

Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze

Ústav pro životní prostředí

Program: Ekologie a ochrana prostředí

Obor: Ochrana životního prostředí



Bakalářská práce

Aerosol v mikroprostředí domácností

Aerosol in indoor microenvironment of homes

Vypracoval: Radim Pařík

Školitel: prof. RNDr. Martin Braniš, CSc.

Praha, srpen 2011

Abstrakt

Jedná se o literární rešerši sestávající převážně ze zdrojů z Web of Science. Práce se zabývá problematikou znečištění vnitřních prostor obytných budov. Zaměřuje se na aerosol, zvláště pak PM_{2,5} částic, které představují pro zdraví člověka největší nebezpečí.

Důraz je kladen na analýzu emisních zdrojů s porovnáním vnitřních (vaření, kouření) a vnějších (doprava, průmysl), dále na distribuci polutantů v prostoru, na úrovně znečištění v různých geografických, sociálních či kulturních oblastech a částečně i na dopad těchto látek na lidské zdraví.

Klíčová slova: aerosol, domácnosti, vnitřní prostředí, kvalita ovzduší, jemné částice

Abstract

This literature review is composed of resources from Web of Science. The study deals with problematics of the indoor air pollution of homes. It is focused on the aerosol, especially PM_{2,5} particles, which present the biggest danger for human health.

This work points out the analysis of indoor and outdoor emission sources, distribution of particles, levels of pollution in the different geographical, social and cultural regions and health effects of these particles.

Key words: aerosol, homes, indoor environment, air quality, fine particles

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval samostatně a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

Předložená tištěná verze BP je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze, dne 12. srpna 2011

Poděkování

Děkuji prof. RNDr. Martinu Branišovi, CSc. za pomoc s výběrem tématu, za podklady a za trpělivost.

Obsah

1	Úvod	5
2	Charakteristika aerosolu	6
2.1	Obecná charakteristika	6
2.2	Látkové složení	7
2.3	Velikostní rozdělení	8
2.3.1	PM ₁₀	8
2.3.2	PM _{2,5}	9
2.3.3	PM _{0,1}	10
2.4	Zdravotní dopady	10
3	Faktory ovlivňující vnitřní koncentraci aerosolu	14
3.1	Stav venkovního ovzduší, prostorová a časová variabilita	14
3.2	Penetrace aerosolu stavbou	15
3.3	Větrání	16
3.4	Depozice	19
3.5	Prostorová variabilita v domácnostech	20
3.6	Časová variabilita v domácnostech	21
3.7	Personal cloud	24
4	Zdroje částic v domácnosti	26
4.1	Vaření	26
4.2	Kouření	28
4.3	Uklízení a lidská aktivita	29
4.4	Jiné spalovací procesy v domácnostech	30
5	Souhrn a srovnání PM koncentrací a Indoor/Outdoor poměrů v různých geografických oblastech	32
6	Závěr	35
7	Seznam literatury	36

1 Úvod

V dnešní době je přirozené, že člověk tráví většinu času v budovách, většinu potom v domácnosti. Dle Braniš and Kolomazníková (2010) a jejich studie strávil subjekt 68,1% času v domácnosti. Jejich další srovnávání pak ukazuje, že u populace z USA byl výsledek téměř shodný 68,7% (Klepeis et al., 2001), průměrný čas strávený doma v 7 Evropských městech zaujímal 56% až 66% dne (Kousa et al., 2002), Echols et al. (1999) mluví o 65,5% času stráveného v domácnosti a Lai et al. (2004b) o 68,6%.

Člověk se tak vystavuje koncentracím aerosolu, které mají negativní dopad na jeho zdraví. Jak si ukážeme, v budovách a uzavřených prostorách jsou hodnoty znečištění ovzduší vyšší než venku a to hlavně díky intenzivní produkci polutantů vnitřními zdroji.

Například Spengler et al. (1981) poznamenávají, že průměrné koncentraci aerosolu uvnitř budov jsou vyšší než ty ve vnějším prostředí, a že významným zdrojem částic je kouření. Zároveň si všimli velké rozmanitosti v hodnotách koncentrací mezi jednotlivými domácnostmi, městy i geografickými oblastmi odkazující na konkrétní zdroje částic v domácnosti, na charakteristiku staveb nebo na kvalitu vnějšího ovzduší (Ju and Spengler, 1981). První studie ohledně vlivu kouření na stav vnitřního ovzduší proběhly v 70. letech minulého století, problematika vlivu nátěrů obsahujících olovo a použitých materiálů na stav vnitřního ovzduší domácností byla diskutována dokonce už v 50. letech (Samet and Spengler, 2003).

Zhruba polovina světové populace (většina z ní v rozvojových zemích) používá jako hlavní zdroj energie v domácnostech spalování biomasy (dřevo, rostlinné zbytky, zvířecí trus) nebo uhlí. Hoření takového paliva je spojeno s vysokými emisemi aerosolových částic, které mohou vést k vnitřním koncentracím 10 až 20 krát větším než jsou mezinárodní hygienické limity. Takovéto expozice mohou být zodpovědné za 3% procenta chorob celosvětově. Vysoké emise jsou také spojeny s nedokonalým spalováním, které je pro primitivní ohniště a spalovací zařízení (kamna, trouby, sporáky) typické (Balakrishnan and Bruce, 2005).

Proto se pozornost zaměřila na studování problematiky aerosolu v domácnostech. Studie se zaměřují na stanovení vnitřních i osobních koncentrací (koncentrace částic v těsné blízkosti jednotlivce), porozumění mechanismům vzniku a propadu, na kvantifikaci emisí ze zdrojů a na vliv částic na lidský organismus.

2 Charakteristika aerosolu

2.1 Obecná charakteristika

Aerosol, suspendované částice, v anglické literatuře total suspended particulate (TSP) či suspended particulate matter (SPM). Tak bývá nazývána směs pevných a kapalných částic ve vzduchu. Tyto částice vykazují značnou heterogenitu v počtu, velikosti, tvaru, povrchu, složení, rozpustnosti nebo původu. (Samet et al., 2005) Při charakterizaci aerosolu se nejčastěji využívá dělení dle aerodynamického průměru na frakce PM_{10} , $PM_{2,5}$ a PM_1 , tedy částice menší než 10, 2,5, respektive 1 mikrometr. Často se také mluví o částicích hrubých (coarse particles), jemných (fine) a ultrajemných (ultrafine). Hrubými částicemi se zpravidla myslí ty partikule s průměrem větším než 2,5 mikrometru, jemné částice jsou do 2,5 mikrometrů a ultrajemné zpravidla pod 0,1 mikrometru. Pro úplnost snad dodejme, že za aerosol považujeme částice zhruba do 100 μm .

Dělení dle velikosti se užívá proto, že rozměry částice je předurčeno její chování v prostředí, transport, odstraňování (např. Hinds, 1982; Thatcher and Layton, 1995) nebo působení na receptory – hlavně na člověka. A přesto, aerosol v nejrůznějších typech ovzduší je tak komplexní směsí s odlišnými chemickými a fyzikálními vlastnostmi, že výzkum vlivu expozice člověka a interpretace výsledků jsou touto různorodostí výrazně ztíženy (Samet et al., 2005).

K vyjádření koncentrace aerosolu se více používá hmotnost částic vztažená na objem vzduchu. Největší podíl hmotnosti je sice vázán na velké částice, avšak co se týče početnosti, tak naprostá většina částic spadá mezi ultra jemné částice s průměrem pod 0,1 μm (Ormstad et al., 1997).

Koncentraci aerosolu ve vnitřním prostředí domácností ovlivňuje několik faktorů. Předně jsou to aerosolové částice ve vnějším prostředí, které se do budovy dostávají penetrací a větráním, potom nás zajímají zdroje částic uvnitř domácnosti a odstraňování aerosolu z vnitřního prostředí, k posledně jmenovanému dochází prostřednictvím depozice a ventilace (přirozené i umělé) (Abt et al., 2000).

2.2 Látkové složení

Dle Long et al. (2000) je hlavním prvkem objevujícím se v částicích emitovaných z vnitřních zdrojů organický uhlík.

V roce 1997 prováděli Ormstad et al. měření ve 29 domácnostech v Oslu za účelem kvantifikace aerosolu v ovzduší a určení jeho složení. Naprostá většina částic byla menších než 2,5 μm (94%), výrazné množství těchto jemných částic pak tvořily saze a sloučeniny síry, obojí pravděpodobně z venkovního prostředí. Částice nad 2,5 μm se skládaly hlavně z organického materiálu, křemičitanů a sazí (elementárního uhlíku). Morfologie a velikostní rozdělení sazí by ukazovalo na původ z exhalací z diesellových motorů (Vostal, 1980; Muranaka et al., 1986). Křemičitany opět pocházejí z venkovního ovzduší, kam se dostávají díky resuspenzi z půd a cest.

Dále se ve vzorcích pravidelně nacházely částice elementární síry, železa a vápníku. Časté kombinace prvků ve sloučeninách byly sodík a síra, vápník a síra, sodík a chlór, draslík a chlór. Morfologicky byly obvykle tyto sloučeniny navzájem nerozeznatelné. Navíc vzorky obsahovaly různá množství částic organického a anorganického původu. Morfologii částic tvořených jednotlivými prvky pak shrnuli takto:

Uhlík – Částice sazí měly charakteristickou morfologii malých, kulatých částic tvořících clustery. Většina z nich byla menších než 1 μm , clustery navíc měly tendenci spojovat se do síťovitých útvarů („network-like fashion“).

Síra – Tvořila převážně dva typy částic. Obvyklejší z nich měly kolem 0,5 μm v průměru a kulovitý tvar. Druhý typ byl více podlouhlého tvaru měl velikost kolem 2 – 3 μm .

Železo – Ve vzorcích se objevovaly částice samotného železa, většina z nich s průměrem kolem 1 μm . V několika málo domech se objevilo velké množství kulovitých železných částic v širším velikostním rozpětí od méně jak 0,5 μm do 4 μm .

Křemičitany – Tvořily průměrně 43% vzorků, 90% z nich pak obsahovalo další prvek, nejčastěji hliník, draslík, vápník a železo. Většina křemičitanů měla 2 - 4 μm v průměru.

Vápník – Částice vápníku měly kolem 1 - 3 μm a byly morfologicky nerozeznatelné od křemičitanů a jiných a dalších komplexních anorganických částic. Vápník byl také nalézán v kombinaci se sírou.

2.3 Velikostní rozdělení

2.3.1 PM₁₀

Frakce popisovaná jako PM₁₀ zahrnuje částice s aerodynamickým průměrem 10 µm a menším. Patří mezi tzv. thorakální frakci, schopnou vstupovat do dýchacích cest a proniknout za hrtan (*dle ČSN ISO 7708*).

Tyto částice vznikají hlavně mechanickou cestou, typicky třením, oděrem či rozpadem větších pevných částic (Samet et al., 2005). Ve venkovním prostředí tak může jít o produkty eroze, suspendované či resuspendované částice z nezpevněné půdy, cest a silnic, zemědělských ploch, z těžby a průmyslové činnosti, vulkanické činnosti apod. V přímořských oblastech vzduch obsahuje i částice soli z vypařené vodní tříště i onu tříšť samotnou. PM₁₀ obsahuje také biologický materiál jako pyl, spory nebo fragmenty mikroorganismů (Pope and Dockery, 2006). Součástí bývají i nespalitelné části ze spalovacích procesů, například popel (Samet et al., 2005).

V domácnostech je hlavním zdrojem PM₁₀ znečištění lidská aktivita, ať už jde o uklízení nebo obyčejnou chůzi (Lee et al., 2002; Kamens et al., 1991). Rezervoárem částic jsou v tomto případě veškeré povrchy v místnosti. Větší částice totiž snadno podléhají depozici v důsledku gravitační sedimentace, mnohem výrazněji než menší částice frakce PM_{2,5}. Depozice je tedy zároveň i důležitým propadem PM₁₀ ve vnitřním prostředí (Thatcher and Layton, 1995; Abt et al, 2000; Jones et al., 2000; Hussein et al., 2009). Dalším zdrojem pak jsou opět spalovací procesy, které kromě jemných částic produkují i hrubé nespalitelné částice. Na vzniku PM₁₀ se podílí i vaření. Například Abt et al (2000) určili, že až 25% aerosolu PM₁₀ i PM_{2,5} v domácnostech může pocházet z této činnosti. Různé typy vaření samozřejmě emitují částice o různých velikostech. Velké částice jsou produkovány při smažení, grilování a smažení „na sucho“ (vhodnější je anglický výraz „sautéing“). Obecně lze však říci, že při vaření dochází především k produkci jemných částic PM_{2,5} (například He et al., 2004; Jones et al., 2000)

Frakce PM₁₀ také vykazuje vliv na mortalitu obou pohlaví v souvislosti s nenádorovými chorobami dýchacího systému (Abbey et al., 1999). A například v přehledu od Dockery and Pope (1994) se lze dočíst, že nárůst koncentrace PM₁₀ v městských oblastech o každých 100 µg/m³ je spojen s 10 % nárůstem celkové mortality.

2.3.2 $PM_{2,5}$

$PM_{2,5}$ je velikostně menší, ale co do objemové koncentrace významnější frakce vzdušného aerosolu. Zahrnuje oblasti takzvaného nukleačního a akumulárního módu.

Tyto částice mají nesporně závažnější efekt na lidské zdraví, neboť vytrvávají v ovzduší výrazně déle, jsou schopny transportu na dlouhé vzdálenosti, pronikají hluboko do plic (až do alveol) a mají zde vysokou schopnost retence (Wilson and Suh, 1997; Avakian et al., 2002). Z částic o velikosti kolem 1-2 μm jich až 90% zůstává v plicích. Například v Praze se nám během 24 hodin dostane dýchacího systému až 0,01 g částic (Bencko a kol., 1995). S ohledem na výše zmíněné a dle dostupných výzkumů a důkazů se frakce $PM_{2,5}$ jeví pro lidské zdraví jako ta nejnebezpečnější. V porovnání s většími částicemi mají také větší specifický povrch, je zde tudíž více možností adsorpce jiných, toxikologicky závažných látek (Wilson and Suh, 1997).

