-887.
- [49] Norton, G. A.: *Environ. Prog.*, 11 (2), 1992, s. 140-144.
- [50] Ratafaia-Brown, J. A.: *Fuel Process. Technol.*, 39, 1994, s. 139-157.
- [51] Querol, X., Turiel, J. L. F., Soler, A. L.: *Mineral Mag.*, 58, 1994, s. 119-133.
- [52] Wey, M. Y., Hwang, J. H., Chen, J. C.: *J. Chem. Engng. Jpn.*, 29, 1996, s. 494-500.
- [53] Galbreath, K. C., Zygarlicke, C. J.: *Environ. Sci. Technol.*, 30, 1996, s. 2421-2426.
- [54] Meij, R.: *Elemental Analysis of Coal and By-products*, *World Scientific Publ. Co.*, 1992, s. 299-318.
- [55] Smith, I. M.: *Trace elements from coal combustion emissions*, *IEACR/01, IEA Coal Research, London 1987*.
- [56] Clarke, L. B., Sloss, L. L.: *Trace element emissions from coal combustion and gasification*, *IEACR/49, IEA Coal Research, London, 1992*, s. 111.
- [57] Dale, L. S., Chapman, J. L., Lavrencic, S. A.: In *Proceedings of the 7th International Conference on Coal Science, Alberta, Canada, 1993*, s. 313-316.
- [58] Shpirt, M. J., Zekel, L. A.: In *Proceedings of the 7th International Conference on Coal Science, Alberta, Canada, 1993*, s. 330-333.
- [59] Querol, X., Fernández-Turiel, J. L., López-Soler, A.: *Fuel*, 3 (74), 1995, s. 331-343.
- [60] Querol, X., Fernández-Turiel, J. L., López-Soler, A.: *European Coal and Steel Community Project*, 7220/ED/014, 1994.
- [61] Chadwick, M. J., Highton, N. H., Lindman, N.: *Environmental Impacts of Coal Mining and Utilisation*, *Pergamon Press*, 1978, s. 171-217.
- [62] Natusch, D. F. S.: *Environ. Health Perspect.*, 22, 1978, s. 79.
- [63] Yan, R., Gauthier, D., Badie, J. M.: *Fuel*, 78, 1999, s. 1817-1829.
- [64] Klein, D. H., Andren, A. W., Carter, J. A., Emery, J. F., Feldman, C., Fulkerson, W., Lyon, W. S., Ogle, J. C., Talmi, Y., van Hook, R. I., Bolton, N.: *Environ. Sci. Technol.*, 10 (9), 1975, s. 973-979.
- [65] Mason, B.: *Principles of Geochemistry*, Wiley, New York, 1966, s. 57.
- [66] Kaakinen, J. W.: *Trace Element Study in a Pulverized Coal-Fired Power Plant*, *Univer. of Colorado, Dept. Chem. Eng.*, 1974.
- [67] Lawasani, M. H.: *Model of Fate of Trace Elements in Coal-Fired Power Plants*, *Univer. of Colorado, Dept. Chem. Eng.*, 1974.
- [68] Meij, R., Janssen, L. H. J. M., van der Kooij, J.: *Kema Scientific and Technical Reports*, 4 (6), 1986, s. 51-69.
- [69] Clarke, L. B.: *Management of by-products from IGCC power generation*, *IEACR/38, IEA Coal Research, London, 1991*, s. 73.

