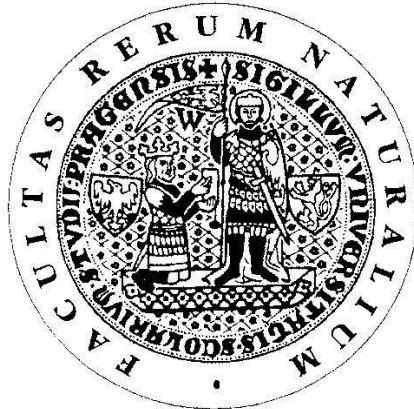


UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí



Denisa Strejčková

**Vzdálenost škol od liniových zdrojů znečištění: Odhad potenciálních
zdravotních rizik metodami GIS**

Proximity of Schools to Linear Sources of Air Pollution:
Estimation of Potential Health Risk by GIS Methods

Diplomová práce

Vedoucí diplomové práce: prof. RNDr. Martin Braniš, CSc.

Praha, srpen 2011

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji. Svoluji k jejímu zapůjčení s tím, že veškeré informace budou řádně citovány. Rovněž prohlašuji, že předložená diplomová práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze dne 18. srpna 2011.

Poděkování

Děkuji prof. RNDr. Martinu Branišovi, CSc., za výborné odborné vedení, cenné připomínky, motivaci a čas, který mi věnoval.

Mé poděkování rovněž patří Mgr. Přemyslu Štychovi, PhD., za vstřícnost při konzultacích a za poskytnuté materiály k práci. Také bych chtěla poděkovat Ing. Luboši Matějčíčkovi, Dr., za prostor k práci v GIS laboratoři.

V neposlední řadě děkuji mé rodině a příteli za bezmeznou trpělivost a všestrannou podporu.

Abstrakt

Tato diplomová práce se zabývá odhadem potenciálních zdravotních rizik ve školách exponovaných znečišťujícími látkám z automobilové dopravy. Využívá k tomu metod geografického informačního systému (GIS).

Silniční doprava je zdrojem suspendovaných částic, jejichž dlouhodobá expozice má vliv na vzrůst chorob dolních cest dýchacích, chronické obstrukční plicní onemocnění, redukci plicních funkcí a kardiovaskulární onemocnění, především ve velkých městských aglomeracích. Vedle dlouhodobě a vážně nemocných a seniorů patří mezi zvláště citlivé skupiny obyvatel k vlivům zevního prostředí i děti. Ve školách tráví značnou část svého času. Již mnohé odborné studie upozornily na zvýšené riziko respiračních onemocnění a pomalejší vývoj plicních funkcí u dětí navštěvujících školy v blízkosti intenzivní dopravy.

Jedním z cílů předkládané práce je prostřednictvím technik GIS lokalizovat v regionu hlavního města Prahy základní školy a zjistit, do jaké míry může kvalitu ovzduší v místě, kde školy stojí, ovlivnit znečištění ovzduší původem z dopravy.

Přestože odhad potenciálního rizika plynoucího z expozice atmosférickým polutantům z dopravy je založen na nepřímých metodách GIS, je možné se domnívat, že podobně jako v zahraničních studiích, lze u silně exponovaných škol očekávat i vysoké koncentrace škodlivin, které infiltrují do vnitřního prostředí budov a mohou tak ovlivnit zdravotní stav, zejména u citlivých jedinců. Výsledky této práce mohou přispět k diskusi o budoucí kvalitě životního prostředí ve městech.

Abstract

This diploma thesis deals with the estimation of potential health risks at schools exposed to traffic-related air pollutants. It is based on the method of a geographic information system (GIS).

Road traffic is a source of suspended particles, whose long-term exposure has an effect on the growth of the lower respiratory tract disease, chronic obstructive pulmonary disease, reduction of lung function and cardiovascular disease, especially in the large urban agglomerations. Besides the long and seriously ill and the elderly, children belongs to the particularly vulnerable group of population. Children used to spend a great deal of time at schools. Many scientific studies have found associations between proximity to traffic and increased risk of respiratory disease and a slower development of lung function among children attending schools close to busy roads.

One of the aims of this study is to locate elementary schools in the region of Prague by GIS techniques and examine, whether the quality of air in the place where schools stands to is influenced by the traffic air pollution.

Although the estimation of the potential health risk is based on indirect methods of GIS, it is possible, that high concentrations of pollutants could infiltrate into the most exposed schools and cause adverse health effects, especially to sensitive ones. The results of this study could contribute to discussion about quality of urban environment.

OBSAH

1	ÚVOD	6
2	LITERÁRNÍ REŠERŽE	7
2.1	Zdravotní rizika ze znečištění ovzduší	8
2.1.1	Účinky atmosférického aerosolu na lidské zdraví	8
2.1.1.1	Vliv krátkodobé expozice	9
2.1.1.2	Vliv dlouhodobé expozice	11
2.1.2	Zdravotní rizika u dětí	12
2.2	Vliv expozice exhalátům z dopravy na zdraví dětí	13
2.3	Kvalita ovzduší ve školách	14
2.4	Odhad zdravotních rizik metodami GIS	15
2.4.1	Vzdálenostní (proximitní) analýza	19
2.4.2	Silné a slabé stránky využití metod GIS v epidemiologii	21
2.5	Motivace a cíle práce	23
3	METODIKA	24
3.1	Popis lokality	24
3.1.1	Kvalita ovzduší	24
3.1.2	Doprava	25
3.1.3	Školství	26
3.1.4	Struktura zástavby	26
3.2	Software a použitá data	27
3.2.1	Imisní model ATEM	28
3.3	Proximitní analýza	30
4	VÝSLEDKY	33
4.1	Základní rozbor dat	33
4.2	Proximitní analýza	36
4.3	Analýza srovnání	38
5	DISKUZE	41
6	ZÁVĚR	45
7	POUŽITÁ LITERATURA	46

1. ÚVOD

Odhady zdravotního rizika plynoucího z expozice znečišťujícími látkami z automobilové dopravy jsou předmětem intenzivního epidemiologického a experimentálního výzkumu už více než tři desítky let (Sexton & Ryan, 1988). Vědecké výsledky téměř jednoznačně ukazují, že hlavním atmosférickým polutantem, s nímž jsou spojeny nežádoucí zdravotní projevy (morbidita a mortalita) je pravděpodobně aerosol (Sarnat et al., 2001). Jedním z hlavních zdrojů suspendovaných částic v ovzduší je doprava, významně se podílející na znečištění ovzduší ve městech. Dlouhodobá expozice škodlivým látkám původem z dopravy má mnohačetné účinky na lidské zdraví. Byl prokázán nárůst případů chronické obstrukční plicní nemoci, kardiovaskulárních onemocnění, redukce plicních funkcí a zkrácení předpokládané délky života (Pope et al. 2002; Brunekreef & Forsberg, 2005). Vedle dlouhodobě a vážně nemocných a seniorů patří mezi zvláště citlivé skupiny obyvatel k vlivům zevního prostředí i děti (Gauderman et al., 2004; Schwarzwald, 2004).

Jedním z typů prostředí, kde děti tráví značné množství času jsou školy. Jak bylo mnohokrát prokázáno, kvalita ovzduší ve školách není vysoká. Vedle působení různých vnitřních zdrojů může být významně ovlivněna též infiltrací škodlivých látek z vnějšího prostředí (Ekmekecioglu & Keskin, 2007) Pro odhad zdravotních rizik, kterým jsou děti ve školách vystaveny, je jeden z významných faktorů vzdálenost škol od automobilové dopravy. Bylo již několikrát zaznamenáno, že se u dětí navštěvujících školy v blízkosti intenzivní dopravy častěji projevují příznaky respiračních onemocnění, alergie, astma a dochází ke zpomalenému vývoji plicních funkcí (Brunekreef et al., 1997; Ciccone et al., 1998, Janssen et al., 2001, 2003; Green et al., 2004; Wu & Batterman, 2006; Korenstein & Pizzuto, 2008). Ve velmi znečištěných oblastech existují důkazy o zvýšené dětské úmrtnosti (Conceição et al., 2001).

V posledních letech se při posouzení rizik z expozice znečišťujícími látkami osvědčily metody GIS (Geografické Informační Systémy). Metoda sledování expozice a rizika podle blízkosti k intenzivní dopravě byla použita v mnoha odborných pracích z různých částí světa, avšak ve střední a východní Evropě podobná studie chybí. Předkládaná práce je snahou o vyplnění dosavadní mezery ve znalostech na modelovém příkladu hlavního města Prahy.

2 LITERÁRNÍ REŠERŽE

2.1 Zdravotní rizika ze znečištění ovzduší

Na odhad vliv znečištění ovzduší na lidské zdraví se v posledních několika desítek let upíná pozornost mnoha epidemiologů, toxikologů a dalších odborníků. Expozice znečištěnému venkovnímu ovzduší vyvolává různé zdravotní obtíže, počínaje onemocněním dýchacího ústrojí, sníženou funkcí plic, přes hospitalizaci až po úmrtnost. Zejména dlouhodobá expozice škodlivým látkám v ovzduší se podílí na nárůstu mortality a zkrácení předpokládané délky života průměrné populace. Negativní účinky znečištění ovzduší mají dopad nejen na respirační, ale i na kardiovaskulární systém (ateroskleróza a hypertenze).

Bylo zjištěno, že hlavními atmosférickými polutanty s prokazatelnými negativními účinky na zdraví člověka (morbidita a mortalita) jsou pevné prachové částice suspendované v ovzduší (Samet et al., 2000; Sarnat et al., 2001; Pope & Dockery 2006). Již několik epidemiologických studií z různých částí světa se zabývalo odhadem zdravotních rizik z krátkodobé i dlouhodobé expozice suspendovaným částicím. Byla prokázána souvislost mezi denními změnami koncentrace aerosolu v ovzduší a denními změnami počtu osob hospitalizovaných, nebo zemřelých na respirační a kardiovaskulární nemoci (Künzli et al., 2000; Bell et al., 2008).

Ačkoliv odborné studie prokázali vliv suspendovaných částic v ovzduší na lidské zdraví, je možné diskutovat nad tím, zda mají pozorované korelace kauzální charakter, jestli byl zohledněn vliv dalších proměnných, vybrán správný indikátor, vhodná klasifikace a analytické metody. Také dosud nebylo objasněno, zda mohou být výsledky geograficky zobecněny. (Vedal, 1997; Koop & Toole, 2004)

Současné vědecké poznání se přiklání k domněnce, že běžné koncentrace polévatého prachu mohou představovat značné riziko pro lidské zdraví. Künzli et al. (2000) hodnotili míru vlivu znečištění ovzduší na celkovou úmrtnost ve třech evropských státech. Zjistili, že znečišťující látky v ovzduší přispívají podílem 6 % k celkové roční mortalitě, přičemž v 50 % případů byla příčinou expozice škodlivým látkám z dopravy.