Jemné částice jsou silně emitovány při spalovacích procesech – provoz motorových vozidel, energetický průmysl, vytápění atd. (Pope and Dockery, 2006).

Dále vznikají chemickými reakcemi v atmosféře – značnou část tvoří sírany a dusičnany vzniklé oxidací oxidů síry a dusíku, patří sem sekundární aerosol vzniklý reakcemi VOC s ozonem nebo jinými oxidanty. Takto vzniklé částice v nukleačním módu (řádově jednotky nm) pak díky procesům koagulace nebo kondenzace dávají vzniknout větším částicím akumulárního módu o průměru v řádech stovek nm (Pope and Dockery, 2006; Samet et al., 2005). Koagulace se uplatňuje u velkého počtu částic a kondenzace je nejefektivnější, má-li k dispozici velký povrch. Proto s rostoucí střední velikostí částic klesá efektivita koagulace i kondenzace, přičemž jako kritická velikost, kterou narůstající částice nemohou za běžných podmínek překonat, se považuje zhruba 1 μm (Samet et al., 2005).

V domácnostech je za produkci aerosolu menšího než 2,5 μm zodpovědné především vaření, kouření a další spalovací procesy (Kamens et al., 1991; Jones et al., 2000; C. He et al., 2004). Méně významnými zdroji částic jsou například různé rozprašovače či provoz některých spotřebičů.

U jemných částic se uplatňuje depozice v důsledku Brownova pohybu a turbulentní difúze. Nicméně lze říci, že u malých velikostí (přibližně pod 1 μm) nepřevažuje žádný mechanismus odstraňování částic (Abt et al, 2000).

2.3.3 $PM_{0,1}$

Za velmi jemné částice (ultrafine particles) se obvykle považuje aerosol s aerodynamickým průměrem do 0,1 μm . Ve venkovním ovzduší je produkován fotochemickými reakcemi a spalovacími procesy (Samet et al., 2005; Pope and Dockery, 2006). Může vznikat kondenzací kovů a organických sloučenin, které se během spalování za vysokých teplot dostaly do plynného stavu. Z prekurzorů, kterými jsou nejčastěji plyny SO_2 , NO_x , amoniak a VOC, vzniká sekundární aerosol v podobě jemných kapiček H_2SO_4 , HNO_3 nebo NH_4NO_3 (Samet et al., 2005). Tato frakce také obsahuje nejvíce H^+ iontů vázaných na PM částice (Clark, 1992).

Nejrůznější druhy hoření potom produkují tento aerosol i v domácnostech (Pope and Dockery, 2006). Sekundární aerosol těchto rozměrů vzniká v budovách i díky reakcím ozonu s určitými terpeny (Rohr et al., 2003).

Tyto částice mají krátkou dobu setrvání (v řádech minut, maximálně hodin), protože se díky procesům kondenzace a koagulace přeměňují na částice větších rozměrů (viz. výše). V posledních letech představuje tato nejjemnější frakce výrazný objekt zájmu, neboť je důležitým zdrojem zdravotně nejzávažnějších částic $PM_{2,5}$ (Oberdorster et al., 2005).

Přestože k celkové hmotnosti přispívá $PM_{0,1}$ velmi málo, je početně nejvýznamnější. V městském prostředí dosahují koncentrace velmi jemných částic v řádu stovek tisíců na cm^3 (Oberdorster, 2001a).

V důsledku malé velikosti a velkého počtu částic mají také celkový obrovský povrch a jsou tak schopné na svém povrchu nést další toxické látky, typicky těžké kovy, polyaromatické uhlovodíky nebo třeba polychlorované dibenzo-p-dioxiny a polychlorované dibenzofurany (Cass et al., 2000)

2.4 Zdravotní dopady

Prachové částice jako všudypřítomná součást vnitřního i vnějšího ovzduší představují zdroj nebezpečí pro lidské zdraví. Neohrožují nás navíc jen samotné částice, které mohou mít nejrůznější složení organického (pyly, spory, mikroorganismy a jejich fragmenty, produkty jejich metabolismu, VOC) i anorganického původu (sírany, dusičnany, křemičitany, oxidy a jiné), významná je totiž možnost navázání nebo adsorpce jiných nebezpečných látek na jejich povrch a následný transport do dýchacího systému a dále do celého organismu.

Samotný aerosol může být biologicky inertní nebo naopak biologicky agresivní. Takovýto agresivní aerosol potom způsobuje například silikózy (křemičitany), azbestózy (azbest) nebo

siderózy (Bencko a kol., 1995).

Jejich celková škodlivost závisí mimo jiné na schopnosti retence v plicích. Retence je nejvyšší u jemných částic o velikosti přibližně 1-2 μm , neboť větší částice jsou zachyceny v dýchacích cestách a do plicních sklípků se ani nedostanou a menší částice už mají schopnost se v plicích neusazovat a dostat se opět ven (Wilson and Suh, 1997). Ale naopak dle Oberdorster (2001a) mají částice kolem 20 nm největší efektivitu depozice v plicích a vysokou schopnost pronikat epitelem, takže už krátce po expozici se dají zjistit v intersticiu plic (Oberdorster, 2001a). Ultrajemné částice jsou také díky svému velkému celkovému povrchu nebezpečnější než aerosol větších frakcí (Pedersen et al., 2001).

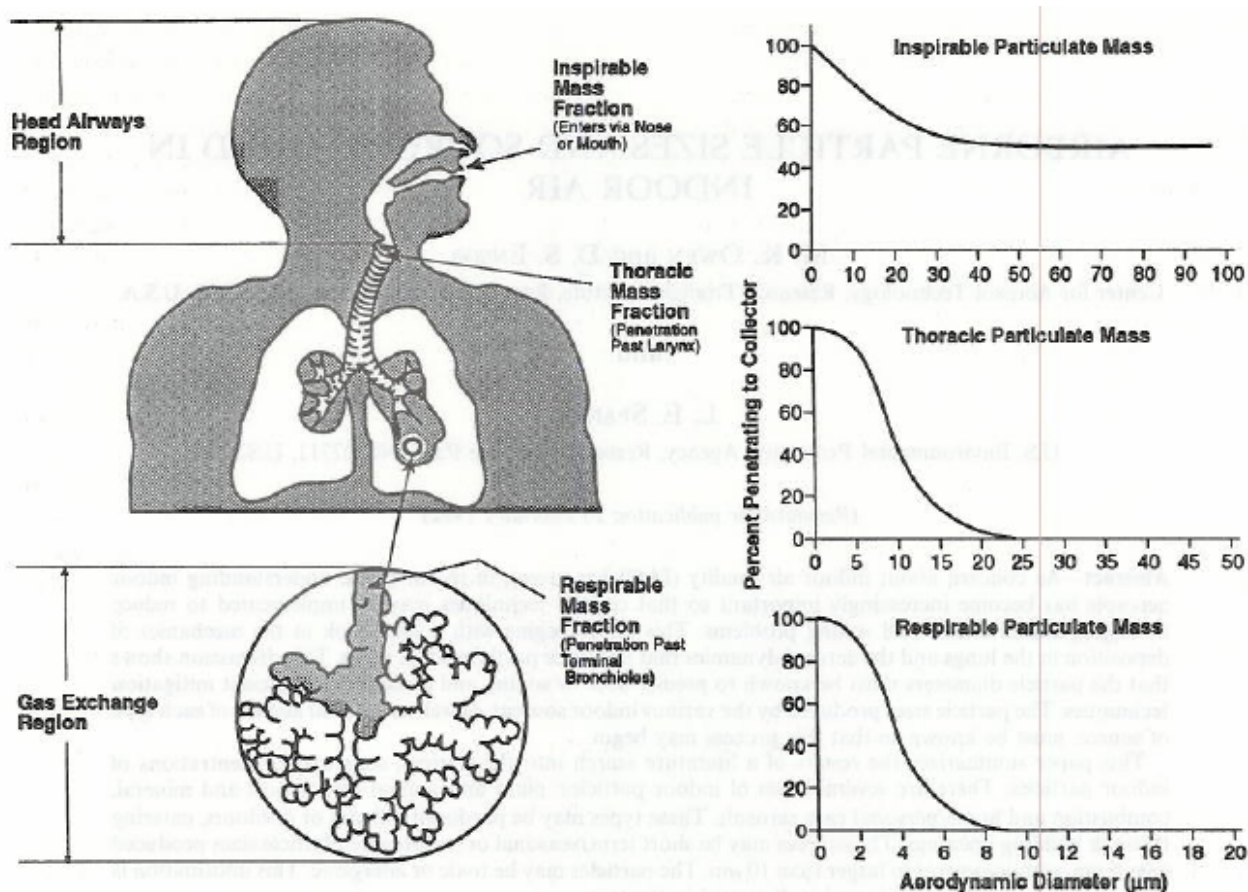
Zdravotní dopady částic dále závisí na ochranných mechanismech dýchacích cest, jako aktivitě řasinkového epitelu a detoxifikaci in situ. Některé produkty hoření biomasy například snižují mucociliární aktivitu a tím i samočisticí schopnost dýchacích cest, částice v plicích tak zůstávají po delší dobu. Stejně tak může být oslaben efekt detoxifikace in situ (Abt et al., 2000).

V reálu je většina osob ve svém obydlí vystavena produktům spalovacích procesů. Ale ne všichni jedinci s oslabenou dýchací či oběhovou soustavou vykazují zvýšenou incidenci chorob či mortalitu. Proto je možné, že v individuální citlivosti k působení aerosolových částic hrají hlavní roli genetické dispozice (Leikauf et al., 2000).

Avakian et al. (2002) ve své rámcové práci „The Origin, Fate, and Health Effects of Combustion By-Products: A Research Framework“ také shrnují důkazy, které ukazují efekt PM na autonomní nervovou soustavu. Popisují také statisticky významnou asociaci mezi srdeční arytmií a jinými chorobami oběhové soustavy a PM aerosolem, ať už jde o hrubé či jemné částice (tvořené elementárním, anorganickým uhlíkem i organickými látkami). Každé zvýšení koncentrace jemných částic o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ je spojeno s 8 % nárůstem mortality v souvislosti s rakovinou plic a 6% nárůstem mortality kvůli nemocem oběhové soustavy (Avakian et al., 2002).

Částice pocházející ze spalování biomasy byly identifikovány jako rizikový faktor, který má vliv na výskyt akutních respiračních onemocnění (ARI), což je nejčastější příčina úmrtí kojenců v rozvojových zemích. Zároveň s nimi bývají působení těchto polutantů (produkovaných při hoření, tedy i při vaření) často vystaveny i ženy, čímž se u nich zvyšuje pravděpodobnost výskytu chronických onemocnění dýchacího systému i možnost negativního ovlivnění plodu v případě těhotenství (Brauer et al., 1996).

Pokusy na hlodavcích napovídají, že toxicita ultrajemných částic výrazně klesá, jak tyto částice koagulují a zvětšují svou velikost (Elder et al., 2000). Také se zdá, že ultrajemné částice nejsou po depozici v plicích účinně odstraňovány alveolárními makrofágy (Johnston et al, 2000; Oberdorster, 2001a). Dle Hunter and Udem (1999) a Oberdorster (2001b) jsou těmito částicemi zasaženy i jiné orgány (Avakian et al., 2002).



Adapted from the American Conference of Governmental Industrial Hygienists.

Fig. 1. The three aerosol mass fractions recommended for particle size-selective sampling.

Ilustrace 1: Rozdělení částic podle hloubky průniku do dýchacího systému (Owen et al., 1992).

Kvůli spalování pevných paliv v otevřených zdrojích a za špatného odvětrávání zplodin jsou zhruba 3 miliardy obyvatel (převážně v rozvojových zemích) vystaveny vysokým koncentracím aerosolu, které mohou 10 – 20 krát překračovat mezinárodní hygienické limity (Balakrishnan and Bruce, 2005; Naeher et al., 2007).

Současné studie odhadují, že expozice v domácnostech vůči látkám ze spalování pevných paliv může být zodpovědná celosvětově až za 3 % chorob (Balakrishnan and Bruce, 2005). Silný vliv mají tyto zplodiny na výskyt chronické obstrukční plicní nemoci (CHOPN) a zánětů dolních cest dýchacích, prokázána byla souvislost s výskytem tuberkulózy, astmatu, rakoviny plic a šedého zákalu (Naeher et al., 2007).

Dle jistých odhadů je vlivem působení jemných částic střední délka života v nadprůměrně znečištěných městech v rozvinutých zemích zkrácena o 1-3 roky (Avakian et al., 2002).

Massey et al. (2009) zkoumali částice PM_{2,5} v centrální Indii (město Agra), mimo jiné i zdravotní dopady systémem dotazníků. Nejčastěji uváděné symptomy byly: bolest hlavy (80% dotazovaných ve venkovských oblastech, 60% v domech u silnic, 60% ve městech), dráždění očí a nosu (75% na

venkově, 73% u silnic, 45% ve městech), nachlazení a chřipka (62% na venkově, 40% u silnic, 30% ve městech) a alergie (54% na venkově, 15% u silnic, 14% ve městech).

Schwarz et al. (1996) vypožoroval, že částice s aerodynamickým průměrem do 2,5 mikrometru (tedy ty pocházející hlavně ze spalovacích procesů) mají vliv na zvýšenou mortalitu. Data pocházejí z osmileté studie venkovních koncentrací PM_{10} , $PM_{2,5}$ a SO_4^{4-} v 6 městech na východním pobřeží USA. Jedním ze závěrů bylo, že zvýšení koncentrace $PM_{2,5}$ v dvoudenním průměru o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vedlo ke zvýšení denní úmrtnosti o 1,5 %. Tento nárůst $PM_{2,5}$ o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ byl ještě zřetelnější u úmrtí způsobených CHOPN (+3,3 %) a ischemickou chorobou srdeční (+2,1 %) (Schwarz et al., 1996).