- [70] Klika, Z., Bartoňová, L., Roubíček, V., Kolat, P.: Sborník vědeckých prací VŠB-TU Ostrava, řada hutnická, 1999, 1 (XLV), s. 79-97.
- [71] Bartoňová L., Klika Z., Roubíček V., Kolat P.: *Sborník vědeckých prací VŠB-TU Ostrava, řada hutnická, 1 (XLV), 1999, s. 79-97.*
- [72] Smolík, J., Schwarz, J., Veselý, V., Kugler, J., Sýkorová, I., Kučera, J., Havránek, V.: *Ochrana ovzduší 1, 1997, s. 18-21.*
- [73] Sýkorová, I., Šrein, V., Šťastný, M., Smolík, J., Schwarz, J., Kučera, J., Havránek V.: *Uhlí, rudy a geolog. průzkum, 9, 1997, s. 309-314.*
- [74] Bretschneider, B.: *Ochrana ovzduší, 1, 2001, s. 5.*
- [75] Vrabel, J.: *Ochrana ovzduší, 4, 1997, s. 10-18.*
- [76] Machálek, P.: *Ochrana ovzduší, 2, 1998, s. 2-4.*
- [77] Braun, P., Bureš V., Jiráček L., Fara M., *Ochrana ovzduší, 2000, 4-5, s. 5-8.*
- [78] Querol X., Juan, R., López-Solar, A., Fernandez-Turiel, J. L., Ruiz, C. R.: *Fuel, 7(75), 1996, s. 821-838.*
- [79] Ross, A.B., Jones, J. M., Chaiklangmuang, S., Pourkashanian, M., Williams, A., Kubica, K., Anderson, J. T., Kerst, M., Danihelka, P., Bartle, K. D.: *Fuel, 81, 2002, s. 571-582.*
- [80] Yan, R., Gauthier, D., Flamant, G.: *Combustion and Flame, 120, 2000, s. 49-60.*
- [81] Querol, X., Umana, J. C., Alastuey, A., Ayora, C., Lopez-Soler, A., Plana, F.: *Fuel, 80, 2001, s. 801-813.*
- [82] Clemens, A. H., Deely, J. M., Gong, D., Moore, T.A., Shearer, J. C.: *Fuel, 79, 2000, s. 1781-1784.*
- [83] Hasset, D. J., Eylands, K. E.: *Fuel, 1999, s. 243-248.*
- [84] Miller, B. B., Dugwell, D. R., Kandiyoti, R.: *Fuel, 81, 2002, s. 159-171.*
- [85] Svoboda, K., Čermák, J., Hartman, M.: *Ochrana ovzduší, 5, 1998, s. 10-17.*
- [86] Domasová, M., Kořnarová, J., Braniš, M.: *Ochrana ovzduší, 4-5, 2002, s. 26-28.*
- [87] Neubauerová, L.: *Vodní hospodářství a ochrana ovzduší, 2, 1993, s. 9-12.*
- [88] Roubíček, V., Noskiewič, P., Kolat, P.: *Ekologicky přijatelné využití černého uhlí. Závěrečná zpráva projektu GAČR č. 105/93/124. Etapa III – Spalovací procesy s kontrolou tvorby emisí. Ostrava, 1995.*
- [89] Kalf, D. F., Crommentujin, T., Vandeplassche, E. J.: *Ecotox. Env. Safety, 36, 1997, s. 89-97.*
- [90] Mcconkey, B. J., Duxbury, C. L., Dixon, D. G., Greenberg, B. M.: *Env. Toxicol. Chem., 16, 1997, s. 892-899.*
- [91] Monson, P. D., Call, D. J., Cox, D. A., Liber, K., Ankley, G. T.: *Env. Tox. Chem., 18, 1999, s. 308-312.*
- [92] Bartsch, H.: *Polycyclic Aromatic Compounds, 8, 1996, s. 75.*
- [93] Glatt, H., et al.: *Environ. Perspect., 88, 1990, s. 43.*
- [94] Palmer, H. B., Collins, C. F.: *Chemistry and physics of carbon. New York, Marcel Dekker, 1965.*
- [95] Masclet, P., Bresson, M. A., Mouvier, G.: *Fuel, 66, 1987, s. 556.*
- [96] Wild, S. R., Jones, K. C.: *Environ. Pollution, 88, 1995, s. 91.*
- [97] Schnidt, C. E., Brown, T.: *Combustion modeling, scaling and air toxins. New York, FACT-vol. 18, 1994, 137 s.*
- [98] Gracia, J. P., Beyne-Masclet, S., Mouvier, G., Masclet, P.: *Atmosp. Environ., 26A, 1992, s. 1589.*

- [99] Wang, H., Frenklach, M.: *Comb. Flame*, 110, 1997, s. 173.
- [100] Chagger, H. K., Jones, J. M., Pourkashanian, M., Williams A.: *Fuel*, 76, 1997, s. 861.
- [101] Chagger, H. K., Jones, J. M., Pourkashanian, M., Rowlands, L., Williams, A.: In *4th International Conference on Combustion Technology for a Clear Environment*, vol. 1, Lisbon, 1997.
- [102] Mastral, A. M., Callén, M., Murillo, R.: In *Preprints of the Carbon 97 - 23 rd Biennial Conference on Carbon*, University Park, Pennsylvania, USA, 1997.
- [103] Mastral, A. M., Callén, M., Murillo, R., Garcia, T.: *Fuel*, 77(13), 1998, s. 1513.
- [104] Weatley, L., Levendis, Y. A., Vouros, P.: *Environ. Sci. Technol.*, 27, 1993, s. 2885.
- [105] Hjalmarsson, K.A.: *International in emissions control for coal-fire plants*, IEACR/47, IEA Coal Research, London, 1992.
- [106] Mastral, A., Callén, M., Murillo, R., Garcia, T., Vinas, M.: *Fuel*, 78, 1999, s. 1553-1557.
- [107] Chagger, H. K., Jones, J.M., Pourkashanian, M., Williams, A., Owen, A., Fynes, G.: *Fuel*, 78, 1999, s. 1527-1538.
- [108] Malachová, K., Lednická, D., Danihelka, P., Dej, M., Horák, J.: *Ochrana ovzduší*, 3, 2001, s. 5-9.
- [109] Bednářková, K., Leníček, J., Sekyra, M., Beneš, I., Šípek, F.: *Ochrana ovzduší*, 5-6, 1999, s. 3-6.
- [110] Bureš, V., Novák, J.: *Ochrana ovzduší*, 5-6, 1999, s. 6-10.
- [111] Holoubek, I., Kohoutek, J., Machálek, P., Dvořáková, I., Bretschneider, B., Mitera, J., Bureš, V., Fara, M.: *Ochrana ovzduší*, 3, 2001, s. 17-19.
- [112] Dvořáková, I., Machálek, P., Bertschneider, B.: *Ochrana ovzduší*, 4-5, 2000, s. 4-5.

## Resumé

In this article attention is paid to literature dealing with emissions of heavy metals and polyaromatic hydrocarbons. One of the main aims of the work is to demonstrate the disproportion between the studies describing emissions of the above-mentioned pollutants from big industrial coal combustion furnaces and the studies of the ones emitted from small scale local furnaces. There is great number of studies dealing with emissions of industrial combustion of coal, but the studies of emissions of domestic combustion of coal are less frequent and they deal most frequently with such problems only partly. The last-mentioned studies have demonstrated significant environmental effects of emissions of heavy metals and polyaromatic hydrocarbons from combustion of coal in small scale furnaces. In such furnaces coal with additional organic waste is very often combusted and they are used without any knowledge of environmental impact of imperfect combustion. The environmental effects of domestic combustion of coal are comparable or even higher in many cases than the environmental effects of industrial combustion of coal.

Recenzent: Prof. RNDr. Pavel Danihelka, CSc., VŠB-TU Ostrava