Pravděpodobně není možné stanovit prahovou koncentraci aerosolu, pod kterou se nevyskytují žádné nepříznivé zdravotní účinky (Brunekreef & Holtage, 2002). Odborné studie z 90. let zjistili nežádoucí zdravotními projevy i z expozice nízkým koncentracím aerosolu.

Následně došlo k přehodnocení standardů a byl navržen dlouhodobý výzkum účinků na zdraví.

Dockery & Pope (1994) již v 90. letech shrnuli epidemiologické důkazy o vlivu expozice znečišťujících látek z ovzduší na úmrtnost, akutní nemocnost i chronické onemocnění. Četné studie se v hodnocení zdravotních účinků zaměřily na respirační příznaky, plicní funkce, hospitalizaci (Schwarz et al., 2001), anebo na kardiopulmonální úmrtnost (Künzli et al., 2000; Pope et al., 2002) či respirační onemocnění u dětí (Janssen et al., 2003) a školní absenci (Currie et al., 2009).

2.1.1 Účinky atmosférického aerosolu na lidské zdraví

Z dosavadních epidemiologických studií vyplývá, že suspendované částice v ovzduší jsou významným faktorem charakterizujícím zdravotní rizika. Aerosolové částice na sebe váží řadu specifických polutantů mnohdy s vysokým potenciálem rizikovosti. Různorodá směs tuhých a kapalných částic se liší ve velikosti, počtu, tvaru, povrchu, chemickém složení, elektrickém náboji, rozpustnosti a původu. Ze značné variability vlastností aerosolu plyne obtížné hodnocení jeho vlivu na zdraví člověka. Zdravotní účinky aerosolu ovlivňuje koncentrace, velikost a tvar částic, chemické složení i rozpustnost částic. Velmi záleží i na době expozice, která určuje míru poškození organismu (Pope & Dockery, 2006).

Zdraví nebezpečným zdrojem aerosolu jsou spalovací procesy, při kterých se uvolňují částice s vyšším toxickým potenciálem. Za nejvýznamnější zdroj poléťavého prachu je především v městském prostředí považována doprava. Emise částic vznikají při spalování pohonných hmot, ale i otěrem povrchu vozovek, pneumatik, brzdového a spojkového obložení. Kromě relativně velkého povrchu částic spočívá rizikovost především v obsahu nebezpečných organických látek (polyaromatické uhlovodíky) a anorganických sloučenin (kovy, dusičnany, amonné ionty, sírany apod.) často s mutagenními a karcinogenními účinky.

Z hlediska zdravotních účinků aerosolu je důležitým parametrem velikost částic. Epidemiologové posuzují TSP- celkový poléťavý prach a jeho složky: hrubé (thorakální) částice frakce PM_{10} s aerodynamickým průměrem menším nebo roven $10\mu m$ napadající velké bronchy, jemné částice frakce $PM_{2,5}$ s aerodynamickým průměrem do $2,5\mu m$ a ultrajemné částice frakce $PM_{0,1}$ s aerodynamickým průměrem do $0,1\mu m$ penetrující až do alveol a krevního oběhu. Z pohledu retence aerosolu v plicích jsou nejnebezpečnější částice s

efektivním průměrem menším než 2,5 μ m. Poškozují kardiovaskulární systém, vyvolávají onemocnění dolních cest dýchacích, rakovinu plic (Pope et al., 2002). Hrubá frakce PM₁₀ má vliv na nárůst hospitalizace v důsledku nemocí dýchacích cest a na kardiovaskulární systém (Brunekreef & Forsberg, 2005). Dlouhodobá expozice suspendovaným částicím snižuje předpokládanou délku dožití, a tudíž představuje vyšší zdravotní riziko pro veřejné zdraví než krátkodobá expozice (Pope & Dockery, 2006).

Mezi citlivou skupinu populace k účinkům škodlivých látek v ovzduší patří děti. Expozice polévatému prachu vyvolává nejen akutní respirační onemocnění, astma a alergie, ale také redukci funkce plic, jejich pomalý vývoj a prenatální a kojeneckou úmrtnost (Schwartz et al., 2004; Šrám et al., 2005).

Mnoho autorů našlo korelaci mezi expozicí aerosolovým částicím pocházejícím z dopravy a výskytem alergií, kardiopulmonálních onemocnění a zvýšené mortality (Katsouyanni et al., 2001; Gauderman et al., 2004; Pope et al., 2004; Samet et al., 2005). V odborném tisku lze ale také nalézt kritiku věrohodnosti použitých modelů a přesnosti výsledků. Vedal (1997) porovnal asociace nalezené v odborných pracích pocházejících ze Spojených států amerických a Evropy a vyjádřil pochybnost nad příčinnou souvislostí. Důvody spatřoval v použití nevhodných statistických metod, nezahrnutí dalších faktorů a nedostatku biologické věrohodnosti. Jiní autoři Koop & Tole (2005) zaznamenali velké směrodatné odchylky v modelech pro odhad účinků aerosolových částic na zdraví, zejména mortalitu.

2.1.1.1 Vliv krátkodobé expozice

Rané výzkumy krátkodobé expozice byly zaměřeny na smogové a jiné závažné epizody znečištění ovzduší. Zejména byl hodnocen nárůst mortality před, v průběhu a po době trvání epizody. V 90. letech 20. století se výzkumy zabývaly spíše změnami denní úmrtnosti spojené s denními změnami koncentrace znečištění ovzduší. Ačkoliv tyto původní studie časových řad založené na analytickém přístupu a statistickém modelování byly napadeny kritikou v otázce replikace, validace dat a nadhodnocení účinků (Dominici et al., 2002), ukázalo se, že nezávisle na geografickém původu, klimatických podmínkách či složení znečišťujících směsí byla nalezena shoda v účinku krátkodobé expozice na mortalitu (Pope & Dockery, 2006).

Recentní výzkumy demonstrovaly kromě účinků expozice na mortalitu (Schwarz et al., 2001) nárůst příjmu pacientů pro respirační a kardiovaskulární nemoci (Bell et al., 2008), vyšší spotřebu léčiv a nárůst infekcí dýchacích cest.

Katsouyanni et al (2001) publikovali výsledky rozsáhlého evropského projektu APHEA (Air Pollution and Health - A European Approach) z 90. let o krátkodobém vlivu znečištění ovzduší na úmrtnost a hospitalizaci. Bylo zjištěno, že při zvýšení denní koncentrace částic PM_{10} o $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ vzrostla mortalita o 0,6 %, hospitalizace osob starších 65 let pro astma a obstrukční plicní onemocnění o 1,0 %, pro kardiovaskulární onemocnění o 0,5 %. Tato studie později byla srovnána s velmi rozsáhlým severoamerickým průzkumem NMMAPS (National Morbidity and Mortality Air Pollution Study) a kanadskou studií (Katsouyanni et al., 2009). Podle americké studie NMMAPS způsobuje zvýšení denní koncentrace částic PM_{10} o $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ nárůst mortality o 0,21 %. Kanadská studie vyhodnotila podstatně vyšší riziko hospitalizace. Příčinu ovšem mohla být variabilita datových souborů.

Epidemiologické výzkumy menšího rozsahu dokumentovaly akutní účinky škodlivin na funkci plic a akutní příznaky u dospělých i dětí. U jednotlivců byl kromě expozice posuzován i zdravotní stav. Navzdory menšímu datovému souboru byla nalezena souvislost mezi krátkodobým zvýšením koncentrace částic PM_{10} a akutními respiračními onemocněními (Brunekreef & Holgate, 2002). Epidemiologové se domnívají, že ačkoliv individuální riziko z krátkodobé expozice se zdá být malé, v otázce veřejného zdraví představuje značnou zátěž.

V rámci výzkumu expozice jemným aerosolovým částicím frakce $PM_{2,5}$ bylo zjištěno, že krátkodobé zvýšení průměrné 24-hodinové koncentrace $PM_{2,5}$ o $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ vedlo ke zvýšení relativního rizika pro denní kardiovaskulární mortalitu přibližně o 0,4 % až 1,0 % (Pope & Dockery, 2006).

Závěry dalších studií dokazují vzestup celkové úmrtnosti o 0,5 % při zvýšení denní průměrné koncentrace částic PM_{10} o $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Cohen et al., 2004). Světová zdravotnická organizace doporučuje snížit expozici na úroveň doporučených hodnot uvedených v dodatku Směrnice kvality ovzduší z roku 2005 (Internet [1]). Pro jemné částice frakce $PM_{2,5}$ byly stanoveny nejvyšší hodnoty ročního průměru $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a hodnoty $25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro 24-hodinový průměr s max. přípustným překročením tři dny v roce. Pro částice frakce PM_{10} platí odpovídající hodnoty $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

2.1.1.2 Vliv dlouhodobé expozice

Přestože se existují četné epidemiologické studie hodnotící účinky na zdraví vlivem krátkodobé expozice, několik odborných prací zdůraznilo závažnost dlouhodobé expozice z pohledu veřejného zdraví. Závažným důsledkem je podstatné snížení předpokládané délky dožití. Nejsilnější asociaci s úmrtností mají suspendované částice frakce $PM_{2,5}$. Epidemiologové posuzují zdravotní účinky dlouhodobé expozice škodlivým látkám v ovzduší u jednotlivých kohort s ohledem na individuální rizikové faktory (věk, pohlaví, rasa, vzdělání, kouření) a proměny v čase.

Mezi prokázané účinky dlouhodobé expozice patří snížení plicních funkcí u dětí i dospělých, růst onemocnění dolních cest dýchacích, zvýšení počtu chronických obstrukčních onemocnění plic a především snížení předpokládané délky dožití v důsledku úmrtnosti na srdečně-cévní a plicní onemocnění (Hoek et al., 2002; Pope & Dockery, 2006).

Jedna ze zásadních prací hodnotící účinky dlouhodobé expozice, harvardská studie „šesti měst“, našla pozitivní korelaci mezi znečištěním ovzduší a kardiovaskulární úmrtností (Dockery et al., 1993). Výsledky výzkumu vedly k přehodnocení norem pro kvalitu ovzduší. Po snížení koncentrací aerosolu v tamních městech, zejména jemných prachových částic, byla provedena opětovná analýza. Bylo zjištěno, že při poklesu koncentrace částic $PM_{2,5}$ o $1\mu g.m^{-3}$ se mortalita snížila o 3 % (Laden et al., 2006). Podle autorů výzkumu bylo ročně zachráněno 75 000 lidských životů. Domnívají se, že účinky dlouhodobé expozice mohou být zkvalitněním prostředí alespoň částečně reverzibilní.