Podobné výsledky jako ty výše uvedené, tedy ukazující zvýšenou úmrtnost v závislosti na vzrůstu koncentrace $PM_{2,5}$ o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zveřejnili například Klemm and Masson (2006). V obou případech šlo o nárůst mortality větší než 1% a o expozice v délce 1-3 dní.

Nárůst koncentrace o $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} spojený s nárůstem úmrtnosti větším než 1% popisují například Levy et al. (2000), Schwartz (2000).

Studie Gordian et al. (1996) z Anchorage na Aljašce vedla k závěru, že zvýšení vnější koncentrace PM_{10} (šlo hlavně o křemičitany a jiný materiál uvolněný resuspenzí z půdy a komunikací) o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bylo spojeno s nárůstem návštěv lékaře z důvodů astmatu o 3 – 6 % a z důvodů chorob horních cest dýchacích o 1 – 3 %.

Konečně Pope and Dockery (2006) ve svém shrnutí konstatují, že zdravotní efekty aerosolu záleží na krátkodobých i dlouhodobých expozicích a na jejich délce a že studie krátkodobých dopadů pouze zachycují část zdravotních dopadů. Dlouhodobé expozice mají větší a trvalejší efekt než přechodné krátkodobé expozice (Pope and Dockery, 2006).

3 Faktory ovlivňující vnitřní koncentraci aerosolu

Prostorová a časová variabilita vnějších koncentrací, úroveň penetrace částic dovnitř budov s ohledem na charakter stavby, ventilace a filtrační systémy a vnitřní zdroje a propady částic. To vše ovlivňuje vztah mezi expozicí jedince uvnitř a venkovními koncentracemi aerosolu (Brauer and Saksena, 2002).

3.1 Stav venkovního ovzduší, prostorová a časová variabilita

Variabilita venkovních koncentrací je důležitá proto, že stav venkovního prostředí může být – jak bylo řečeno – jedním z významných parametrů ovlivňujících vnitřní prostředí domácností. Avšak dle Morawska et al. (2003) je velmi obtížné přesně určovat vnitřní koncentrace aerosolu pouze na základě stavu vnějšího ovzduší.

Podle Sameta et al. (2005) je v městských oblastech větší prostorová variabilita v případě ultrajemných částic než jemných částic.

Ovšem několik prací (např. od Ozkaynak et al., 1996a; Suh et al., 1997) zabývajících se prostorovou variabilitou aerosolu ve vnějším prostředí naznačuje, že v městských oblastech s regionálně významným zdrojem jemných částic je tato prostorová variabilita minimální (Ozkaynak et al., 1996a; Suh et al., 1997).

A naopak, existuje-li významný lokální zdroj částic (např. emise z dopravy), potom je prostorová variabilita významnější (Cyrus et al., 1998; Roorda-Knape et al., 1998; Janssen et al., 1997b).

Podstatná část variability průměrných denních koncentrací v rámci roku (ve zkoumaných oblastech v Holandsku, Německu a Švédsku) byla vysvětlena dopravními situacemi a činností dopravy. Brauer et al. (2003) proto navrhuje nesoustřeďovat se při modelování osobní venkovní expozice pouze na data pozadřových koncentrací, ale sledovat i průběh emisí z dopravy.

Ale pro oblasti s malou prostorovou variabilitou PM koncentrací je možno využít jen jeden zdroj měření, který dokáže dostatečně reprezentovat celou oblast (Brauer and Saksena., 2002; Noullett et al., 2006).

Ju and Spengler (1981) ve studii probíhající na předměstích Bostonu učinili závěr, že regionální zdroje znečištění a meteorologická situace jsou důležitější parametry pro stanovení venkovních koncentrací než zdroje a události lokálního významu (Ju and Spengler, 1981).

Mezi meteorologické situace zodpovědné za prostorovou a časovou variabilitu v PM

koncentracích v městských oblastech patří inverzní situace. Jasná souvislost mezi inverzními situacemi a vysokými hodnotami venkovních i osobních koncentrací podporuje myšlenku, že za podobných zhoršených rozptylových situací je vhodné snížit produkci venkovních zdrojů znečištění za účelem snížení expozice obyvatel (Noullett et al., 2006).

Za takovýchto situací, kdy jsou zvýšené úrovně venkovního PM_{2,5} znečištění, přispívají významněji zdroje emitující sloučeniny síry než zdroje produkující elementární uhlík (například spalování dřeva nebo silniční doprava). Je proto pravděpodobně vhodnější zaměřit se na omezení větších průmyslových a energetických zdrojů. Podrobněji viz. Noullett et al. (2006).

Morawska et al. (2002) kvantifikovali efekt silně frekventované dopravní komunikace (řádově 10⁵ vozidel denně) na objemovou koncentraci PM v okolí do 100 m od zdroje. Závěrem bylo, že 50% nárůst intenzity dopravy způsobí zhruba 70% nárůst objemové koncentrace PM (Morawska et al., 2002).

Podle Morawska et al. (1999) nelze vypořádat statisticky významnou závislost objemové koncentrace jemných částic na horizontální vzdálenosti od dálnice, výjimkou jsou nejmenší vzdálenosti do 15 m od komunikace. Podobný závěr má i Zhu et al. (2002), neboť podle něj je u dálnic a silnic s hustým provozem koncentrace ultrajemných částic nejvyšší v jejich těsné blízkosti, přičemž se vzrůstající vzdáleností prudce klesá.

Stejně tak se neobjevuje závislost objemové koncentrace na výšce. Avšak u budov ve velké blízkosti u komunikace (do 15m) jsou pozorovatelné koncentrace srovnatelné s těmi přímo u dálnice (Morawska et al., 1999).

3.2 Penetrace aerosolu stavbou

Penetrace je schopnost částic samovolně pronikat z vnějšího prostředí dovnitř budov skrz materiál budovy. Veličina penetrační faktor nám udává podíl částic vnějšího ovzduší schopný přejít do vnitřního prostředí. (Thatcher and Layton, 1995). Znalost tohoto faktoru je další z podmínek, které nám umožňují kvantifikovat vnitřní koncentrace aerosolu.

Dobrym ukazatelem pronikání částic z vnějšího prostředí dovnitř se ukázaly být částice sloučenin síry (Martuzevicius et al., 2008).

Aerosol může po proniknutí do vnitřního prostředí domu změnit svou velikost v důsledku teplotních rozdílů mezi vnějším a vnitřním prostředím Abt et al. (2000).

Dřívější práce, které si daly za cíl stanovit stupeň penetrace venkovních částic dovnitř budov, docházely k výsledkům, že samotná stavba dokáže určitou část aerosolu efektivně odfiltrovat.

Například Alzona et al. (1979) stanovili penetrační faktor menší než 0,5, Dockery and Spengler (1981) mluví o hodnotě 0,7, Freed et al. (1983) přisuzují submikronovým částicím hodnotu faktoru 0,4 a částicím nad 1 μm pouze hodnotu 0,2 (Thatcher and Layton, 1995).

Nicméně žádná z těchto studií nezapočítala efekt depozice, jako to udělali Thatcher and Layton (1995). Ve své studii pracovali jen s částicemi nad 1 μm , přesto učinili závěr, že penetrační faktor se pohyboval okolo 1 a stěny domu tak nepředstavují překážku při pronikání aerosolu dovnitř budovy. K podobnému závěru došli i Cristy and Chester (1981), kteří při pronikání zkoumali částice o průměru 2 μm (Thatcher and Layton, 1995).

Pro pořádek snad jen uveďme, že když Thatcher and Layton (1995) nevzaly v potaz efekt depozice, vypočítané hodnoty faktoru se také pohybovaly mezi 0,2 až 0,6.

Studie od Morawska et al. (2001) a Morawska et al. (2003) vedou k podobným výsledkům, neboť při uzavřených oknech i dveřích a nepřítomnosti obyvatel v domech byl průměrný poměr vnitřních a vnějších koncentrací roven hodnotám 1,08, respektive 1,05.

3.3 Větrání

Větrání a výměna vzduchu s vnějším prostředím patří mezi hlavní faktory ovlivňující koncentrace PM uvnitř domácností (např. Abt et al., 2000). Mají vliv na dobu zdržení částic vygenerovaných uvnitř budovy, zároveň usnadňují vnikání venkovního aerosolu dovnitř.

Právě na práci od Abt et al. (2000) se dá demonstrovat dopad větrání na průběh vnitřních koncentrací za normálních podmínek (přirozená ventilace otevřenými okny). Studie probíhala ve 4 rodinných domech v okolí Bostonu, Massachusetts. Na **Ilustraci 2** vidíme stav, kdy bylo během 9 hodin jednoho květnového dne několik oken i dveří v domě otevřených a průměrná výměna vzduchu činila 1,64 výměny za hodinu. Jak submikronové částice (zde 0,02 - 0,5 μm), tak částice v rozmezí 0,7-10 μm výrazně kopírují průběh koncentrací ve venkovním prostředí. V případě větších částic můžeme pozorovat nižší hodnoty uvnitř než venku, to je pravděpodobně způsobeno intenzivnější depozicí těchto částic v porovnání se submikronovými. Aerosol v rozmezí 0,7-10 μm dosahuje v ranních hodinách (zhruba 7:00 až 10:00) vyšších hodnot pravděpodobně v důsledku dopravy a tím pádem resuspenze hrubých částic.

Na **Ilustraci 3** vidíme stejný dům uprostřed dubna, v tu dobu se nevětralo a výměna vzduchu dosáhla průměrně hodnoty 0,67. Částice v domě tak měly delší dobu setrvání, což umožňovalo jejich akumulaci a zvyšování vnitřní koncentrace stejně jako delší depozici. U frakce 0,7-10 μm můžeme dobře pozorovat vliv jednotlivých činností, neboť jsou spojeny s jednotlivými vrcholy u

vnitřních koncentrací. Jediný výraznější peak u submikronových částic má na svědomí provoz trouby. V čase 23:30 a dále jasně vidíme pokles koncentrace hrubých částic na minimum v souvislosti s nulovou lidskou aktivitou v domě. Zajímavé je, že navzdory minimálnímu větrání byly venkovní koncentrace hrubých částic ve většině dne výrazně vyšší než ty uvnitř domu. Většina studií totiž vypožorovala opak, (viz níže) tedy že v důsledku akumulace aerosolu v budově díky vnitřním zdrojům za absence výměny vzduchu je poměr vnitřních koncentrací k vnějším větší než 1 (např. Ormstad et al., 1997; Jones et al., 2000). V okolí pravděpodobně panovaly nepříznivé podmínky (zvýšená produkce lokálních i regionálních zdrojů, inverzní podmínky apod.) spojené s vysokými vnějšími koncentracemi PM částic, čemuž by napovídalo i srovnání s venkovními hodnotami v **Ilustraci 2**.

Výsledky Abt et al. (2000) také naznačují, že byla-li výměna vzduchu větší než zhruba 2 za hodinu, klesala i variabilita I/O poměrů.

Celkově lze říci, že výměna vzduchu je hlavním propadem částic v domácnostech, neboť částice pak mají kratší dobu zdržení uvnitř domu (Abt et al., 2000). Takové závěry učinili například i Ozkaynak et al. (1996b), podle nichž vnitřní PM koncentrace negativně korelují s mírou výměny vzduchu a s objemem budovy.

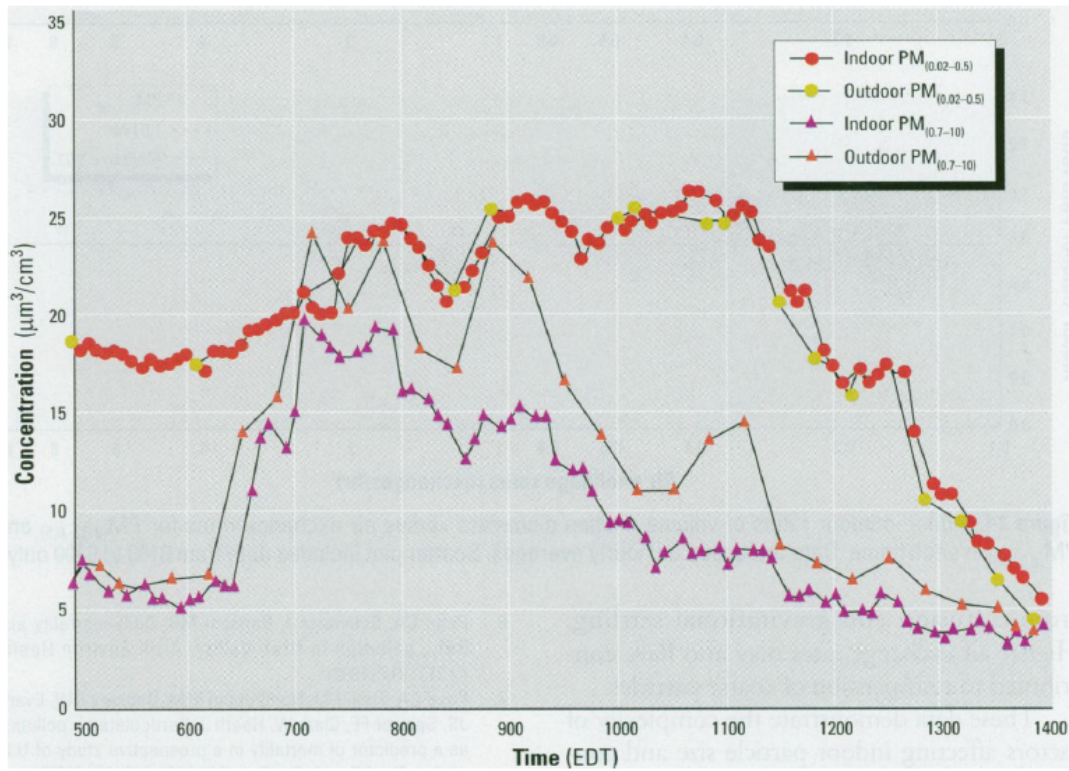


Figure 12. Indoor and outdoor $PM_{(0.02-0.5)}$ and $PM_{(0.7-10)}$ concentrations versus time from May 21 in one home. EDT, Eastern daylight savings time. Windows and doors in the home were open. The mean air exchange rate was 1.64 exchanges/hr.