Další významnou studii dlouhodobé expozice na zdraví předvedli Pope et al. (2004). Navázali v ní na předchozí výzkum, ve kterém našli vztah mezi dlouhodobou expozicí aerosolu a morbiditou i mortalitou. Nejsilnější korelace byla zjištěna pro ischemickou chorobu srdeční, arytmií, srdeční selhání a zástavu. Při vyšší úrovni znečištění ovzduší se kardiovaskulární mortalita zvýšila o 8-18 %.

V Evropě se účinkům dlouhodobé expozice znečišťujícím látkám z dopravy na respirační a kardiovaskulární mortalitu zabývali Brunekreef et al. (2009). Autoři demonstrovali vyšší zdravotní riziko (mortalita, morbidita) u osob žijících v blízkosti zdroje znečištění, především ve městech, dále u osob s nízkým příjmem vitamínů a u kohorty s nižší úrovní vzdělání.

2.1.2 Zdravotní rizika u dětí

Děti patří mezi citlivou a zranitelnou skupinu populace. Senzibilita vůči expozici znečištěnému ovzduší je dána málo vyvinutým obranným mechanismem dětí a vyšší spotřebou kyslíku na jednotku tělesné hmotnosti než u dospělých. Děti disponují větší plochou dýchacího epitelu vzhledem ke hmotnosti těla na kilogram. Navíc jejich plicní funkce nejsou zcela vyvinuté. Citlivě reagují i při nízké expozici. Děti jsou pohybově daleko aktivnější a více času tráví venku. Při koncentraci škodlivých látek v přízemní zóně jsou vystaveny většímu zdravotnímu riziku než dospělí. Děti vystavené škodlivým látkám v ovzduší mají vyšší celkovou incidenci akutních onemocnění a vyšší prevalenci bronchiálního astmatu. (Schwartz et al., 2004; Salvi, 2007)

Nedávné studie potvrdily, že znečišťující látky v ovzduší, zejména suspendované částice pocházející z dopravy, souvisí s dětskou úmrtností (Ritz et al., 2002), redukcí plicních funkcí (Gauderman et al., 2002), rozvojem astmatu (Just et al., 2002; Slaughter et al., 2003) a nárůstem alergií (Wyler et al., 2000). Zároveň byl zjištěn pokles akutních respiračních onemocnění u dětí v lokalitách, kde se snížila koncentrace škodlivých látek (Friedman et al., 2001). Nežádoucí účinky na zdraví dětí jsou patrné už při běžných koncentracích znečišťujících látek v ovzduší a závisí na době expozice.

Již prenatální expozice znečištěnému ovzduší může způsobit vážné následky, například perinatální a postnatální úmrtnost, předčasný porod, vrozené vady a nízkou porodní hmotnost (Ritz et al., 2002; Šrám et al., 2005). Conceição et al. (2001) našli významný vztah mezi dětskou úmrtností a koncentracemi oxidu uhelnatého, oxidu siřičitého a hrubých částic frakce PM₁₀. Riziko mortality se zvýšilo v době vyšších koncentrací znečišťujících látek.

Výzkum akutních účinků znečištění ovzduší na respirační funkce u dětí zaznamenal vyšší citlivost u dětí se symptomy (astma) než u dětí bez symptomů (van der Zee et al., 1999). Několik studií poukázalo na sníženou funkci a vývoj plic. Gauderman et al. (2002) našli významný vztah mezi snížením objemu vzduchu vydechnutého za první vteřinu usilovného výdechu po maximálním nádechu (FEV₁) a expozicí oxidu dusičitému, částicím PM_{2,5} a elementárnímu uhlíku. Účinek byl podobný u chlapců i dívek a také mezi dětmi bez symptomů astmatu. Kulkarni et al. (2006) demonstrovali příčinnou souvislost mezi vdechováním uhlíkových částic ze znečištěného ovzduší a redukcí plicních funkcí u dětí. Výsledky studie Liu et al. (2009) ukazují na významný úbytek funkce periferních dýchacích cest a zvýšení oxidativního stresu u dětí s astmatem v souvislosti s výskytem oxidu siřičitého, oxidu dusičitého a suspendovaných částic frakce PM_{2,5} v ovzduší.

2.2 Vliv expozice exhalátům z dopravy na zdraví dětí

Vliv škodlivých látek pocházejících z automobilové dopravy na zdraví dětí je velmi aktuálním tématem soudobých environmentálně epidemiologických výzkumů. Děti vyrůstající ve velkých aglomeracích s intenzivním silničním provozem mohou být vystaveny vážnému zdravotnímu riziku. Pro dokreslení závažnosti této problematiky jsou dále uvedeny nejvýznamnější závěry odborných studií.

Již v 90. letech byl objeven inverzní vztah mezi plicními funkcemi u dětí a intenzitou dopravy v blízkosti škol, které navštěvovaly. Wjst et al. (1993) zaznamenali redukci výdechového toku u dětí o 0,71 % při zvýšení intenzity provozu o 25 000 vozidel denně. Také byla nalezena spojitost mezi intenzivní dopravou v místě bydliště a hospitalizací dětí pro dušnost, zánět průdušek u dětí do dvou let věku a astma u dětí v předškolním věku (Edwards et al., 1994). Srovnáním respiračních příznaků u dětí žijících v blízkosti intenzivního silničního provozu a dětí žijících v méně dopravně zatížených oblastech se zabývali Oosterlee et al. (1996). Dospěli k závěru, že dlouhodobý pobyt v blízkosti silnic s intenzivním provozem zvyšuje riziko vzniku chronických respiračních onemocnění u dětí. Podobně Kim et al. (2004) našli rozdíly v koncentracích polutantů u přibližujících se škol k dopravní tepně. V relativně málo znečištěném ovzduší potvrdili hypotézu, že dopravní znečištění ovlivňuje četnost výskytu respiračních onemocnění u dětí. Jiné studie se zaměřily na analýzu vzdálenosti škol či domovů od silnic s intenzivní dopravou (Brauer et al., 2007) a jen málo odborných prací měřilo plicní funkce u dětí a znečištění ovzduší (Brunekreef et al., 1997). Mnohé z prací byly podpořeny dotazníkovým šetřením zdravotního stavu dětí, socioekonomickým průzkumem a metodami geografického informačního systému.

Brunekreef et al. (1997) provedli komplexní výzkum u dětí žijících v blízkosti hlavních dálnic v šesti oblastech Nizozemska. Měřili jejich plicní funkce, koncentrace znečišťujících látek ve školách a vzdálenost škol a domovů od rušných dálnic. Byl prokázán vztah mezi změnami plicních funkcí a hustotou provozu, koncentracemi částic z výfukových plynů a vzdáleností od zdroje. Výfukové plyny vznětového motoru byly primárně zodpovědné za dopady na zdraví dýchacích cest. Citlivější reakce byly pozorovány u dívek a dětí exponovaných ve vzdálenosti do 300 m.

Bylo potvrzeno, že vzdálenost je významným rizikovým faktorem. Venn et al. (2001) zjišťovali výskyt příznaků onemocnění horních cest dýchacích v závislosti na vzdálenosti bydliště od silnic u žáků základních a středních škol ve Velké Británii. Vyšší riziko bylo

patrné ve vzdálenosti do 90m od hlavní silnice. Také výsledky studie Ryana et al. (2005) naznačily vztah mezi vzdáleností od zdroje a příznaky onemocnění horních cest dýchacích u kojenců a rovněž asociaci se skladbou dopravy. Oproti tomu Wilkinson et al. (1999) nenalezli významný vztah mezi hospitalizací pro astma u 5-14ti letých dětí v severozápadní části Londýna a vzdáleností od silnic.

Ciccione et al. (1998) upozornili na široké spektrum účinků na zdraví dětí (infekce dýchacích cest u kojenců, sípání, chrapot a dušnost u dětí školního věku) z expozice nákladní dopravy. Nedávné studie Janssen et al. (2001, 2003) v Nizozemsku potvrdily, že složení dopravy má vliv zdravotní projevy u dětí. Respirační příznaky se projeví zejména při expozici exhalacím z diesellových vozidel a častěji u alergických a bronchiálně hypersenzitivních dětí. Mezi další významné faktory autoři zahrnuli vzdálenost od zdroje a povětrnostní podmínky, které ovlivnily naměřené koncentrace prachových částic a oxidu dusičitého uvnitř a vně škol.

Van Roosbroeck et al. (2006) zjistili u dětí žijících v blízkosti frekventovaných silnic o 35 % vyšší osobní expozici sazím než u dětí žijících na předměstí, přestože všechny děti navštěvovaly stejné školy, které se nacházely daleko od rušných silnic. Menší rozdíly v expozici byly zjištěny u oxidu dusného (14 %), oxidu dusičitého (15 %) a NO_x (14 %).

Většina odborných prací potvrdila, že krátkodobá expozice automobilové dopravě má vliv na výskyt astmatu u dětí, není ovšem jasné, zda stejný účinek vyvolává i dlouhodobá expozice. Někteří autoři zaujali souhlasné stanovisko (Nicolai et al., 2003; Annesi-Maesano et al., 2009), jiní tento vztah nepotvrdili (Brauer et al., 2002; Oftedal et al., 2009). McConnell et al. (2006) zjistili vyšší náchylnost k astmatu u dětí s rodinnou anamnézou a vyšší riziko celoživotního astmatu u dětí exponovaných do 75m od silnic.

2.3 Kvalita ovzduší ve školách

Měření kvality ovzduší ve vnitřním prostředí škol má velký význam pro monitoring zdravotního stavu dětí, neboť ve školách tráví podstatnou část svého času. Výzkumy v oblasti hodnocení kvality vnitřního ovzduší se zabývali měřením hmotnostních koncentrací a složením znečišťujících látek (Lee & Chang, 2000; Ekmekecioglu & Keskin, 2007), mikroklimatickými faktory (Yang et al., 2007), srovnáním vnitřních a vnějších zdrojů

(Blondeau et al., 2005) anebo hodnocením účinků na zdraví dětí (Brunekreef & Forsberg, 2005). Výsledky studií z různých částí světa naznačily, že koncentrace znečišťujících látek uvnitř budov mohou převyšovat koncentrace látek ve vnějším prostředí a dokonce překračovat přípustné limity zejména aerosolových částic (Lee & Chang, 2000; Ekmekcioglu & Keskin, 2007; Diapouli et al., 2007; Braniš et al., 2011). Bylo zaznamenáno, že děti navštěvující školy v blízkosti dopravních tahů jsou více exponované znečišťujícím látkám než jejich vrstevníci ve školách vzdálených od zdroje (Janssen et al., 2001; Green et al., 2004; Wu & Batterman, 2006).

Lee & Chang (2000) poukázali na to, že hlavními polutanty vnitřního ovzduší ve školách v Hong Kongu jsou suspendované částice penetrující z vnějších zdrojů (především z dopravy) a oxid uhličitý vlivem přítomnosti velkého množství osob a občasné ventilace. Nižší koncentrace částic PM₁₀ naměřili ve třídách s klimatizací.

Vlivem stárání školních budov na kvalitu vnitřního ovzduší se zabývali Yang et al. (2007) v Koreji. Vybrali 55 škol starších padesáti let, které v nedávné době prošly rekonstrukcí. Zjistili vysoké koncentrace pro těkavé organické látky, formaldehyd a oxid uhelnatý. Mezi hlavní zdroje znečišťujících látek ve vnitřním prostředí uvedli stavební materiál, nábytek a nedostatečné větrání.

Ekmekcioglu & Keskin (2007) z měření koncentrace a složení aerosolu uvnitř pěti škol v Istanbulu v Turecku vyhodnotili, že zdrojem jemné frakce PM_{2,5} je automobilová doprava, zatímco zdrojem hrubé frakce PM₁₀ resuspenze částic vlivem činností studentů. Obdobně byl v dalších studiích pozorován nárůst koncentrace hrubých částic ve školách vlivem aktivity osob (Braniš et al., 2009; Diapouli et al., 2007). Přítomnost hrubých částic ve školách přispívá k výskytu infekcí bakteriálního původu, alergií a dráždění sliznic (Daisey et al., 2003).

2.4 Odhad zdravotních rizik metodami GIS

K posouzení expozice obyvatel znečišťujícím látkám v ovzduší slouží celá řada metod. Všechny vyžadují zvážení řady faktorů, mezi něž patří charakteristika a koncentrace látek ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), zdroj znečištění, vzdálenost od zdroje, rozptylové a povětrnostní podmínky, orografie, doba expozice, vymezení exponované populace a další. Expozice škodlivým látkám původem z dopravy bývá mnohdy hodnocena nepřímými metodami, buď na základě

koncentrace znečišťujících látek vnějšího i vnitřního ovzduší a následného odhadu osobní expozice, anebo modelováním pomocí technik prostorové analýzy.

Pro účely modelování se v posledních letech začala prosazovat poměrně nová informační technologie GIS. Geografický informační systém je založen na součinnosti technického a programového vybavení počítače s geografickými údaji za účelem získávání, ukládání, správy, analyzování a prezentace všech forem geografických informací. Abstrahuje a zjednodušuje informace o reálném světě do digitální báze prostorových a atributových dat. Je účinným nástrojem pro zpracování dat souvisejících s geografickým určením místa a lze jej velmi efektivně využít pro posouzení expozice škodlivým látkám v prostředí (Vine et al. 1997).

Odhad zdravotních rizik metodami GIS zahrnuje:

- vzdálenostní analýzu od místa výskytu ke zdroji znečištění (Van Vliet et al., 1996; Green et al., 2004; Appatova et al., 2008),
- interpolaci (Jerrett et al., 2001; Pikhart et al., 2001)
- regresní modely (Briggs et al., 1997, 2000; Morgenstern et al., 2006)
- disperzní modely simulující transport znečišťujících látek ze zdroje (Bellander et al., 2001)
- hybridní modely (personální, regionální) (Gauvin et al., 2001)

Vývojem modelů pro odhad expozice znečišťujícím látkám z dopravy v evropských městech se zabývali Briggs et al. (1997). V prostředí GIS aplikovali regresní model. Vycházeli z dat o intenzitě a složení dopravy, koncentracích oxidu dusičitého, typu povrchu a nadmořské výšce. Model byl ověřen na podkladě naměřených dat z monitorovací sítě ($R^2 = 0,79 - 0,87$). Později byl model rozšířen do dalších měst a kalibrován na místní podmínky (Briggs et al., 2000). Regresní analýza se ukázala jako spolehlivá metoda při aproximaci dlouhodobé expozice.

Metodou se inspirovali Hoek et al. (2002), Brauer et al. (2003), Morgenstern et al. (2006) a další odborníci v rámci rozsáhlého evropského projektu TRAPCA. Projekt byl zaměřen na hodnocení zdravotních rizik u dětí z expozice znečišťujícím látkám původem z dopravy, prevalenci astmatu a dalších respiračních onemocnění.

Brauer et al. (2003) analyzovali vztah mezi prostorovými daty (nezávislé proměnné) a průměrnými ročními koncentracemi znečišťujících látek v ovzduší (závislé proměnné) pomocí vícenásobné lineární regrese v Nizozemsku, v Mnichově a ve Stockholmu. K ověření dostatečné přesnosti použili validaci (angl. cross-validation) podle metody nejmenších

čtverců. Variabilita koncentrací aerosolových částic frakce $PM_{2,5}$ odpovídala predikovaným koncentracím regresními modely ve všech hodnocených regionech.

Pro odhad koncentrací znečišťujících látek v okolí monitorovacích stanic a předpověď pravděpodobné hodnoty expozice slouží interpolační metody. Tvoří základ pro vizualizaci prostorově kontinuálních dat. Nejběžnější geostatickou metodou v oblasti znečištění ovzduší je „kriging“. Vypočítá pravděpodobné hodnoty proměnné buď v bodě, anebo v relativně malé ploše lineární kombinací vstupních hodnot, nestranným odhadem a minimalizací rozptylu hodnot. Metodu použili Pikhart et al. (2001) pro odhad účinků dlouhodobé expozice znečištění na výskyt respiračních onemocnění dětí v Praze a Poznani. Okolní koncentrace oxidu siřičitého byly pozitivně korelovány s převahou dušnosti a astmatu u dětí. Mezi další a jednodušší interpolační metody s hrubším odhadem patří např. „spline“, metoda vážené inverzní vzdálenosti nebo Thiessenovy polygony.

Pro posouzení krátkodobé expozice se lépe uplatňují modely rozptylu. Ačkoliv bylo vyvinuto několik typů disperzních modelů, jen některé z nich mohou detailně zmapovat rozptyl koncentrací znečišťujících látek v ovzduší na velkém území. Pro jejich konstrukci je vyžadován velký objem vstupních dat. Další nevýhodou jsou časové a finanční náklady a široký záběr zdrojů znečištění. Bellander et al. (2001) se zabývali odhadem expozice znečištění ovzduší v minulých letech. Provedli extrapolaci disperzního modelu znečišťujících látek z dopravy a vytápění na emisní data z let 1955- 1990. Model velmi dobře koreloval s naměřenými koncentracemi oxidu dusičitého ($r = 0,96$), nicméně nezahrnoval historická data o intenzitě provozu a emisní data dalších škodlivin.

Cyrys et al. (2005) predikovali expozici koncentracím oxidu dusičitého a suspendovaným částicím u kohorty dětí v Mnichově pomocí Gaussova multizdrojového modelu rozptylu a regresního (stochastického) modelu. Srovnali naměřené hodnoty koncentrací látek s koncentracemi modelů a našli silnou korelaci pro NO_2 $r = 0,83$, pro PM $r = 0,79$. Navzdory odlišnosti v předpokladech a postupech vykázaly modely podobné výsledky.

Srovnání metod GIS nejčastěji užívaných v epidemiologii zpřehledňuje Tab. č. 1. Vzdálenostní modely poskytují rychlé vyhodnocení účinků expozice škodlivinám, avšak nejsou brány v úvahu rozptyl a fyzikálně- chemická aktivita látek. Model je vhodný pro statistická šetření a je dobře reprodukovatelný.

Tab. č. 1: Srovnání častých metod GIS odhadu zdravotních rizik (Zdroj: Jerrett et al., 2005)

model/ parametry	Vzdálenostní analýza	Interpolace	Regrese	Disperze	Hybrid
komplexnost	nízká	střední	střední	střední	vysoká
omezení metod	hrubý odhad expozice	závislost na hustotě monitorovací sítě	závislost na počtu pozorování	rozsáhlé vstupní údaje	malý vzorek, subjektivita, závisí na kombinaci
datové požadavky	intenzita dopravy, vzdálenost od zdroje, dotazník	měření z monitorovacích sítí	intenzita dopravy, meteorologie, land-use, měření z monitorovacích sítí	intenzita dopravy, emise z bodových zdrojů, meteorologie, topografie, měření z monitorovacích sítí	osobní monitoring, dotazník, závisí na kombinaci
potřeba aktualizace dat	nízká	nízká	střední	střední	střední/ vysoká
software/ odbornost	GIS, statistika	GIS, prostorová statistika	GIS, statistika, expertní znalost	GIS, statistika, expertní znalost, software disperze	záleží na kombinaci metod
náklady	vybavení: nízké, software: nízké, osobní: střední	vybavení: střední, software: střední, osobní: nízké	vybavení: střední, software: střední, osobní: střední	vybavení: vysoké, software: vysoké, osobní: střední	vybavení: vysoké, software: záleží na kombinaci
přenositelnost	nízká	nízká	střední	vysoká	nízká

Interpolační metody jsou vhodné pro hustou, dobře rozmístěnou monitorovací síť a umožňují odhad koncentrace znečištění v průběhu několika časových intervalů. Omezení spočívají v počtu dostupných měření. Modely bývají doplněny o socioekonomické údaje a hustotu obyvatel. Z hlediska požadavků na programové a technické vybavení jsou náročnější než vzdálenostní modely.

Regresní modely jsou relativně levné a spolehlivé v závislosti na počtu pozorování. Vyžadují více vstupních údajů než předchozí modely a jsou poměrně nákladné na vybavení.

Rozptylové modely jsou považovány za velmi sofistikované a spolehlivé. Mohou být použity v regionálním a městském měřítku. Vyžadují značné množství údajů o emisích a meteorologii. Manipulaci, skladování a zpracování těchto údajů umožňují vylepšené nástroje pro správu, specializovaný software (GIS, disperzní software, integrovaný software) i

hardware. Náklady na realizaci jsou výrazně vyšší než u předchozích modelů. Nevýhodou je hrubé prostorové rozlišení.