Ilustrace 2: Průběh vnitřních a venkovních koncentrací za normálního větrání (Abt et al., 2000).

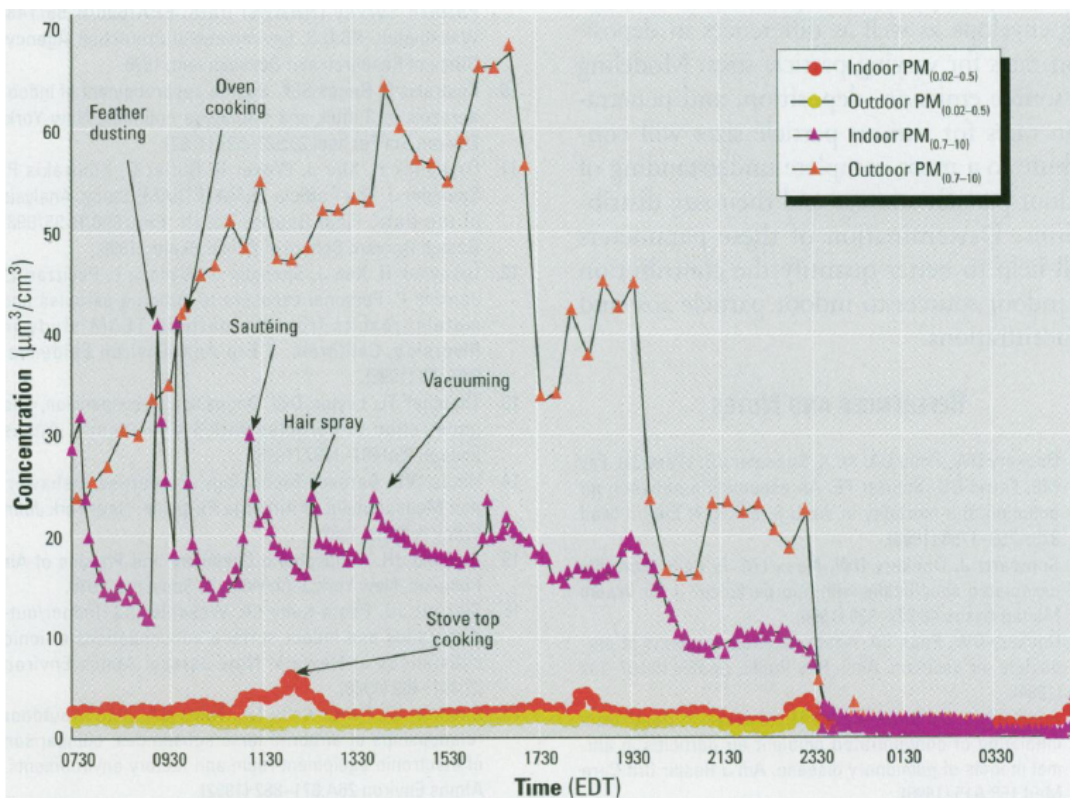


Figure 13. Indoor and outdoor $PM_{(0.02-0.5)}$ and $PM_{(0.7-10)}$ concentrations versus time from April 16 in one home. EDT, Eastern daylight savings time. Windows in the home were closed. The mean air exchange rate was 0.67 exchanges/hr.

Ilustrace 3: Průběh vnitřních a venkovních koncentrací za minimálního větrání (Abt et al., 2000).

3.4 Depozice

Jedním z důležitých propadů částic v domácnostech je depozice, méně se uplatňující u jemných částic (Xu et al., 1994) a zvláště výrazná u hrubých částic. Závisí hlavně na velikosti částic, větrání, pohybu vzduchu a tvaru budovy, respektive místnosti (Thatcher and Layton, 1995; Abt et al., 2000; Lai, 2002). Depozice je také vyšší na hrubých površích než na hladkých (např. Lai et al., 2002; Thatcher et al., 2002; Lai and Nazaroff, 2005)

Depozice v důsledku Brownova pohybu a turbulentní difúze je důležitá u jemných částic, depozice gravitačním usazováním se uplatňuje u částic hrubých (Hussein et al., 2009). Například pouhá chůze pak může zvýšit koncentraci hrubých částic o 100% (Thatcher and Layton, 1995).

Zvyšující se rychlost turbulentního proudění vzduchu zvyšuje depozici jemných částic (resp. částic pod 1 μm) (Hussein et al., 2009).

V **Tabulce 1** vidíme množství aerosolu usazeného na různé povrchy v domácnosti po 1 týdnu bez vysávání. Linoleum, tedy hladký povrch, není dobrým povrchem pro depozici, na rozdíl od koberců. Za zmínku stojí i to, že části koberců na 2 rozdílných schodištích, po kterých se pravidelně chodilo, obsahovaly rozdílná množství částic. Ale v částech nevystavených pravidelné chůzi se množství výrazně shodovala, v obou patrech tak tedy probíhaly podobné procesy transportu a depozice částic (Thatcher and Layton, 1995).

Tento aerosol je potom do vnitřního prostředí snadno uvolňován aktivitou obyvatel a jejich běžným pohybem, je tedy obtížné tento zdroj eliminovat. Více v kapitole *Uklízení a lidská aktivita*.

Tabulka 1: Hmotnost aerosolu na jednotku plochy rozdílných povrchů v domácnosti po týdnu bez vysávání (Thatcher and Layton, 1995).

Table 2. Dust mass loading on various floor surfaces within the study house after one week without vacuuming

Location	Collected mass ^a ($\mu\text{g cm}^{-2}$)	Total mass ^b ($\mu\text{g cm}^{-2}$)
Tracked area of downstairs carpet	110	220
Untracked area of downstairs carpet	29	58
Tracked area of linoleum	6	8
Untracked area of linoleum	4	6
Tracked area of upstairs carpet	54	108
Untracked area of upstairs carpet	30	60
Front doormat	2170	4340

^a Mass collected on filter divided by sample area.

^b Collected mass divided by experimentally determined surface collection efficiency.

3.5 Prostorová variabilita v domácnostech

I přes relativně dobré promíchávání vzduchu v rámci obydlí se mohou objevit rozdíly v koncentracích mezi místnostmi. Zpravidla je tak způsobeno rozdíly ve větrání, kouřením, vařením a jinými vnitřními zdroji vázanými na konkrétní místnosti. To potvrzuje Hussein et al. (2006), dle nich dosahovali objemové koncentrace v různých místech domu podobných hodnot pár hodin poté, co byla zavřena okna a vchodové dveře a v domácnosti nebyly žádné výrazné aktivity ani zdroje částic.

Ale v porovnání s rozdíly v koncentracích mezi jednotlivými domy a různými dny jsou tyto variability vázané na místnosti méně důležité. U 3 domů ze 4 se průměrné denní koncentrace v obývacím pokoji lišily od průměrných hodnot v celém domě o méně jak 5% (Ju and Spengler, 1981).

Musíme však upozornit na to, že koncentrace nebyly měřeny kontinuálně, ale šlo o 24 hodinové vzorky, které mohou maskovat krátkodobé intenzivní epizody zvýšených koncentrací, vázané právě na kouření, vaření nebo zametání (např. Abt et al. 2000).

Lee et al. (2002) při studii domácností v Hong Kongu zjistili výrazně větší rozdíly. Průměrné 8 hodinové koncentrace PM_{10} v kuchyni byly o 67% vyšší než v obývacím pokoji. Šlo pravděpodobně o důsledek velmi rozšířeného používání wok pánve, které je zdrojem velkých částic (Lee et al., 2002).

V rámci budovy Ju and Spengler (1981) rovněž poznamenávají, že koncentrace aerosolových částic venkovního původu má tendenci klesat se vzdáleností od oken a dveří.

3.6 Časová variabilita v domácnostech

Variabilita vnitřních koncentrací v průběhu dne je obecně vyšší než ve vnějším prostředí a to v důsledku produkce částic uvnitř domácností. Časový průběh koncentrací PM je tedy vázán na aktivitu zdrojů umístěných uvnitř domu (Abt et al., 2000).

Například pečení v troubě ovlivní počet i velikost částic ve vnitřním prostředí domu ihned po zapnutí a tyto parametry se v době provozu i po jeho skončení stále mění, viz **Ilustrace 4**. Zapnutí trouby přibližně v čase 14:20 vedlo ke zvýšení koncentrace submikronových částic, současně s ukončením provozu začíná exponenciální pokles koncentrace (Abt et al., 2000).

S přibývajícím časem navíc takto vzniklé malé částice podléhají procesům kondenzace a koagulace, snižuje se jejich počet a zvyšuje se průměrná velikost částic, viz **Ilustrace 5**.

Obecně lze říci, že v případě všedního dne jsou v ranních hodinách pozorovány zvýšené koncentrace hrubých částic v důsledku přítomnosti osob. To se opakuje i v hodinách večerních ze stejného důvodu lidské aktivity. Navíc se dá počítat i s nárůstem koncentrace jemných a ultrajemných částic díky přípravě večeře. Minimální koncentrace jsou pozorovány v brzkých ranních hodinách a během odpoledne, tedy když obyvatelé spí nebo nejsou v budově. Ve dnech kdy jsou obyvatelé celou dobu doma, je časový výskyt samozřejmě tímto ovlivněn (Abt et al., 2000; Morawska et al., 2003).

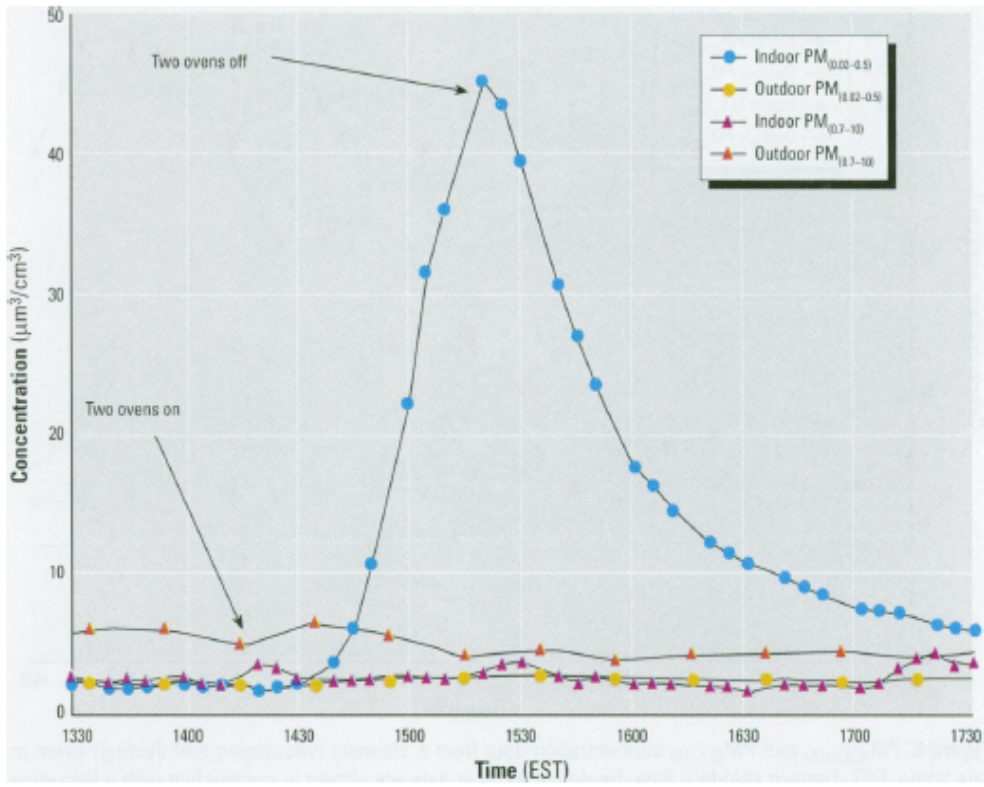


Figure 4. PM_(0.02-0.5) and PM_(0.7-10) concentration data from oven-cooking event in one home. EST, Eastern standard time. Real-time particle data are shown in conjunction with information from the time activity diary. Outdoor data are presented as a comparison to indoor levels.

Ilustrace 4: Časový průběh koncentrace částic v souvislosti s provozem trouby (Abt et al., 2000).

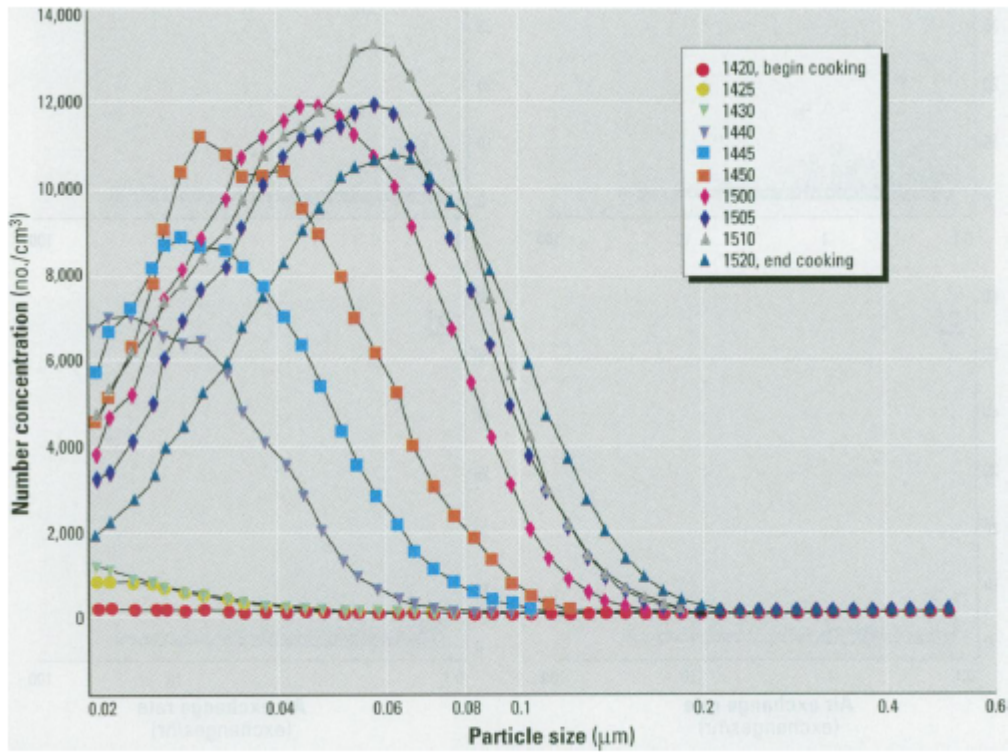


Figure 9. Particle number concentrations versus particle size for the oven-cooking event in Figure 8. Data are shown from the time the oven is turned on until it is turned off.