Nejpřímější způsob měření expozice osob znečištění v ovzduší je osobní monitorování. Bývá doplňkem k jednomu z uvedených typů modelů a tvoří tzv. hybridní model. Nevýhodou jsou vysoké náklady, malý počet pozorování a zdánlivá objektivita.

2.4.1 Vzdálenostní (proximitní) analýza

Měření vzdálenosti od zdroje znečištění představuje nejzákladnější přístup odhadu expozice škodlivým látkám v ovzduší. Pravděpodobně nepoužívanějším nástrojem vzdálenostních analýz je tvorba obalové zóny (bufferu) v určité vzdálenosti kolem bodu, linie nebo polygonu. Mezi další techniky patří analýza sousedství (proximity analysis). Spočívá v tvorbě "individuální plochy" kolem každého ze vstupních bodů určujících příslušnost dané lokality k nejbližším z objektů. Pro vlastní výpočet se používá metody Thiessenových polygonů nebo Voronoi diagramy, což jsou duální funkce k triangulaci. Další vzdálenostní analýzou je tzv. vážená vzdálenost (weighted distance) zahrnující vlivy okolí (např. orografie).

Epidemiologické studie si všímají proximitní analýzy za účelem identifikace potenciálních zdravotních rizik, zvláště pak u dětí exponovaných znečišťujícími látkami z dopravy. Analýza byla aplikována ve značném množství v evropských studiích (van Vliet et al., 1997; Wilkinson et al., 1999; Venn et al., 2001; Janssen et al., 2001), ve spojených státech amerických (English et al., 1999; Green et al., 2004; Wu & Batterman, 2006) Appatova et al., 2007), v Kanadě (Jerrett et al., 2005), Japonsku (Miyake et al., 2005) a dalších zemích. Mnohými odborníky bylo doporučeno uvážit význam vzdálenosti škol od automobilové v rozhodovacím procesu při zakládání škol a strategii snižování zdravotních rizik u dětí (Appatova et al., 2007).

Vzdálenostní metody se v epidemiologických pracích začaly prosazovat v průběhu 90. let 20. století. V řadě studií byla nalezena souvislost mezi vzdáleností škol od silniční dopravy a výskytem příznaků respiračních onemocnění (Wjst et al., 1993), dětskou nemocností (Edwards et al., 1994) a sníženou funkcí plic (Brunekreef et al., 1997). Jednu prvních studií používající technik GIS předvedli English et al. (1999). Zaznamenali opakované návštěvy lékaře u dětí s příznaky astmatu, které žily v blízkosti frekventovaných

silnic v San Diegu, USA. K analýze použili obalovou zónu ve vzdálenosti 550 stop (167,64 m) kolem místa bydliště. Vzdálenost určili na základě výsledků rozptylového modelu emisí, podle kterého v této vzdálenosti dochází k 80- 90 % snížení koncentrací polutantů. Několik dalších studií potvrdilo pokles koncentrací primárních znečišťujících látek pocházejících z dopravy o 50% a více ve vzdálenosti 150 m od hlavních silnic (Hitchins et al., 2000; Zhu et al., 2002; Reponen et al., 2003).

Měření nejkratší vzdálenosti mezi bydlištěm a nejbližší hlavní silnicí provedli Venn et al. (2001). Zjistili, že s klesající vzdáleností bydliště od hlavních silnic se zvyšovalo riziko onemocnění horních cest dýchacích u dětí. Pomocí logistické regrese odhadli riziko výskytu příznaků respiračních onemocnění s klesající vzdáleností od silnic v intervalu 30 m do 150 m.

Janssen et al. (2001) měřili koncentrace jemných částic frakce $PM_{2,5}$, oxidu dusičitého a benzenu ve 24 školách vzdálených do 400 m od hlavních automobilových tras. Zjistili významnou pozitivní asociaci mezi koncentracemi znečištění a přibližováním škol k dálnicím. Koncentrace částic frakce $PM_{2,5}$ a sazí se signifikantně zvýšily s rostoucí hustotou provozu a snížily s rostoucí vzdáleností od dálnic.

Jerrett et al. (2005) provedl analýzu v obalových zónách v různých vzdálenostech od hlavní silnice (tj. 00-50, 51-100 a 101-150 m). Výpočet Euklidovské vzdálenosti k nejbližší silnici s intenzitou provozu nad 1000 vozidel/ hod použili Wilkinson et al. (1999). Green et al. (2004) vybrali školy vzdálené do 150 m od silnic s klasifikovanou intenzitou po 25 000 vozidel/ den. Vzdálenost byla vypočtena jako nejkratší rovinná vzdálenost mezi školou a silnicí.

Ryan et al. (2005) kombinovali vzdálenosti s intenzitou a složením dopravy a také kategorií pozemní komunikace. Byly vybrány místa bydliště ve vzdálenosti do 400 m od silnic s povolenou rychlostí nad 50 mil/ hod a nákladní dopravou nad 1000 vozidel/ den v blízkosti do 100 m u silnic nižší kategorie.

Ačkoliv je metoda blízkosti snadno dostupná a aplikovatelná pro analýzu dlouhodobé expozice, má též značná omezení. Za prvé, studie používají omezený počet proměnných, což vede k chybné klasifikaci a zkreslení odhadu zdravotních rizik. Většina prací nezohledňuje expozici populace v jiných místech než bydliště, školy anebo pracoviště. Za druhé, některé studie neberou v úvahu odlišný charakter emisí z osobní a nákladní dopravy. Za třetí, povětrnostní podmínky a topografie mohou ovlivňovat implicitní předpoklad izotropního rozptylu, tj. stejného ve všech směrech. Za čtvrté, odhad expozice znečištění ovzduší může být významně ovlivněn stupněm urbanizace, hustotou provozu a vzdáleností k přilehlé dálnici

(Rijnders et al., 2001). Za páté, analýzy osobní expozice dopravě mohou vyvolat zkreslení vlivem dalších obtěžujících faktorů (hluk) a nejsou zcela objektivní. (Jerrett et al., 2005)

2.4.2 Silné a slabé stránky využití metod GIS v epidemiologii

Technologie geografického informačního systému (GIS) má velký potenciál v oblasti environmentální epidemiologie. Obecně jej lze využít při analýze výběru geografických regionů se specifickými parametry, prostorové identifikaci účastníků splňující daná kritéria, k výpočtu blízkosti zdroje znečištění a odhadu expozice. Výsledky environmentálně epidemiologického výzkumu závisí do jisté míry na přesnosti informace o expozici. Je žádoucí posoudit, zda vstupní údaje do GIS odpovídají potřebné kvalitě, přesnosti a úplnosti. Dále uvážit vhodnost kombinace více databází a relevanci dat z mapové vrstvy k expozici. (Vine et al., 1997)

Mezi přednosti GIS patří bezesporu možnost vizualizace prostorových dat. GIS rychle a jednoduše vytvoří mapy předpokládané expozice, nemocnosti nebo morbidit ve vztahu k hustotě obyvatelstva. Využije se při řešení havárií, dostupnosti lékařské péče, vymezení rizikových oblastí a rizikových skupin. GIS podporuje prostorovou statistiku, kvantifikuje geografické rozdíly, definuje proměnné a rizikové faktory v závislosti na prostorových odlišnostech, umožňuje interaktivní analýzu dat (Jaquez et al., 2000). Využití GIS při hodnocení expozice umožňuje lepší porozumění asociace mezi dávkou a účinkem. Geografický informační systém je schopen manipulovat s velkými objemy dat, a tak může usnadnit analýzy na místní, regionální i národní úrovni. GIS je názorný, dynamický, vhodný nástroj pro prezentaci výsledků a plánovaných změn.

Modely GIS jsou zatíženy řadou nejistot a limitů. Časté chyby vznikají již z nepřesnosti geokódování. Kromě zdrojových chyb se vyskytují chyby procesní (Nuckols et al., 2004). Další chyby vznikají z nepřesnosti, omezeného počtu proměnných, nepřesné interpolace. Příčinou omezení geografických modelů je nedostatek prostorových a atributových dat, ověřených údajů, nízká schopnost detekce rozdílů ve velmi malém měřítku, časové změny, vymezení optimálního rozsahu a rozlišení a další metodická omezení.

Problém spočívá především v metodách statistického zpracování. Standardní statistické metody nejsou vhodné pro prostorová data specifických vlastností. Za nejvýznamnější z nich lze považovat autokorelaci. Autokorelace vyjadřuje závislost určitého jevu v prostoru na výskytu tohoto jevu v blízkém okolí a porušuje tím základní předpoklad obecného lineárního modelu a standardních parametrických statistických testů o vzájemné nezávislosti dat (Jerrett et al., 2010).

Ačkoliv technologie GIS mohou značně zjednodušit a urychlit některé kroky nezbytné při provádění epidemiologického výzkumu, nemohou nahradit tradiční epidemiologické metody a přístupy.

2.5 Motivace a cíle práce

Cíle diplomové práce vychází z domněnky, že se významné množství škol v Praze nachází v místech ovlivněných exhalacemi z automobilové dopravy. Silniční doprava představuje významný zdroj znečištění ovzduší, zejména prochází-li středem města s omezenou možností odvětrávání. K tomu přispívá nepříznivá skladba a věk vozového parku. V centru města se nachází školy založené před více než sto lety. Jejich distribuce tudíž nezohledňuje znečištění ovzduší. U silně exponovaných škol lze očekávat i vysoké koncentrace škodlivin, které infiltrují do vnitřního prostředí budovy a mohou ovlivnit zdravotní stav dětí, zejména citlivých jedinců.

Cílem této práce je prostřednictvím technik GIS lokalizovat v regionu hlavního města Prahy základní školy a pomocí proximální analýzy odhadnout, zda může kvalita ovzduší v místě, kde školy stojí, ovlivnit znečištění ovzduší původem z dopravy. Dále posoudit, zda jsou výsledky v souladu s dalším typem dat z analýzy nad polem koncentrací suspendovaných částic PM_{10} . Porovnáním obou metod pak získat představu o možných zdravotních rizicích ve školách exponovaných škodlivým látkám z automobilového provozu.

Výsledky práce mohou přispět k diskusi o budoucí kvalitě ovzduší ve městech a zároveň by závěry analýzy mohly posloužit jako podklad pro praktická rozhodování vedoucí ke snížení zdravotních rizik u dětí.

3 METODIKA

3.1 Popis lokality

Výchozí lokalitou pro analýzu byl zvolen region hl.m. Prahy. Důvodem výběru je především stále neuspokojivá kvalita ovzduší v Praze, která je dlouhodobě neuspokojivá z hlediska počtu znečišťujících látek, u nichž jsou překračovány limitní hodnoty. Příčinou zhoršené kvality ovzduší v Praze je podobně jako v jiných světových metropolích především vysoká koncentrace automobilové dopravy v husté komunikační síti. Největší potíží představuje doprava procházející o středem města.

V současnosti se Praha rozkládá na území 496 km² a její populace činí 1,26 milionu obyvatel (stav k 1.1. 2011) s hustotou zalidnění 2 518 obyvatel na 1 km² (stav k 31.12. 2009) (Internet [2]). Výškové poměry a členitost reliéfu patří mezi rozhodující faktory ovlivňující rozptyl znečišťujících látek v ovzduší. Průměrná nadmořská výška Prahy činí 235 m. n.m. Reliéf Prahy je z velké části plošinný až mírně ukloněný. Zarovnaný povrch kontrastuje s hluboce zařiznutými údolím Vltavy a jejích přítoků. Rozpětí výšek členitého území Prahy je 225 m (400 m n.m. západně od Zličína - 175 m n.m. na hladině Vltavy). Územím Prahy prochází klimatické rozhraní mezi teplou a mírně teplou oblastí. Průměrná roční teplota vzduchu je 9,2 °C a roční úhrn srážek 478,9 mm. Průměrná roční rychlost větru v Praze je 3,8 m.s⁻¹. Převládají zde západní a jihozápadní větry. Deformace proudění vzduchu se projevuje v údolích Vltavy a přítoků. Klima aglomerace je teplejší než klima okolní méně zastavěné krajiny. (Internet [3]).

Pro účely analýzy odhadu potenciálních zdravotních rizik byl kladen zřetel na současný stav kvality ovzduší v Praze, intenzitu dopravy, veřejné školství a strukturu zástavby.

3.1.1 Kvalita ovzduší

V Praze představuje kvalita ovzduší jeden z největších problémů životního prostředí. Přestože v posledních dvaceti letech došlo k výraznému poklesu emisí oxidu siřičitého a tuhých částic, u ostatních sledovaných polutantů byl pokles málo významný (Braniš, 2009).

Podstatný vliv na znečišťování ovzduší na území hl. m. Prahy má především narůstající automobilová doprava. Ovzduší je znečišťováno především pevnými částicemi PM₁₀, přízemním ozonem, oxidy dusíku, benzo(a)pyrenem a těkavými organickými látkami. V roce 2009 byly překročeny imisní limity pro 24hod. koncentraci PM₁₀, pro roční průměr koncentrace částic PM_{2,5}, pro hodinovou koncentraci i roční průměr oxidu dusičitého a k překročení cílového imisního limitu pro ozon (Internet [4]). Nepříznivá situace panuje v hůře provětrávaných údolních polohách u Vltavy, blízko frekventovaných komunikací a v husté zástavbě s lokálním vytápěním.

3.1.2 Doprava

Silniční doprava má podstatný vliv na znečišťování ovzduší na území hl. m. Prahy. Automobilový provoz ve městě se proti roku 1990 ve městě zvýšil téměř na trojnásobek. V současné době je v Praze registrováno 914 tis. vozidel. Narůstá přepravní výkon a také podíl dieselových vozidel. Automobilovou dopravu v Praze charakterizují nadprůměrně vysoké intenzity i dopravní výkony ve srovnání s jinými českými městy nebo s dálnicemi a silnicemi v extravilánu. Dopravní výkon motorových vozidel v celé komunikační síti Prahy o délce 3 874 km činí 21,2 mil. vozokilometrů průměrného pracovního dne a 7,0 mld. vozokilometrů za rok. Převážná část dopravních výkonů se odehrává mezi 6-18h (73 %). (Internet [5]).

Přestože pokračuje obměna vozového parku, na silnicích jezdí stále dost starých vozidel. Průměrný věk činí cca 13 let. Zhruba 30 % osobních automobilů a 26% nákladních automobilů nesplňuje emisní předpis EURO 3 nebo vyšší. Normu EURO 1, která se vztahuje k roku 1993, neplní 4 % osobních automobilů a 2 % nákladních automobilů (Internet [3]).

K velké koncentraci škodlivin přispívají i nepříznivé rozptylové podmínky a omezené odvětrávání v husté zástavbě. Nachází se zde městské části se zástavbou charakteru městského centra, bytové zástavby dvacátých a třicátých let 20. století, oblasti průmyslového charakteru, sídlištní městské části s panelovou zástavbou a příměstské části spíše venkovského typu. Liší se stupněm urbanizace, hustotou zalidnění, kvalitou technické infrastruktury i sociálně ekonomickými podmínkami života obyvatel.

3.1.3 Školství

V oblasti školství Praha disponuje největším množstvím školských zařízení v České republice. V Praze se nalézají 322 mateřských škol, 251 základních škol, 202 středních škol a 32 vysokých škol (stav ke dni 30.9.2010) (Internet [2]). Předmětem analýzy v diplomové práci jsou děti navštěvující základní školy. Základní školy v Praze navštěvuje celkem 74 151 dětí (ke dni 30.9.2010). Zřizovateli škol jsou u převážné většiny městské části, dále církve, soukromé osoby anebo hl. m. Praha. Síť základních škol je rovnoměrně rozložena s největším počtem v panelových sídlištích a ve vnitřní části kompaktního města. Průměrná obsazenost činí 67 % (Internet [6]). Prostorově rozsáhlé a nejlépe vybavené školy jsou umístěny na okraji Prahy. Vznikaly současně s výstavbou sídlišť v 60. až 90. letech minulého století. Většinou jsou umístěny ve standardních budovách se školní jídelnou, kuchyní, hřištěm a zahradou. Školy v celoměstském centru, ve vnitřním kompaktním městě a v městských částech ve vnějším pásmu Prahy jsou mnohem starší, prostorově omezené a chudé na vybavení pro školní tělesnou výchovu. V posledních letech dochází k jejich modernizaci. Zatímco školy na periferii města jsou vystaveny intenzivnímu provozu z obvodu města, školy v centru města podléhají vyšším koncentracím škodlivých látek z dopravy vlivem husté zástavby.

3.1.4 Struktura zástavby

Struktura zástavby je jednou z nejvýznamnějších charakteristik území. Území Prahy se člení na několik pásem: historické jádro a celoměstské centrum, vnitřní a vnější kompaktní město a vnější pásmo. V každém pásmu převládají určité typy struktur podle doby vzniku, polohy a charakteru veřejných prostranství. Dále je zástavba popsána výškovými hladinami, které určují převažující podlažnost zástavby ve vymezené ploše. Výška objektu se stanoví jako tzv. připočitatelná výška pro typickou výšku podlaží 3 m. (Internet [6])

Historické jádro představuje unikátní památkově chráněný celek Památkové rezervace hl. m. Prahy v městské části Praha 1 a 2. Struktura zástavby převažuje rostlá městského typu a kompaktní bloková. Výšková hladina budov je nejvíce zastoupena tří až pětipodlažními budovami.

V pásmu vnitřního kompaktního města převládají struktury: kompaktní bloková, otevřená vilová, souvislá i izolovaná a volná sídlištní. Nacházejí se zde budovy drobnějšího

měřítka seskupené v uličních blocích s objekty veřejné a občanské vybavenosti, prostoupené zelení. Pásmo leží na území Prahy 3, 4, 5, 6, 8 a 9. Výškové hladině odpovídá spíše nízkopodlažní zástavba do pěti nadzemních podlaží.

Pásmo vnějšího kompaktního města tvoří budovy vznikající převážně v druhé polovině 20. století. Území je zastoupeno otevřenou izolovanou zástavbou, volnou sídlištní strukturou a kompaktními nebo rozvolněnými areály, halovými objekty a zahradami. Pokrývá městské části Praha 11, 13, 15 a části správních obvodů Prahy 8, 12, 14, 17 a 18. Nachází se zde vícepodlažní objekty o výškové hladině nad pět nadzemních podlaží.

Vnější pásmo je oblast mezi kompaktně zastavěným městem a administrativní hranicí. Je složeno převážně z obcí přidružených k Praze a nově postavených obytných celků. Převládá nízkopodlažní zástavba izolovaných domů s vymezenými zahradami a pozemky a vícepodlažními i halovými objekty různých účelů.

3.2 Software a použitá data

Hlavním analytickým nástrojem diplomové práce byla platforma GIS (software ArcGIS 9.3 Desktop od společnosti ESRI, licenční úroveň ArcEditor). Ke zpracování dat posloužil Microsoft Office (Excel).

Prostorová analýza dat byla provedena na podkladě tří vektorových vrstev: bodové vrstvy škol, liniové vrstvy intenzity dopravy a polygonové vrstvy koncentrací částic PM_{10} . Všechny vrstvy byly uloženy ve formátu ESRI shapefile. Dalšími vstupními daty byla WMS (Web Map Service) služba Útvaru rozvoje hl. m. Prahy s mapovým výstupem struktury zástavby a ortofotem. Vrstva zastavěného území je součástí souboru Územně analytických podkladů z roku 2008. Je uložena v souřadnicovém systému GCS_WGS_1984. Měřítko zpracování je 1:10 000. Ortofoto pochází z leteckého snímkování v roce 2006. Měrnou jednotkou je obdélník s územím bývalých okresů Praha Východ a Praha Západ (2500 km²). Rozlišení odpovídá velikost pixelu 0,2 m a klad Státní mapy v měřítku 1:5 000. Data byla "georeferencována" v souřadnicovém systému S-JTSK.

Adresy škol a doplňující informace byl opatřeny z Rejstříku Ministerstva školství mládeže a tělovýchovy, verze 2.08.1, aktualizace ke dni 30.9. 2010.

Geodeta o intenzitě dopravy v rozsahu cca 1100 úseků komunikační sítě hl.m. Prahy poskytla Technická správa komunikací hl. m. Prahy. Údaje o dopravním výkonu na sledované síti se vztahují k 0-24h průměru pracovního dne v roce 2009.

Vrstva koncentrací částic PM_{10} byla získána od společnosti ATEM - Ateliér ekologických modelů, s.r.o. Jedná se o imisní pole průměrných ročních koncentrací PM_{10} v roce 2010 a vychází z modelu ATEM. Imisní model je založen na metodice US EPA: Industrial Source Complex (ISC2) a spadá do skupiny tzv. gaussovských disperzních modelů. Zohledňuje nadmořskou výšku terénu a povětrnostní podmínky. Databáze obsahuje aproximované hodnoty koncentrací klasifikované do čtyř intervalů.