Ilustrace 5: Velikost a počet emitovaných částic při a po provozu trouby (Abt et al., 2000).

Na další **Ilustraci č. 6** je v průběhu 3 dnů zobrazen dopad lidské činnosti a některých zdrojů aerosolu na objemovou koncentraci částic menších než $0,8 \mu\text{m}$ (v grafu CPC concentration) a na hmotnostní koncentraci frakce $\text{PM}_{2,5}$. Je z ní dobře patrný výše popsáný vzorec výskytu aerosolových částic, neboť vysoké koncentrace aerosolu jsou vázány na ranní a večerní hodiny. Navíc je vidět, že za nepřítomnosti obyvatel nedochází v domácnosti k žádnému zvýšení koncentrace.

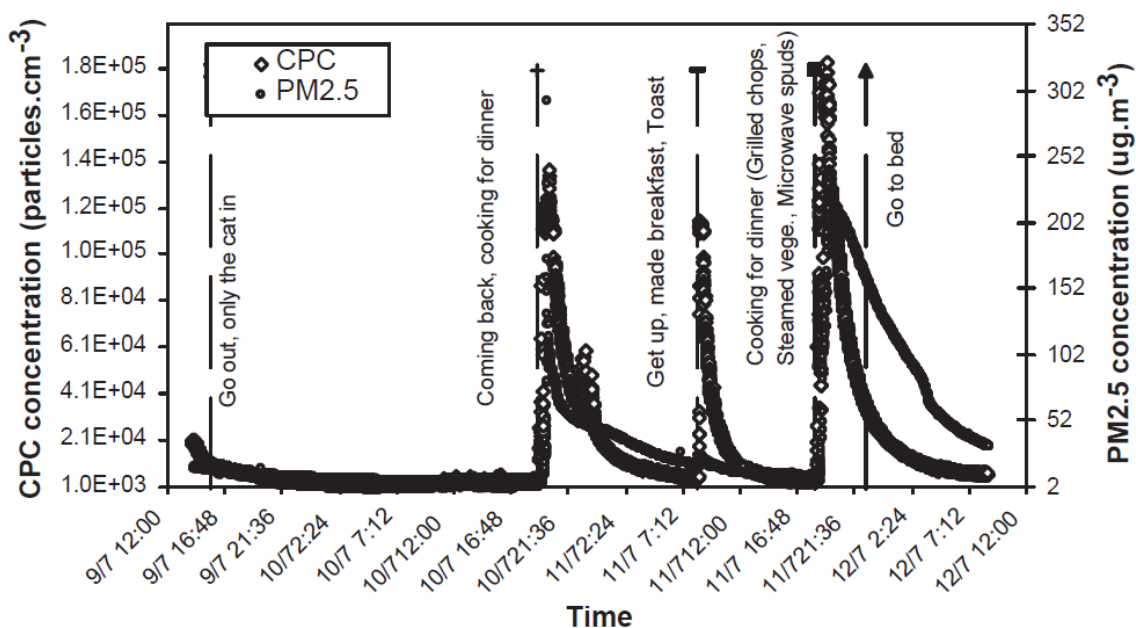


Fig. 1. House 3, 9–12 July 1999, CPC and approximation of $\text{PM}_{2,5}$ concentration in Kitchen, 48 h.

Ilustrace 6: Vliv lidské činnosti v domácnosti na různé frakce vnitřního aerosolu v čase (Morawska et al., 2003).

Ve své studii naměřili Morawska et al. (2003) v 15 domech v Brisbane, Austrálie průměrný poměr maximálních a minimálních objemových koncentrací 73 ± 62 , přičemž hodnoty poměru byly v rozmezí 15 až 238. Takto vysoké hodnoty poměru s velkou směrodatnou odchylkou jsou způsobeny vysokou variabilitou koncentrací uvnitř domácností. Ta nám naznačuje velkou rozmanitost v denním chodu koncentrací, která je navíc specifická pro každou domácnost a činnosti jejích obyvatel (Morawska et al., 2003).

Dále Morawska et al. (2003) vyzorovali vysoké poměry nočních vnitřních a vnějších hmotnostních koncentrací s průměrnou hodnotou $1,71 \pm 0,64$. Variabilita byla vcelku vysoká, ale pro 14 domů z 15 byl poměr větší než jedna. To bylo způsobeno poklesem nočních venkovních

koncentrací díky nižší aktivitě venku. Druhým důvodem pak byly zbytkové koncentrace aerosolu v domácnosti, který vznikl při večerním vaření a jiné aktivitě. Měření totiž probíhala v zimních měsících a na noc se zavírala okna, v důsledku nízké ventilace se tak částice z prostředí neodstraňovaly tak rychle jako přes den a měly delší čas podléhat procesům kondenzace a koagulace. Přes den díky větrání dosahovaly poměry vnitřních koncentrací k vnějším průměrné hodnoty $1,06 \pm 0,20$ (Morawska et al., 2003).

3.7 Personal cloud

Mohlo by se zdát, že znalost vnitřních koncentrací v domácnostech nám poskytne dostatečně přesné informace o dopadu aerosolu na obyvatele a o kvantifikaci této expozice. Ale několik studií ukazuje na to, že každý jedinec ve vnitřním prostředí budov má ve svém nejbližším okolí zvýšenou koncentraci částic přesahující koncentrace vnější i vnitřní. Tento nárůst koncentrace v blízkosti jedince, v angličtině zvaný „personal cloud“, bývá vysvětlován přímou blízkostí zdrojů částic (jako vaření či kouření) a aktivitou jedince (typicky chůze nebo uklízení), která způsobuje resuspenzi částic (Thatcher and Layton, 1996; Wallace, 1996; Janssen et al., 1998).

Nejde tedy o faktor ovlivňující rozmístění aerosolu v prostředí domácnosti, jako spíš o vlastnost výskytu.

Brauer et al. (1999) zjistili, že efekt tohoto „personal cloud“ je výraznější u osoby chodící než u osoby sedící, čímž potvrdili příspěvek způsobený resuspenzí větších částí (Brauer et al., 1999). Jak je z grafu vidět, na tomto zesíleném efektu se více podílejí větší částice s průměrem nad $5 \mu\text{m}$. Viz **Ilustrace 7**. S tím souhlasí i výsledky od Clayton et al. (1993), neboť osobní koncentrace v noci u osoby spící byly výrazně nižší než ve dne u osoby normálně se pohybující, navíc se velmi blížily nočním koncentracím v domácnosti.

Monn et al. (1997) zase potvrdili příspěvek kouření ke zvýšení koncentrace jemných částic v okolí jedince. Korelace mezi osobní expozicí kouřícího jedince a koncentrací v místnosti byla nízká ($r = 0,39$), avšak zvýšila se, když byl vyřazen vliv kouření ($r = 0,71$).

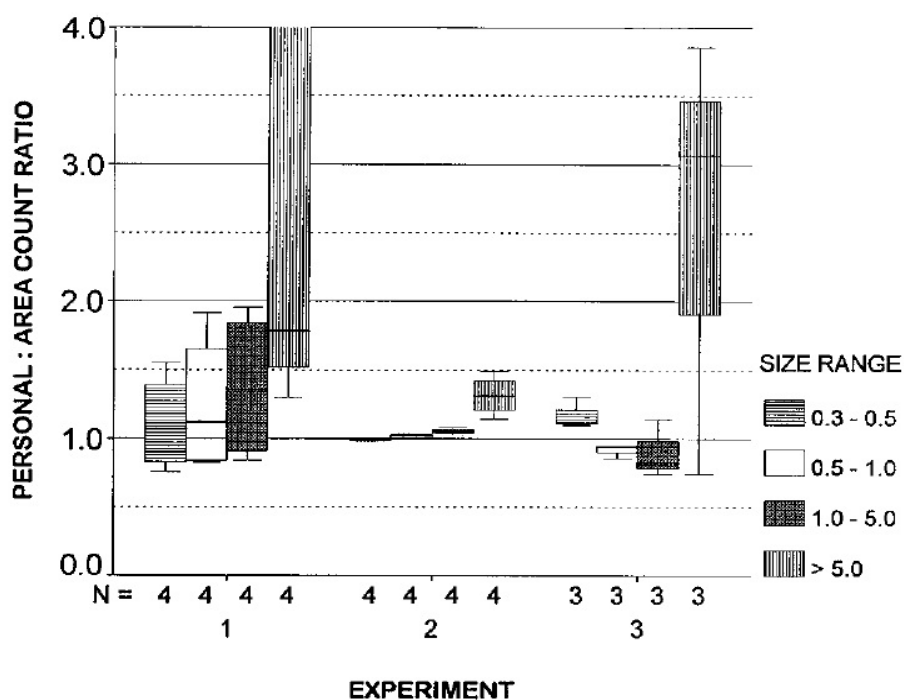


Figure 1. The effect of particle size on the ‘personal cloud.’
 *Experiment 1 involved a subject who was mobile within a small dormitory room. The subject remained seated during Experiments 2 and 3. *N* refers to the number of comparisons in each experiment.

Ilustrace 7: Podíl jednotlivých velikostních frakcí PM na účinku personal cloud (Brauer et al., 1999).

4 Zdroje částic v domácnosti

4.1 Vaření

Kamens et al. (1991) a Jones et al. (2000) definovali vaření jako významný zdroj částic pod $2,5 \mu\text{m}$. Výsledky PTEAM (Particle Total Exposure Assessment Methodology) studie zase ukazují, že zhruba 25% částic $\text{PM}_{2,5}$ i PM_{10} v domácnosti má původ ve vaření (Ozkaynak et al., 1996a, 1996b). Dle Dennekamp et al. (2001) zase vaření na plynovém sporáku produkuje více částic než vaření na sporáku elektrickém.

Konkrétní výsledky jsou patrné i ze studie Abt et al. (2000). Jak už bylo řečeno výše, měření probíhala ve 4 nekuřáckých domech v okolí Bostonu v různých ročních obdobích. Různé způsoby vaření produkovaly částice o různých velikostech. Provoz trouby, toustovače a grilování byly zdrojem hlavně malých částic o průměru $0,02 - 0,5 \mu\text{m}$. Příprava jídla stylem „sauténg“ (smažení bez oleje) produkovala velké množství hrubých částic o průměru $0,7 - 10 \mu\text{m}$. Smažení pak přispívalo k částicím obou frakcí. Provozem trouby vznikaly plynné emise uhlíkatých sloučenin, které pak kondenzovaly a koagulovaly. Velké částice při sauténg vznikaly mechanickou cestou, pravděpodobně uvolňováním kapalných částic do ovzduší (Abt et al. 2000).

V **Tabulce 2** vidíme průměry maximálních koncentrací pocházejících z vnitřních zdrojů částic. V červené části jsou vyznačeny výše zmíněné druhy vaření. Je vidět, že vykazují velkou variabilitu v produkci PM částic. Zmíněné procesy vaření se vyznačují různými zařízeními, materiálem, surovinami, teplotou spalování. Během měření navíc panovaly různé podmínky ventilace, venkovních koncentrací a jiných vnitřních zdrojů, opakovaných měření navíc neproběhlo mnoho. Co však lze z další analýzy práce vypožorovat, je značný příspěvek těchto činností ke krátkodobým zvýšeným koncentracím, které dosahovaly 2-33 násobné hodnoty oproti pozadovým či venkovním koncentracím (Abt et al. 2000).

Střední velikost částic emitovaná při grilování, toustování a používání trouby se pohybovala mezi $0,13$ a $0,25 \mu\text{m}$, u smažení a sauténg šlo o velikost mezi 3 a $4,3 \mu\text{m}$. Jedním ze závěrů také je, že mechanismus formování a růstu částic při grilování, toustování, smažení i používání trouby je podobný (Abt et al. 2000).

Dle autorů se jejich výsledky shodují s výsledky PTEAM studie, která stanovila, že emituje $4,1 \pm 1,6 \text{ mg/min}$ částic PM_{10} se 40% částic patřících do jemné frakce (Abt et al. 2000). Sami autoři Abt et al. však emisní sílu vaření neuvádějí.

Wallace et al. (1996) shrnuli, že emise z vaření dosahují hodnoty $1,7 \pm 0,6 \text{ mg/min}$ $\text{PM}_{2,5}$, už se však nezmiňují, které druhy vaření jsou zahrnuty ani za jakých podmínek byly prováděny. Výsledná

hodnota spadá do rozsahu práce He et al. (2004), kdy nejmenších hodnot PM_{2,5} dosahoval provoz mikrovlnné trouby (2,78 mg/min) a nejvyšších pak grilování (2,78 mg/min) (Morawska et al., 2004).

Hussein et al. (2006) pak referují o emisích submikronových částic (15–530 nm) z vaření o síle 380 cm⁻³ s⁻¹. Během intenzivního vaření byly navíc ovlivněny i venkovní koncentrace, přestože okna byla zavřená (Hussein et al., 2006).

Tabulka 2: Průměry maximálních koncentrací z vnitřních zdrojů PM částic (Abt et al., 2000).