Podklad pro vizualizaci tvořil mapový soubor „ČR PRAHA“ poskytnutý společností CEDA (Central European Data Agency), a.s. Geodeta byla dodána ve vektorovém formátu v souřadném systému S-JTSK v měřítku 1: 10 000. Přesnosti zpracování odpovídá 5- 10 m. Byl použit soubor vrstev zástavby, uliční sítě, veřejné zeleně, vodních ploch a toků.

3.2.1 Imisní model ATEM

Ke zjištění, zda je kvalita ovzduší ve školách v regionu Praha, hl. m., ovlivněna znečištěním ovzduší, byl kromě proximitní analýzy použit imisní model ATEM, resp. pole koncentrací částic PM_{10} .

Model je koncipován, aby umožnil posuzování imisní zátěže daného území v souladu s legislativou České republiky a směrnici Evropské unie. Model ATEM byl stanoven jako referenční metoda pro výpočty v městských oblastech a zpracování rozptylových studií. Je založen na metodice tzv. gaussovských disperzních modelů. Jejich všeobecnou výhodou je relativní nenáročnost na data charakterizující stav atmosféry. Gaussovské modely poskytují velmi zjednodušený popis reality, a tudíž musejí vyhovovat řadě podmínek, za nichž mohou být výsledky interpretovány (minimální rychlost proudění, reliéf terénu a další).

Model je dlouhodobě využíván pro modelování šíření znečištění ze zdrojů znečišťování ovzduší, hodnocení kvality ovzduší. Umožňuje výpočet znečištění ovzduší plynnými látkami a prachem od libovolně velkého počtu bodových, liniových a plošných

zdrojů znečištění ovzduší a prezentaci dat v mapové formě GIS. Výpočet zohledňuje nadmořskou výšku terénu a využívá údajů z větrných růžic (Internet [7]).

Vstupními údaji k výpočtu znečištění ovzduší jsou data o emisních zdrojích, vč. údajů o dálkovém přenosu, meteorologické údaje (větrné růžice), informace o referenčním bodu (nadmořská výška, respirační výška) a imisních limitech. Vstupní údaje vycházejí z průměrných ročních hodnot. Metodika ATEM předpokládá konstantní podmínky stavu atmosféry v čase i prostoru. Pro výpočet znečištění suspendovanými částicemi z liniového zdroje je užíván vztah:

$$c(x_l, y_l, z_r) = \frac{KVDE_L}{2\sqrt{2\pi}u_s\sigma_z} \left[\operatorname{erf}\left(\frac{0,5d_{kom}\sin\theta + y}{\sqrt{2}\sigma_y}\right) + \operatorname{erf}\left(\frac{0,5d_{kom}\sin\theta - y}{\sqrt{2}\sigma_y}\right) \right]$$

K= konstanta ($K= 10^6$) pro vyjádření koncentrace v $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$

V= vertikální člen

D= parametr odstraňování znečišťující látky z atmosféry ($D=1$)

E_L = hmotnostní tok emitovaného znečištění ($\text{g}\cdot\text{s}^{-1}$)

σ_y, σ_z = rozptylové parametry v horizontálně a vertikálně příčném směru

u_s = rychlost proudění ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)

θ = úhel mezi liniovým zdrojem a směrem větru

$\operatorname{erf}(a)$ = chybová funkce argumentu

d_{kom} = délka komunikace

Vertikální člen V je dán vztahem:

$$V = \phi_n \left\{ 2 \cdot \exp \left[-0,5 \left(\frac{z_r - (H_{ef} - h_v)}{\sigma_z} \right)^2 \right] \right\}$$

ϕ_n = podíl množství n-té hmotnostní frakce na celém množství pevného aerosolu

H_{ef} = efektivní výška zdroje

z_r = výška referenčního bodu.

Uvedená metodika není vhodné použít v případě, že vzdálenost zdrojů od referenčních bodů je větší než cca 100 km a dále pro detailní stanovování hodnot koncentrací např. v uličních kaňonech nebo složité zástavbě.

3.3 Proximitní analýza

Potenciální vliv na zdraví byl zjišťován na základě proximitní analýzy v prostředí GIS. Z rejstříku škol a školských zařízení MŠMT byly vybrány základní školy, jejichž zřizovatelem je obec, kraj, státní správa nebo církev. Soukromé základní školy nebyly do analýzy zahrnuty.

Bodová vrstva škol byla vektorizována na podkladě digitálního geografického modelu území ZABAGED, odpovídajícímu přesnosti základní mapy v měřítku 1: 10 000, v souřadnicovém systému S-JTSK a výškovém referenčním systému Balt po vyrovnání. Vrstvě byly přiřazeny atributy adres škol a zřizovatele. Původní vrstva intenzity dopravy spočtené pro jednosměrný provoz byla upravena tak, aby měřený úsek obsahoval informaci o dopravním výkonu v obou směrech. Byla provedena kontrola chyb a topologie.

K analýze byly vybrány školy, které se nacházejí ve vzdálenosti do 300m od silnic s měřenou intenzitou provozu. Euklidovskou metrikou byla zjištěna vzdálenost škol k silnicím ležících v obalové zóně ve vzdálenosti 300 m. Data o intenzitě dopravy byla klasifikována podle optimalizační metody Jenks natural breaks. Metoda eliminuje různorodost hodnot v rámci intervalů. Intervaly stupnice jsou dány přirozeným seskupením hodnot. Optimálního uspořádání je dosaženo cyklickou minimalizací součtu druhých mocnin rozdílů hodnot od průměru dané třídy. Data o intenzitě dopravy byla klasifikována do pěti tříd.

Atributovými dotazy v databázi škol propojenou s databází intenzity dopravy byly vybrány potenciálně rizikové školy podle následujících kritérií (Tab. č. 2).

Tab. č. 2: Kritéria výběru základních škol v blízkosti silniční dopravy

Vzdálenost od zdroje (m)	Intenzita dopravy (počet vozidel/ den)
0 – 50	> 1 100
50 – 100	> 9 009
100 – 150	> 14 100
150 – 200	> 20 995
200 – 300	> 30 544

Analýza byla doplněna výběrem škol nad polem koncentrací suspendovaných částic frakce PM₁₀. Importovaná data byla klasifikována podle atributu průměrných ročních koncentrací do pěti tříd: nízká koncentrace pod 20 µg.m⁻³, mírná 20-25 µg.m⁻³, střední 25-30 µg.m⁻³, vyšší 30- 40 µg.m⁻³ a 40 µg.m⁻³ vysoká, přesahující roční imisní limit pro poléťavý prach. K výběru potenciálně rizikových škol byly zahrnuty školy nacházející se v poli koncentrací částic PM₁₀ nad 20 µg.m⁻³

Následně byl posouzen charakter okolí škol a možnost odvětrávání škodlivin. K souboru vrstev byl připojen mapový soubor struktury zástavby služby WMS (Web Map Service) Útvaru rozvoje hl. m. Prahy. Zastavěné území je ve výkresu kódováno podle typu struktury a výškové hladiny vyjádřené převažujícím počtem podlaží. Odhad možnosti odvětrávání škodlivin byl proveden nad vrstvou ortofota WMS služby Útvaru rozvoje hl. m. Prahy. Bylo zjišťováno, zda se školy vyskytují v zastavěném území s uličními kaňony, anebo jednostranné nebo oboustranné městské zeleni. K potenciálně rizikovým školám byly vybrány školy ležící v městské zástavbě, v kompaktní blokové struktuře, v uličních kaňonech v pásmu celoměstského centra a kompaktního města. Do výběru nebyly zahrnuty školy umístěné na periferii města v jednostranné či oboustranné zeleni, v otevřené, rozvolněné a volné sídlištní zástavbě, kde dochází k dostatečnému odvětrávání škodlivin.

Srovnávací analýza

V druhé části práce byly porovnány výsledky dvou nepřímých metod odhadu potenciálních zdravotních rizik ve školách technikami GIS, tj. analýzy vzdálenosti (proximity

analysis) a analýzy překrytí (overlay analysis). Odhad předpokládaného rizika znečištění podle analýzy vzdálenosti škol od silnic s intenzivní dopravou vychází z předpokladu, že s rostoucí vzdáleností škol od silnic klesá koncentrace škodlivých látek. Druhá analýza ukazuje přímo kvalitu ovzduší nad polem koncentrací.

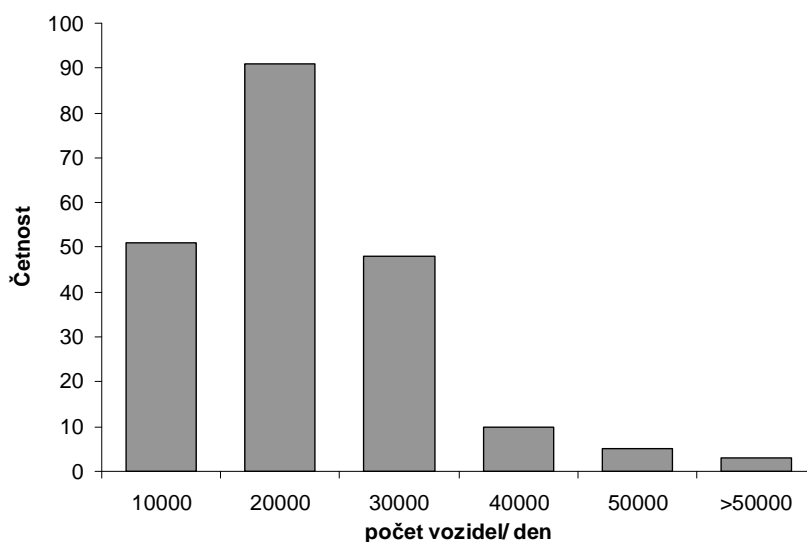
Statistickou analýzou bylo zkoumáno, zda a do jaké míry jsou obě metody v souladu. Školy byly rozděleny do čtyř tříd podle intenzity dopravy v intervalu 10 000 vozidel/ den a podle koncentrací suspendovaných částic PM_{10} ($< 20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, $20- 25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, $25- 30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, $>30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Stupeň č. 4 u obou metod představuje nejvyšší míru zátěže.

Statistické zpracování dat bylo provedeno v MS Excel, částečně v ArcGIS a v prostředí R pro statistické výpočty a grafiku (R Development Cor Team, 2009), verze 2.10.1. (2009-12-14).