Table 3. Maximum concentrations from sources of indoor particles.^a

Activity	<i>n</i>	PM _(0.02–0.5) Mean ± SD	PM _(0.7–10) Mean ± SD
Indoor			
Oven cooking ^b	5	50.45 ± 18.49	7.93 ± 4.64
Sautéing	2	42.71 ± 21.12	293.51 ± 250.61
Frying	4	28.85 ^c ± 15.33	19.45 ± 18.44
Toasting	3	45.90 ± 53.44	8.45 ± 3.81
Barbecuing	3	57.39 ± 37.55	12.76 ± 14.71
Cleaning ^d	8	7.59 ± 5.71	29.04 ± 9.98
People ^e	2	4.09 ± 2.87	19.39 ± 11.94
Outdoor			
Oven cooking ^b	5	5.54 ± 3.04	11.31 ± 10.69
Sautéing	2	9.54 ± 9.96	8.97 ± 7.10
Frying	4	4.24 ^c ± 3.07	2.94 ± 2.22
Toasting	3	8.03 ± 1.48	8.40 ± 3.53
Barbecuing	3	13.24 ± 2.24	8.66 ± 5.89
Cleaning ^d	8	6.58 ± 5.92	12.93 ± 12.39
People ^e	2	3.75 ± 3.05	6.00 ± 1.07

^aMean concentrations (µm³/cm³) are computed from the maximum 5-min concentrations for each of the activities

^bAn extreme event that set off the smoke alarm in the home and resulted in peak concentrations of 967 µm³/cm³ was not included. ^cEstimated based on *n* = 3 because data from the SMPS were not available.

^dIncludes dusting, vacuuming, and sweeping. ^eIncludes resuspension of particles from individuals walking around.

Morawska et al. (2003) zveřejnili výsledky, podle kterých jsou koncentrace aerosolu během vaření až 100 krát větší než pozadové koncentrace, navíc mají schopnost setrvat v ovzduší značnou dobu, až 14 hodin (případ v červenci, v Brisbane tedy zimním měsíci, bez větrání) (Morawska et al., 2003). Hussein et al. (2006) však zmiňují dobu 4-6 hodin.

Během grilování a smažení byly průměry maximálních koncentrací PM_{2,5} 90 krát, respektive 30

krát větší než pozadové koncentrace, absolutní hodnoty pak činily $718 \pm 3427 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respektive $745 \pm 352 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Morawska et al., 2004). Studie také zahrnovala experiment, kdy za stejných podmínek a se stejným materiálem byla prováděna v každém domě půlhodinová smažení. I přesto se emisní charakteristiky s každým domem měnily, s ohledem na druh paliva, větrání nebo stavbu kuchyně (Morawska et al., 2004).

Hussein et al. (2006) uvádějí, že víc jak 90% částic naměřených během vaření, patřilo mezi ultrajemné, tedy menší než $0,1 \mu\text{m}$. Vaření v kuchyni rovněž ovlivňovalo objemové koncentrace v přilehlé místnosti. Při otevřených dveřích bylo v obývacím pokoji minimálně 30% koncentrace naměřených v kuchyni, s časovým zpožděním několika minut až půl hodiny. Při zavřených dveřích dosahovaly maximální hodnoty v obývacím pokoji 10% hodnot v kuchyni (Hussein et al., 2006). Celkové objemové koncentrace v kuchyni v důsledku vaření pak přesahovaly $1,8 \cdot 10^6 \text{ cm}^{-3}$. To souhlasí s výsledky autorů Afshari et al., 2005; Hussein et al., 2005; He et al., 2004; Morawska et al., 2003; Dennekamp et al., 2001; Abt et al., 2000; Siegmann and Sattler, 1996, které se pro jemné a hrubé částice pohybují v rozmezí $1,5 \cdot 10^6$ až $5,6 \cdot 10^6 \text{ cm}^{-3}$ (Hussein et al., 2006).

Brauer et al. (1996) zveřejnil své výsledky pro emise z vaření na venkově v Mexiku. Jejich odhadované krátkodobé maximální koncentrace $\text{PM}_{2,5}$ přesahovaly $2000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ při vaření za použití hořící biomasy, tu nejčastěji představovalo volně sebrané dřevo, zbytky z rostlin kukuřice a zvířecí trus. To je výrazně více než výše uvedené hodnoty od Morawska et al. (2004).

4.2 Kouření

O škodlivosti tabákového kouře nejsou pochyby (např. Kleeman et al., 1999; Miller and Nazaroff, 2001; Lai, 2004a). Vykouření jedné cigarety může vyprodukovat srovnatelné množství aerosolu jako půl hodina průměrně intenzivního vaření (Hussein et al., 2006), tento aerosol se svou velikostí řadí mezi jemné částice (Jones et al., 2000).

Částice z tabákového kouře mohou zůstat v prostředí až 10 hodin, což je delší doba než v případě aerosolu z vaření (Hussein et al., 2006). Částice tabákového kouře jsou totiž pokládány za konzervativní, nepodléhají procesům koagulace, evaporace nebo kondenzace (Miller and Nazaroff, 2001). Míra depozice těchto jemných částic je navíc poměrně malá (Xu et al., 1994). Nejmenší pozorované částice tabákového kouře byly o průměru $0,03 \mu\text{m}$ (Hussein et al., 2006).

Dle rané studie od Dockery and Spengler (1981) může jeden kuřák přispívat k 24 hodinové

průměrné koncentraci jemných částic v domácnosti až $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Brauer et al. (2000) zveřejnili výsledky, dle kterých v obývacím pokoji při kouření cigarety dosahovala koncentrace $\text{PM}_{3,5}$ hodnot $20 - 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Výsledky jsou srovnatelné se závěry Morawska et al. (2003), které činí $32 - 50 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{2,5}$ (Morawska et al., 2003). Ale dle Chao et al. (1998) mohou krátkodobé maximální koncentrace jemných částic dosahovat až $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$, navíc mohou vytrvat i půl hodiny.

O rok později zveřejnili v další práci Morawska et al., (2004) emisní tok $\text{PM}_{2,5}$ při kouření v reálném prostředí domácnosti $0,99 \pm 0,81 \text{ mg}/\text{min}$. Výsledky Brauera et al. (2000) prováděné v testovací komoře mají hodnotu $1,67 \text{ mg}/\text{min} \text{PM}_{2,5}$. Klepeis et al. (1999) měřili v domácnosti během kouření frakci $\text{PM}_{3,5}$, hodnoty byly v rozmezí $0,98 - 1,9 \text{ mg}/\text{min}$ pro různé tabákové výrobky (Morawska et al., 2004).

Po vykouření jedné cigarety v obývací místnosti se ve studii Hussein et al. (2006) zvýšila objemová koncentrace submikronových částic o řád, dle autorů z požadované koncentrace $6 \cdot 10^3 \text{ cm}^{-3}$ na $3,6 \cdot 10^4 \text{ cm}^{-3}$. I přes zavřené dveře byl navíc vliv kouření pozorovatelný v sousední místnosti (kuchyně) – hodinu poté dosahovala koncentrace v kuchyni jedné desetiny koncentrace v obývacím pokoji. He et al. (2004) došli k podobným výsledkům, mluví o maximální objemové koncentraci submikronových částic z kouření $2,7 \cdot 10^4 \text{ cm}^{-3}$. Morawska et al. (2003) zveřejnili maximální hodnoty o 1 – 2 řády vyšší, konkrétně $2 \cdot 10^5$ až $3,5 \cdot 10^6 \text{ cm}^{-3}$. Nicméně ani v jedné z těchto 2 studií není možné zjistit, kolik cigaret bylo kouřeno, ani jestli byly kouřeny zároveň (Hussein et al., 2006).

4.3 Uklízení a lidská aktivita

Aerosolové částice se přirozeně usazují na povrchy v budovách, jsou přítomné na podlaze nebo nábytku. Vyšší schopnost depozice mají díky intenzivnější sedimentaci způsobené vyšší hmotností hrubé částice (např. Thatcher and Layton, 1995; Abt et al., 2000; Jones et al. (2000); Lee et al., 2002; Hussein et al., 2009). Schopnost depozice i resuspenze se pro supermikronové částice se vzrůstající velikostí zvětšuje (Thatcher and Layton, 1995).

Jakýkoliv pohyb v domácnosti produkuje do vnitřního prostředí především hrubé aerosolové částice. A původcem pohybu v domácnostech jsou převážně lidé, tomuto zdroji znečištění se tak dá jen těžko bránit. Budeme-li konkrétní, tak zdrojem hrubých částic je hlavně chůze (Abt et al., 2000), zametání (Kamens et al., 1991), vysávání a jakékoliv podobné domácí práce (např. Thatcher and Layton, 1995; Abt et al., 2000; Jones et al., 2000; Lee et al., 2002; Morawska et al., 2003). Jen

pouhá chůze může vést ke zvýšení koncentrace částic nad 1 μm o 100% (Thatcher and Layton, 1995). Používání luxu obvykle zvedne vnitřní koncentrace PM_{10} o 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Corsi and Chiang, 2000). Koncentrace $\text{PM}_{2,5}$ v domě se může zvýšit o 20% pouhým otevřením dveří (Morawska et al., 2004).

Vliv lidské aktivity na zvýšenou koncentraci částic prezentovali Morawska et al. (2003). Přestože měřili koncentrace submikronových částic (CPC, 0,007 – 0,808 μm), tak poměry průměrných 24 hodinových objemových koncentrací těchto částic mezi dnem s lidskou aktivitou a bez lidské aktivity jsou průměrně $1,49 \pm 0,3$. Dále, poměr vnitřních a vnějších koncentrací ve dnech s lidskou aktivitou uvnitř je $1,35 \pm 0,88$, tedy vyšší než stejné poměry za dne bez lidské aktivity uvnitř o průměrné hodnotě $1,05 \pm 0,72$. Je ovšem možné, že jsou koncentrace submikronových částic během lidské přítomnosti způsobeny spíš přímou produkcí například vařením.

Ohledně jemných částic Thatcher and Layton (1995) poukazují na to, že mají díky nízké depozici jen omezenou schopnost resuspenze. Ale o ultrajemných částicích už Hinds (1982) tvrdí, že díky Brownově difúzi jsou dobře schopny depozice, tedy že vytváří zdroj pro resuspenzi.

Koncentraci hrubého aerosolu v prostředí domácností může ovlivnit i frekvence uklízení. Domácnosti, kde se uklízí nepravidelně a zřídka, mohou obsahovat vyšší vnitřní koncentrace než domácnosti s častým uklízením, neboť časté uklízení může částice z prostředí a povrchů odstraňovat (Lee et al., 2002).

4.4 Jiné spalovací procesy v domácnostech

Fyzikální parametry a chemické složení částic ze spalovacích procesů se samozřejmě mohou lišit podle zdroje hoření, spalovaného materiálu, efektivity spalování a dosahované teploty. Emitované částice se mohou skládat z těkavých organických látek, polyaromatických uhlovodíků, polychlorovaných dibenzodioxinů a polychlorovaných dibenzofuranů nebo různých sloučenin kovů (Avakian et al., 2002).

Je známo, že technologické inovace spalovacích zařízení v domácnostech, efektivnější spalování a kvalitnější paliva mohou výrazně snížit výskyt ARI a chronických chorob dýchacího a kardiovaskulárního systému. Čína podnikla kroky ve vylepšování dostupných sporáků v domácnostech v masivním měřítku a tento program měl úspěch. Nicméně takovéto kroky jsou pro mnoho obyvatel třetího světa z ekonomického hlediska stále neuskutečnitelné (Samet and Spengler, 2003). V rozvojových zemích se tak stále často spalují paliva produkující relativně malé množství energie v porovnání s velkým množstvím emisí z hoření (Smith, 1987).

Koncentrace jemných částic ($PM_{2,5}$) z hoření dřeva pravděpodobně nejlépe charakterizují účinky hoření dřeva v domácnostech (př. krby) na obyvatele. Hodnoty tohoto polutantu navíc vykazují v souvislosti s podobnými spalovacími procesy největší nárůsty. Hodnocení dopadů produktů hoření dřeva je složité kvůli velmi komplexní povaze kouře a velkému množství rozličných chemických látek (Naeher et al., 2007).

Braniš and Kolomazníková (2010) zaznamenaly průměrné 5 minutové koncentrace $PM_{2,5}$ v místnosti vytápěné kamny na tuhá paliva ve výši $420 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Pálení vonných tyčinek je průměrně silný zdroj částic s emisí silou $10 \text{ cm}^{-3}\text{s}^{-1}$. Chování a propad takto generovaných částic v prostředí byly podobné jako u tabákového kouře. Objemová koncentrace částic se ihned při zapálení zvýšila z $8 \cdot 10^2$ na $1,2 \cdot 10^4 \text{ cm}^{-3}$ (Hussein et al., 2006).

5 Souhrn a srovnání PM koncentrací a Indoor/Outdoor poměrů v různých geografických oblastech

Absolutní hodnoty koncentrací se v různých částech světa mění. Různou variabilitu vykazují venkovní koncentrace s ohledem na geografické oblasti, klima a technologickou a průmyslovou vyspělost. Patrné to bude z následujícího přehledu.

Dle McMurry et al. (2004) v Mexico City pravidelně překračovaly 24 hodinové venkovní koncentrace $PM_{2,5}$ limit $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ze studie 28 Evropských lokalit během zimy 1993 – 94 zase vyplývá, že 24 hodinové venkovní koncentrace PM_{10} byly relativně nízké v severní Evropě (průměrné hodnoty ve městě byly kolem $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$), vyšších hodnot dosahovaly ve velkých aglomeracích s hustou dopravou jako Amsterdam nebo Berlín ($45 - 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) nebo v Budapešti ($57 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a ještě vyšší byly na jihu Evropy v Pise ($61 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a Athénách ($98 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Zajímavý je poznatek, že v rámci jednotlivých zemí byly rozdíly mezi městskými a venkovskými oblastmi malé až zanedbatelné, výjimkou byl stav, kdy byly takovéto lokality geograficky odděleny například pohořím (Hoek et al., 1997a; Hoek et al., 1997b). Výsledky ze 4 čínských měst přinášejí už výrazně vyšší čísla a to i pro roční průměr PM_{10} - pro centra měst byly hodnoty v rozmezí $115 - 275 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a pro předměstí $68 - 192 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Frakce $PM_{2,5}$ tvořila $50 - 75\%$ PM_{10} (Wai et al., 1999). Hodnoty z Bangkoku od Vichit-Vadakan et al. (2001) se hodnotám evropských měst blíží víc, 24 hodinové venkovní koncentrace PM_{10} dosahovaly $80 - 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Samet et al., 2005).

Vnitřní koncentrace a poměry vnitřních a vnějších koncentrací jsou potom ovlivněny charakteristikou staveb v daném regionu (například materiál, těsnění staveb, počet a umístění oken a dveří), klimatem (předurčující frekvenci a intenzitu větrání) a vnitřními zdroji typickými pro oblast, kulturu a životní styl (nekvalitní paliva v rozvojových zemích, smažení tortill v Mexiku, vodní dýmky v arabských zemích, vonné tyčinky v Asii a podobně).

Brauer et al. (1996) zveřejnil své výsledky pro emise z vaření na venkově v Mexiku a srovnával je s údaji z jiných rozvojových zemí. Odhadované krátkodobé maximální koncentrace $PM_{2,5}$ z Mexika přesahovaly $2000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ při vaření za použití hořící biomasy (tu nejčastěji představovalo volně sebrané dřevo, zbytky z rostlin kukuřice a zvířecí trus). Průměrné denní koncentrace $PM_{2,5}$ pak byly $555 \mu\text{g}/\text{m}^3$. V Keni byly naměřeny hodnoty $1300 \mu\text{g}/\text{m}^3$, v Gambii $2100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. V Číně byly naměřeny hodnoty $PM_{3,5}$ $2600 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Smith, 1993). Průměrné denní koncentrace PM_{10} ve studii Brauera et al. (1996) činily $768 \mu\text{g}/\text{m}^3$, v Guatemale to bylo $850 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Lachenmyer and Hidy (2000) ze studie v 10 domácnostech v USA zveřejnili výsledky, že průměrné 48 hodinové koncentrace $PM_{2,5}$ v létě byly $(16.1 \pm 5.7) \mu\text{g}/\text{m}^3$ a v zimě $(11.2 \pm 5.4) \mu\text{g}/\text{m}^3$.

24 hodinové průměrné hodnoty $PM_{2,5}$ z městské oblasti Velké Británie od Kingham et al. (2000) jsou $(17.81 \pm 12.21) \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $(19.52 \pm 13.58) \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro domy ve vzdálenosti menší, respektive větší než 50 m od hlavní silnice. Monn et al. (1997) ve Švýcarsku měřili průměrné denní koncentrace $PM_{2,5}$ v domácnostech během dnů s lidskou činností a bez ní, naměřené hodnoty byly $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respektive $18,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. V případě Morawska et al. (2003) v Brisbane v Austrálii pak $15,5 \pm 7,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respektive $11,1 \pm 2,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. U všech uvedených studií je nutno brát ohled na použité metody měření (Morawska et al., 2003). Ormstad et al. (1997) při studii v Oslu naměřili median vnitřních koncentrací suspendovaných částic o hodnotě $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$, poměr I/O pak byl 1,43 (pravděpodobně kvůli zimnímu období a hromadění částic uvnitř z důvodu nižší ventilace). Podobné výsledky zveřejnili Lebowitz et al. (1992), jehož vnitřní koncentrace PM_{10} dosahovaly $17,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ v létě a $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ v ostatních obdobích roku.

V Riverside v Kalifornii dosahovaly průměrné denní osobní koncentrace PM_{10} hodnoty $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$, přičemž u 25 % osob přesahovaly 24 hodinové osobní koncentrace hygienický limit $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Clayton et al., 1993).

V **Tabulce 3** jsou vidět výsledky různých studií zaměřených na kvalitu ovzduší v domácnostech v rozvojových zemích vyjádřené koncentracemi aerosolu.

Nakonec důkaz o vlivu vnitřních zdrojů na vnitřní koncentrace aerosolu přinesli například Jones et al. (2000) nebo Ormstad et al. (1997). Indoor/outdoor poměry hmotnostních koncentrací byly větší než 1, tedy potvrzovaly příspěvek vnitřních zdrojů aerosolu ke zvýšeným koncentracím aerosolu v domácnosti. Jak se měnila intenzita těchto zdrojů v rámci dne, tak se měnil i poměr I/O koncentrací.

Naopak Morawska et al. (2003) nebo Morawska et al. (2001) tvrdí, že během dní bez lidské aktivity v domácnosti se vnitřní koncentrace blíží venkovním a I/O poměr má hodnotu blízkou jedné (pro $PM_{2,5}$ byl poměr od 1,01 do 1,08).

Tabulka 3: Souhrn výsledků studií z rozvojových zemích, studie jsou zaměřeny na koncentrace aerosolu v domácnostech (Balakrishnan and Bruce, 2005).

Table 3. Comparison of particulate levels as determined in some recent studies in developing countries

Location	Averaging time/ size fraction	Type of fuel	Mean levels/range ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
1. Nepal (34)	Cooking period/ $\text{PM}_{2.5}$	Wood/crop residues	8200 (traditional stove) 3000 (improved stove)
2. Garhwal, India (26)	Cooking period/TSP 24-h exposure/TSP	Wood/shrubs	4500 (GM) 700–1690 (winter) 250–1130 (summ)
3. Pune, India (35)	12–24 h/ PM_{10}	Wood	2000 (area) 1100 (personal)
4. Mozambique (36)	Cooking period/ PM_{10}	Wood	1200
5. Rural Bolivia (37)	6 h/ PM_{10}	Dung	1830 (GM, indoor kitchens) 280 (GM, outdoor kitchens)
6. Kenya (28,29)	Daily average exposure/ PM_{10}	Mixed	1000–4800
7. Tamil Nadu, India (27)	Cooking period/ respirable fraction ($d_{50} = 4 \mu\text{m}$)	Wood/ agricultural waste	1307–1535 (GM, personal)
	Daily average exposure/respirable fraction ($d_{50} = 4 \mu\text{m}$)	Wood/ agricultural waste	172–226
8. Guatemala (38)	24 h/ $\text{PM}_{3.5}$	Wood	1560 (GM, traditional stove) 250 (GM, improved stove) 850 (GM, LPG/open fire combination)
9. Andhra Pradesh, India (14)	24 h/respirable fraction ($d_{50} = 4 \mu\text{m}$)	Wood/dung/ agricultural waste	297–666 (kitchen area) 215–357 (living area)
	Daily average exposure/respirable fraction ($d_{50} = 4 \mu\text{m}$)	Wood/dung/ agricultural waste	431–467
10 Bangladesh (39)	24 h/ PM_{10}	Wood/dung/ agricultural waste	196–264 (personal) 60–1165 (area)

Note. GM = geometric mean; TSP = total suspended particulates; RSP = respirable suspended particulates.

6 Závěr

Důležité poznatky se dají shrnout takto:

- Negativní vliv aerosolu na lidské zdraví a mortalitu je prokázáný.
- Aerosol se do domácností dostává jednak z venkovního prostředí díky penetraci a ventilaci a jednak z vnitřních zdrojů.
- Důležitými vnitřními zdroji jsou spalovací procesy, tedy vaření, kouření nebo vytápění, a resuspenze částic lidskou činností.
- Koncentrace aerosolu v domácnosti je ovlivněna výše uvedenými zdroji, dále hlavně větráním a depozicí.
- Materiál budovy není efektivní při odstraňování částic.
- Dostatečné větrání je důležitým předpokladem pro odstraňování částic z domácnosti a pro zajištění nižší vnitřní koncentrace.

7 Seznam literatury

ČSN ISO 7708; 1.1.1998

ABBEY D.E., NISHINO N., MCDONELL W.F. ET AL. (1999); Long-term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in nonsmokers; American Journal Of Respiratory And Critical Care Medicine; AMERICAN JOURNAL OF RESPIRATORY AND CRITICAL CARE MEDICINE; Vol. 159; Issue 2; p. 373-382

ABT E., SUH H.H., ALLEN G., KOUTRAKIS P. (2000); Characterization of Indoor Particle Sources: A Study Conducted in the Metropolitan Boston Area; Environmental Health Perspectives; Vol. 108; No. 1; p. 35-44

AFSHARI A., MATSON U., EKBERG L. E. (2005); Characterization of indoor sources of fine and ultrafine particles: a study conducted in a full-scale chamber; Indoor Air; Vol. 15; Issue 2; p. 141–150

ALZONA J., COHEN B. L., RUDOLPH H., JOW H. N., FROHLIGER J. O. (1979); Indoor-outdoor relationships for airborne particulate matter of outdoor origin; Atmospheric Environment; Vol. 13; Issue 1; p. 55-60

AVAKIAN M.D., DELLINGER B., FIEDLER H., GULLET B., KOSHLAND C. ET AL. (2000); The Origin, Fate, and Health Effects of Combustion By-Products: A Research Framework; Environmental Health Perspectives; Vol. 110; No. 11; p. 1155-1162

BALAKRISHNAN K., BRUCE N. (2005); Air Quality Guidelines, Global Update, Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide – Indoor Air Quality;

BENCKO V. a kol (1995); Hygiena: učební texty k seminářům a praktickým cvičením; nakl. Karolinum; 1. vydání; 195 stran

BRAUER M., BARTLETT K., REGALADO PINEDA J., PEREZ PADILLA R., Assessment of particulate concentrations from domestic biomass combustion in rural Mexico; Environmental Science & Technology; Vol. 30; Issue 1; p. 104-109

BRAUER M., HIRTLE R.D., HALL A.C., YIP T.R. (1999); Monitoring personal fine particle exposure with a particle counter; Journal Of Exposure Analysis And Environmental Epidemiology; Vol. 9; Issue 3; p. 228-236

BRAUER M., HIRTLE R., LANG B., OTT W. (2000); Assessment of indoor fine aerosol contributions from environmental tobacco smoke and cooking with a portable nephelometer; Journal Of Exposure Analysis And Environmental Epidemiology; Vol. 10; Issue 2; p. 136-144

BRAUER M., SAKSENA S. (2002); Accessible tools for classification of exposure to particles; Chemosphere; Vol. 49; Issue 9; p. 1151-1162

BRAUER M., HOEK G., VAN VLIET P., MELIEFSTE K., FISCHER P., GEHRING U., HEINRICH J., CYRYS J., BELLANDER T., LEWNE M., BRUNEKREEF B. (2003); Estimating long-term average particulate air pollution concentrations: Application of traffic indicators and geographic information systems; Epidemiology; Vol. 14; Issue 2; p. 228-239

CASS G. R., HUGHES L. A., BHAVE P., KLEEMAN M. J., ALLEN J. O., SALMON L. G. (2000); The chemical composition of atmospheric ultrafine particles; Philosophical transactions of the royal society of london series a-mathematical physical and engineering sciences; Vol. 358; Issue 1775; p. 2581-2592

CLARK A. G. (1992); Sources of atmospheric acidity. In: Radojevic M., Harrison R. M., eds. Atmospheric acidity, sources, consequences, and abatement. Amsterdam; Elsevier Science Publishing; p. 39–72.

CLAYTON C. A., PERITT R. L., PELLIZZARI E. D., THOMAS K. W., WHITMORE R. W., WALLACE L. A., OZKAYNAK H., SPENGLER J. D. (1993); Particle total exposure assessment methodology (PTEAM) study - distributions of aerosol and elemental concentrations in personal, indoor, and outdoor air samples in a southern California community; Journal of exposure analysis and environmental epidemiology; Vol. 3, Issue 2; p. 227-250

CRISTY G. A., CHESTER C. V. (1981); Emergency protection from aerosols; ORNL-5519; Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee 37831.

DENNEKAMP M., HOWARTH S., DICK C. A. J., CHERRIE J. W., DONALDSON K., SEATON A. (2001); Ultrafine particles and nitrogen oxides generated by gas and electric cooking; Occupational and Environmental Medicine; Vol. 58; Issue 8; p. 511–516

DOCKERY D. W., SPENGLER J. D. (1981); Indoor-outdoor relationships of respirable sulfates and particles; Atmospheric Environment; Vol. 15; Issue 3; p. 335-343

DOCKERY D. W., POPE C. A. (1994); Acute respiratory effects of particulate air-pollution; Annual review of public health; Vol. 15; p. 107-132

DOHANYOSOVA P., KUBINCOVA L., SMOLIK J., SCHWARZ J., ZDIMAL V. (2007); Výkladový Slovník Aerosolových Termínů; Česká aerosolová společnost

ECHOLS S.L., MACINTOSH D.L., HAMMERSTROM K.A., RYAN P.B. (1999); Temporal variability of microenvironmental time budgets in Maryland; Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology; Vol. 9; Issue 5; p. 502-512

ELDER A.C.P., GELEIN R., FINKELSTEIN J.N., COX C., OBERDORSTER G. (2000); Endotoxin priming affects the lung response to ultrafine particles and ozone in young and old rats; Inhalation toxicology; Vol. 12; Supplement 1; p. 85-98

FREED J. R., CHAMBERS T., CHRISTIE W. N., CARPENTER C. E. (1983); Methods for assessing exposure to chemical substance; U. S. EPA; Vol. 2; p. 70-73

HE C., MORAWSKA L., HITCHINS J., GILBERT D. (2004); Contribution from indoor sources to particle number and mass concentrations in residential houses; Atmospheric Environment; Vol. 38; p. 3405-3415

HINDS W.C. (1982); Aerosol Technology: Properties, Behavior, and Measurement of Airborne Particles; New York: JohnWiley & Sons

HOEK G., WELINDER H., VASKOVI E., CIACCHINI G., MANALIS N., ROYSET O., REPONEN A., CYRYS J., BRUNEKREEF A. (1997a); Interlaboratory comparison of PM10 and black smoke measurements in the PEACE study; *Atmospheric Environment*; Vol. 31; Issue 20; p. 3341-3349

HOEK G., FORSBERG B., BOROWSKA M., HLAWICZKA S., VASKOVI E., WELINDER H., BRANIS M., BENES I., KOTESOVEC F., HAGEN L.O., CYRYS J., JANTUNEN M., ROEMER W., BRUNEKREEF B. (1997b); *Atmospheric Environment*; Vol. 31; Issue 31; p. 3609-3622

HUNTER D.D., UNDEM B.J. (1999); Identification and substance P content of vagal afferent neurons innervating the epithelium of the guinea pig trachea; *American journal of respiratory and critical care medicine*; Vol. 159; Issue 6; p. 1943-1948

HUSSEIN T., HAMERI K., HEIKKINEN M. S. A. (2005); Indoor and outdoor particle size characterization at a family house in Espoo—Finland; *Atmospheric Environment*; Vol. 39; Issue 20; p. 3697-3709

HUSSEIN T., GLYTSOS T., ONDRACEK J., DOHANYOSOVA P., ZDIMAL V., HAMERI K., LAZARIDIS M., SMOLIK J., KULMALA M. (2006); Particle size characterization and emission rates during indoor activities in a house; *Atmospheric Environment*; Vol. 40; Issue 23; p. 4285-4307

HUSSEIN T., HRUSKA A., DOHANYOSOVA P., DZUMBOVA L., HEMERKA J., KULMALA M., SMOLIK J. (2009); Deposition rates on smooth surfaces and coagulation of aerosol particles inside a test chamber; *Atmospheric Environment*; Vol. 43; Issue 4; p. 905-914

CHAO C.Y.N., TUNG T.C.W., BURNETT J. (1998); Influence of different indoor activities on the indoor particulate levels in residential building; *Indoor and Built Environment*; Vol. 7; Issue 2; p. 110-121

JOHNSTON C.J., FINKELSTEIN J.N., MERCER P., CORSON N., GELEIN R., OBERDROSTER G. (2000); Pulmonary effects induced by ultrafine PTFE particles; *Toxicology and applied pharmacology*; Vol. 168; Issue 3; p. 208-215

JONES N.C., THORNTON C.A., MARK D., HARRISON R.M. (2000); Indoor/outdoor relationships of particulate matter in domestic homes with roadside, urban and rural locations; *Atmospheric Environment*; Vol. 34; Issue 16; p. 2603-2612

JU C., SPENGLER J. D. (1981); Room-to-room variations in concentration of respirable particles in residences; *Environmental science & technology*; Vol. 15; Issue 5; p. 592-596

KAMENS R., LEE C.-T., WIENER R., LEITH D. (1991); A study to characterize indoor particles in three non-smoking homes; *Atmospheric environment*; Vol. 25; Issue 5-6; p. 939-948

KINGHAM S., BRIGGS D., ELLIOT P., FISCHER P., LEBRET E. (2000); Spatial variations in the concentrations of traffic-related pollutants in indoor and outdoor air in Huddersfield, England; *Atmospheric Environment*; Vol. 34; Issue 6; p. 905-916

KLEEMAN M. J., SCHAUER J. J., CASS C. R. (1999); size and composition distribution of fine particulate matter emitted from wood burning, meat charbroiling, and cigarettes; *Environmental Science and Technology*; Vol. 33; Issue 20; p. 3516–3523

KLEPEIS N.E., OTT W.R., REPACE J.L. (1999); The effect of cigar smoking on indoor levels of carbon monoxide and particles; *Journal Of Exposure Analysis And Environmental Epidemiology*; Vol. 9; Issue 6; p. 622-635

KLEPEIS N.E., NELSON W.C., OTT W.R., ROBINSON J.P., TSANG A.M., SWITZER P., BEHAR J.V., HERN S.C., ENGELMANN W.H. (2001); The National Human Activity Pattern Survey (NHAPS): a resource for assessing exposure to environmental pollutants; *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*; Vol. 11; Issue 3; p. 231-252

KOUSA A., OGLESBY L., KOISTINEN K., KÜNZLI N., JANTUNEN M. (2002); Exposure chain of urban air PM_{2.5} - association between ambient fixed site, residential outdoor, indoor, workplace and personal in four European cities in the EXPOLIS-study; *Atmospheric Environment*; Vol. 36; Issue 18; p. 3031-3039

LACHENMYER C., HIDY G.M. (2000); Urban measurements of outdoor-indoor PM_{2.5} concentrations and personal exposure in the deep south. Part I. Pilot study of mass concentrations for nonsmoking subjects; *Aerosol Science And Technology*; Vol. 32; Issue 1; p. 34-51

LAI A.C.K., NAZAROFF W.W. (2005); Supermicron particle deposition from turbulent chamber flow onto smooth and rough vertical surfaces; *Atmospheric Environment*; Vol. 39; Issue 27; p. 4893-4900

LAI A.C.K. (2002); Particle deposition indoors: a review; *Indoor air*; Vol. 12; Issue 4; p. 211–214

LAI A.C.K. (2004a); Modeling of airborne particle exposure and effectiveness of engineering control strategies; *Building and Environment*; Vol. 39; Issue 6; p. 599–610

LAI H.K., KENDALL M., FERRIER H., LINDUP I., ALM S., HÄNNINEN O., JANTUNEN M., MATHYS P., COLVILE R., ASHMORE M.R., CULLINAN P., NIEUWENHUIJSEN M.J. (2004b); Personal exposures and microenvironment concentrations of PM_{2.5}, VOC, NO₂ and CO in Oxford, UK; *Atmospheric Environment*; Vol. 38; Issue 37; p. 6399-6410

LEBOWITZ M.D., QUACKENBOSS J.J., KRZYZANOWSKI M., OROURKE M.K., HAYES C. (1992); Multipollutant Exposures And Health Responses To Particulate Matter; *Archives Of Environmental Health*; Vol. 47; Issue 1; p. 71-75

LEIKAUF G. D., MCDOWELL S. A., GAMMON K., WESSELKAMPER S. C., BACHURSKI C. J., PUGA A., WIEST J. S., LEIKAUF J. E., PROWS D. R. (2000); Functional genomics of particle-induced lung injury; *Inhalation toxicology*; Vol. 12; Supplement 3, p. 59-73

LEVY J. I., HAMMITT J. K, SPENGLER J. D. (2000); Estimating the mortality impacts of particulate matter: What can be learned from between-study variability?; *Environmental health perspectives*; Vol. 108, Issue 2; p. 109-117

LONG C. M., SUH H. H., KOUTRAKIS P. (2000); Characterization of indoor particle sources using continuous mass and size monitors; *Journal of the air & waste management association*; Vol. 50; Issue 7; p. 1236-1250

MCMURRY P.H., SHEPHERD M., VICKERY J.S. (2004); eds. *Particulate matter science for policy makers: a NARSTO assessment*; Cambridge, Cambridge University Press

- MILLER S. L., NAZAROFF W. W. (2001); Environmental tobacco smoke particles in multizone indoor environments; *Atmospheric Environment*; Vol. 35; Issue 12; p. 2053–2067
- MONN C., FUCHS A., HOGGER D., JUNKER M., KOGELSCHATZ D., ROTH N., WANNER H. U. (1997); Particulate matter less than 10 μm (PM10) and fine particles less than 2.5 μm (PM2.5): relationships between indoor, outdoor and personal concentrations; *Science of the total environment*; Vol. 208; Issue 1-2; p. 15-21
- MORAWSKA L., THOMAS S., GILBERT D., GREENAWAY C., RIJNDERS E. (1999); A study of the horizontal and vertical profile of submicrometer particles in relation to a busy road; *Atmospheric Environment*; Vol. 33; Issue 8; p. 1261-1274
- MORAWSKA L., HE C., HITCHINS J., GILBERT D., PARAPPUKKARAN S. (2001); The relationship between indoor and outdoor airborne particles in the residential environment; *Atmospheric Environment*; Vol. 35; Issue 20; p. 3463-3473
- MORAWSKA L., JAYARATNE ER., MENGERSEN K., JAMRISKA M., THOMAS S. (2002); Differences in airborne particle and gaseous concentrations in urban air between weekdays and weekends; *Atmospheric Environment*; Vol. 36; Issue 27; p. 4375-4383
- MORAWSKA L., HE C., HITCHINS J., MENGERSEN K., GILBERT D. (2003); Characteristics of particle number and mass concentrations in residential houses in Brisbane, Australia; *Atmospheric Environment*; Vol. 37; Issue 30; p. 4195–4203
- MURANAKA M., SUZUKI S., KOIZUMI K., TAKAFUJI S., MIYAMOTO T., IKEMORI R., TOKIWA H. (1986); Adjuvant activity of diesel-exhaust particulates for the production of IgE antibody in mice; *Journal of allergy and clinical immunology*; Vol. 77; Issue 4; p. 616-623
- NAEHER L.P., BRAUER M., LIPSETT M. ET AL. (2007); Woodsmoke health effects: A review; *Inhalation Toxicology*; Vol. 19; Issue 1; p. 67-106
- NOULLETT M., JACKSON P.L., BRAUER M. (2006); Winter measurements of children's personal exposure and ambient fine particle mass, sulphate and light absorbing components in a northern community; *Atmospheric Environment*; Vol. 40; Issue 11; p. 1971-1990
- OBERDORSTER G. (2001a); Pulmonary effects of inhaled ultrafine particles; *International archives of occupational and environmental health*; Vol. 74, Issue 1; p. 11-8
- OBERDORSTER G. (2001b); Health effects of ultrafine particulates; Presented at the Seventh International Congress on Combustion By-Products; 4-6 June 2001; Research Triangle Park, NC
- OBERDORSTER G., OBERDORSTER E., OBERDORSTER J. (2005); Nanotoxicology: An emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles; *Environmental Health Perspect*; Vol. 113; Issue 7; p. 823-839
- ORMSTAD H., GAARDER P.I., JOHANSEN B.V. (1997); Quantification and characterisation of suspended particulate matter in indoor air; *Science Of The Total Environment*; Vol. 193; Issue 3; p. 185-196
- OZKAYNAK H., XUE J., WEKER R., BUTLER D., KOUTRAKIS P., SPENGLER J. (1996a); The Particle TEAM (PTEAM) Study: Analysis of the Data, Final Report, Vol. III; Boston: Harvard School of Public Health; EPA/600/R-95/098;

- OZKAYNAK H., XUE J., SPENGLER J., WALLACE L., PELLIZZARI E., JENKINS P. (1996b); Personal exposure to airborne particles and metals: Results from the particle team study in Riverside, California; *Journal of exposure analysis and environmental epidemiology*; Vol. 6; Issue 1; p. 57-78
- POPE C. A., DOCKERY D. W. (2006); Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect; *Journal of the air & waste management association*; Vol. 56; Issue 6; p. 709-742
- ROHR A.C., WESCHLER C.J., KOUTRAKIS P., SPENGLER J.D. (2003); Generation and quantification of ultrafine particles through terpene/ozone reaction in a chamber setting; *Aerosol Science And Technology*; Vol. 37; Issue 1; p. 65-78
- SAMET J.M., BRAUER M., SCHLESINGER R. (2005); Air Quality Guidelines, Global Update, Risk assessment of selected pollutants – Particulate Matter
- SCHWARTZ J., DOCKERY D. W., NEAS L. M. (1996); Is daily mortality associated specifically with fine particles?; *Journal of the air & waste management association*; Vol. 46; Issue 10; 927-939
- SCHWARTZ J. (2000); Assessing confounding, effect modification, and thresholds in the association between ambient particles and daily deaths; *Environmental health perspectives*; Vol. 108; Issue 6; p. 563-568
- SIEGMANN K., SATTLER K. (1996); Aerosol from hot cooking oil, a possible health hazard; *Journal of Aerosol Science*; Vol. 27; Supplement 1, p. 493-494
- SMITH K. R. (1987); *Biofuels, air pollution and health: A global review*; Plenum Press, New York
- SMITH K. R. (1993); Fuel combustion, air pollution exposure, and health: The situation in developing countries; *Annual review of energy and the environment*; Vol. 18; p. 529-566
- SPENGLER J.D., DOCKERY D.W., TURNER W.A., WOLFSON J.M., FERRIS B.G. (1981); Long-term measurements of respirable sulfates and particles inside and outside homes; *Atmospheric Environment*; Vol. 15, Issue 1; p. 23 – 30
- THATCHER T. L., LAYTON D. W. (1995); Deposition, resuspension, and penetration of particles within a residence; *Atmospheric Environment*; Vol. 29, Issue 13; p. 1487-1497
- VICHIT-VADAKAN N., OSTRO B.D., CHESTNUT L.G., MILLS D.M., AEKPLAKORN W., WANGWONGWATANA S., PANICH N. (2001); Air pollution and respiratory symptoms: Results from three panel studies in Bangkok, Thailand; *Environmental health perspectives*; Vol. 109; Supplement 3; p. 381-387
- VOSTAL J.J. (1980); Health aspects of diesel exhaust particulate emissions; *Bulletin of the New York academy of medicine*; Vol. 56; Issue 9; p. 914-934
- WALLACE L. (1996); Indoor particles: A review; *Journal of the air & waste management association*; Vol. 46, Issue 2; p. 98-126
- WILSON W. E., SUH H. H. (1997); Fine particles and coarse particles: Concentration relationships relevant to epidemiologic studies; *Journal of the air & waste management association*; Vol. 47; Issue 12; p. 1238-49

XU M., NEMATOLLAHI M., SEXTRO R .G, GADGIL A. J., NAZAROFF W. W. (1994); Deposition of tobacco smoke particles in a low ventilation room; *Aerosol Science and Technology*; Vol. 20; Issue 2; p. 194–206

ZHU Y. F., HINDS W. C., KIM S., SIOUTAS C. (2002); Concentration and size distribution of ultrafine particles near a major highway; *Journal of the Air & Waste Management Association*; Vol. 52; Issue 9; p. 1032–1042