4. VÝSLEDKY

4.1 Základní rozbor dat

V Praze se nachází 208 veřejných základních škol v blízkosti silniční dopravy do 300 m. Školy jsou vystaveny průměrné denní intenzitě dopravy 17 444 vozidel. Rozdělení četností intenzit dopravy je uvedeno na Obr. č. 1. Průměrná vzdálenost škol od automobilové dopravy činí 127,57 m. Základní charakteristika dat je uvedena v Tab. č. 3.



Obr. č. 1: Četnost intenzity dopravy v blízkosti škol do 300 m

Tab. č. 3: Deskriptivní statistika škol zatížených dopravou ve vzdálenosti max. 300 m

	Arit. průměr	Směr. odchylka	Medián	Minimum	Maximum
Vzdálenost (m)	127,57	75,66	115,81	8,99	298,64
Intenzita dopravy (počet vozidel/den)	17 443,51	13 073,72	14 876,00	1 100,00	126 800,00

Ve vzdálenosti do 150 m se nalézají 40 škol exponovaných dopravní intenzitou nad 20 000 vozidel/ den. V blízkosti silnic do 50 m s dopravním tokem nad 10 000 automobilů za

den se nachází 22 škol. Značné dopravní zátěži nad 30 000 vozidel/ den je v okolí 300 m vystaveno 18 škol. Celkové rozdělení počtu škol podle vzdálenosti a intenzity dopravy je uvedeno v Tab. č. 4.

Tab. č. 4: Četnost základních škol v Praze v závislosti na vzdálenosti a intenzitě dopravy

Vzdálenost od zdroje (m)	Počet vozidel/ den					Celkem
	< 10 000	10 000 -19 999	20 000 -29 999	30 000 -39 999	> 40 000	
0 - 50	16	9	9	1	3	38
50 - 100	17	24	5	2	0	48
100 - 150	7	19	13	4	3	46
150 - 200	5	18	9	2	1	35
200 - 300	6	20	13	1	1	41
<i>Celkem</i>	51	90	49	10	8	208

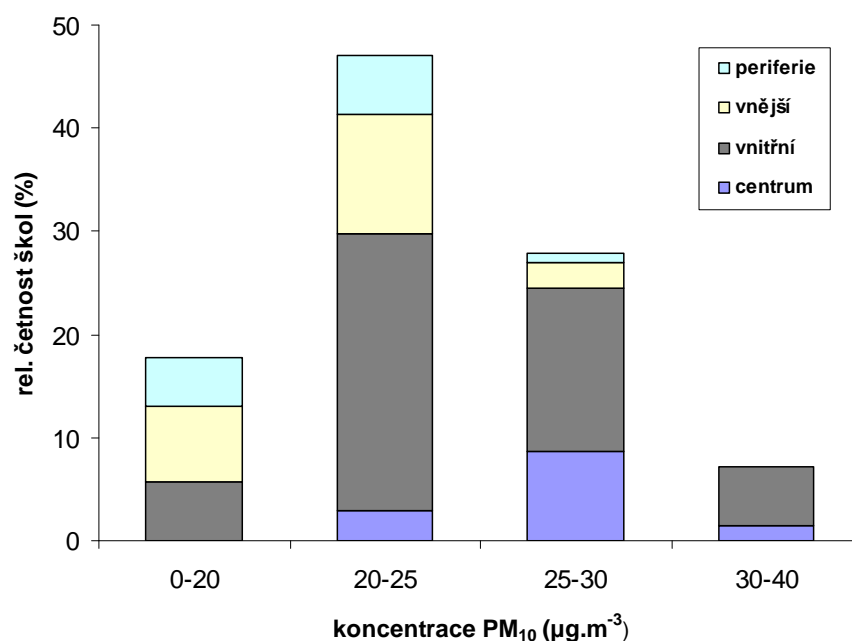
Tabulka č. 5 uvádí četnosti základních škol ve vzdálenosti 300 m od pozemních komunikací rozdělených podle intenzity dopravy a průměrné roční koncentrace suspendovaných částic PM₁₀ (μg.m⁻³). 73 škol se vyskytuje v poli koncentrací částic PM₁₀ nad 25 μg.m⁻³. Celkem 35 % základních škol leží v poli koncentrací suspendovaných částic 25- 40 μg.m⁻³. Školy se nevyskytují v lokalitách s překročeným limitem ročních koncentrací PM₁₀ 40 μg.m⁻³.

Z tabulky je patrné, že školy umístěné v poli koncentrací částic s vyššími hodnotami, jsou vystaveny relativně nízké intenzitě provozu. Zatímco v poli koncentrací částic PM₁₀ nad 25 μg.m⁻³ je vystaveno 49 škol průměrné denní intenzitě provozu do 20 000 vozidel, jen 24 škol je exponováno intenzitě nad 20 000 vozidel/ den.

Tab. č. 5: Dvourozměrné rozdělení četností základních škol v Praze v závislosti na intenzitě provozu a koncentracích PM₁₀

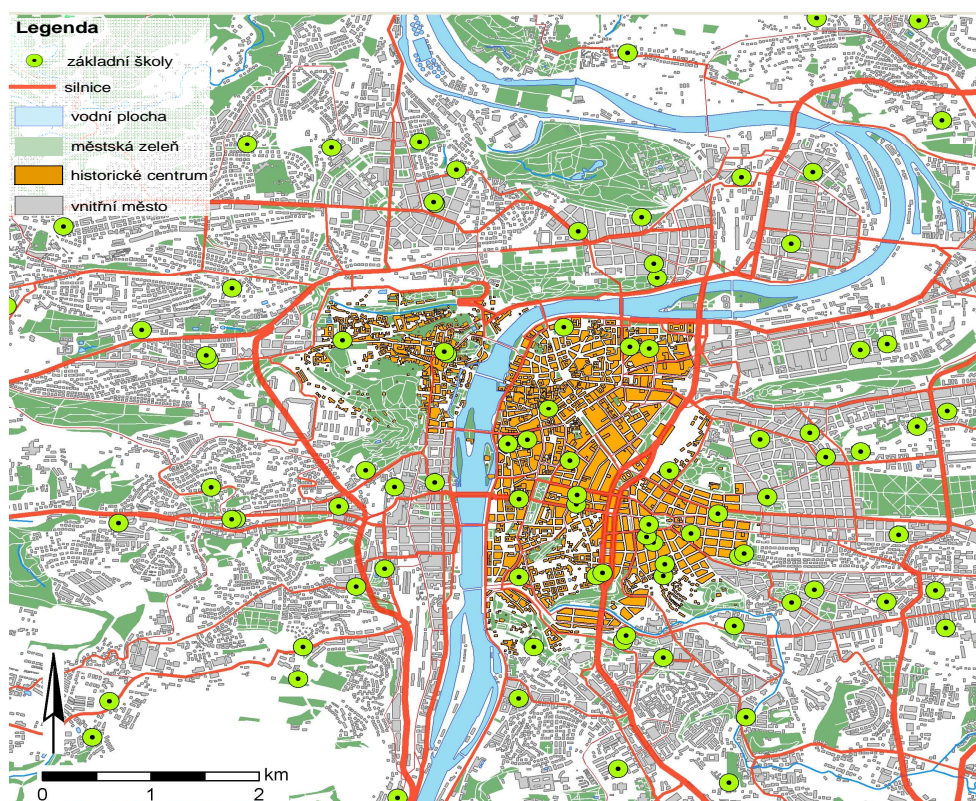
Koncentrace PM ₁₀ (µg.m ⁻³)	Intenzita dopravy (počet vozidel /den)					Celkem
	< 10 000	10 000 -19 999	20 000 -29 999	30 000 -39 999	> 40 000	
<20	9	18	8	2	0	37
20 - 25	20	45	26	4	3	98
25 - 30	18	21	12	4	3	58
30 - 40	4	6	3	0	2	15
<i>Celkem</i>	51	90	49	10	8	208

Relativní četnost škol podle koncentrací částic PM₁₀ a typu pásma zástavby na území hl. m. Prahy je vyjádřena na Obr. č. 2.



Obr. č. 2: Relativní četnost škol podle koncentrací suspendovaných částic PM₁₀

Síť základních škol je Praze rovnoměrně rozložena (Obr. č. 3). V historickém centru města se nalézají 28 škol, ve vnitřním městě s kompaktní blokovou a volnou vilovou zástavbou 127 škol, ve vnějším městě s převážně sídlištní strukturou 50 škol a na periferii s nízkopodlažní zástavbou izolovaných domů 31 škol.

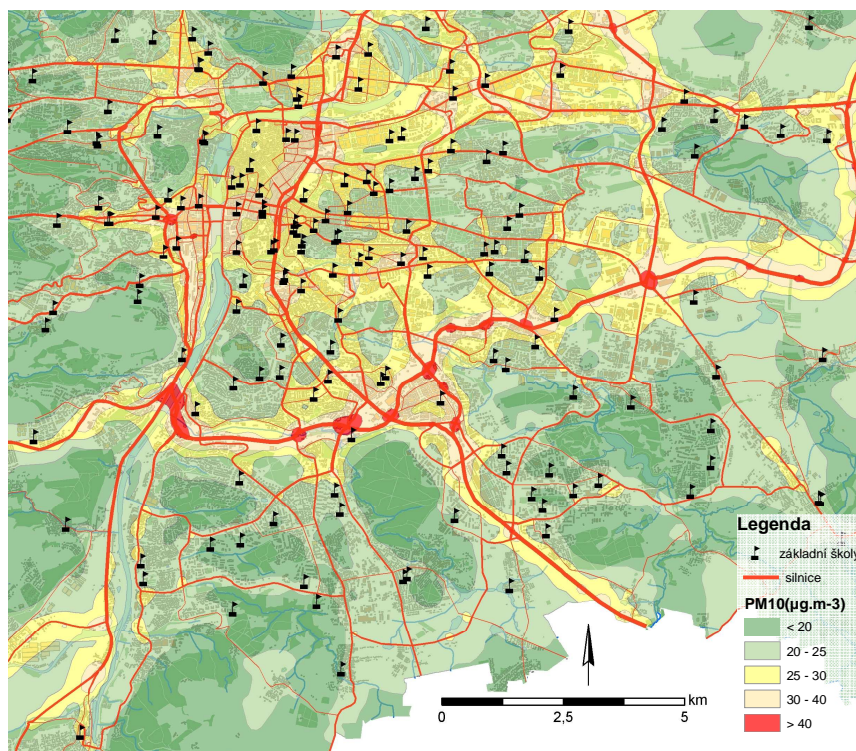


Obr. č. 3: Distribuce základních škol v centru města v silniční síti

4.2 Proximitní analýza

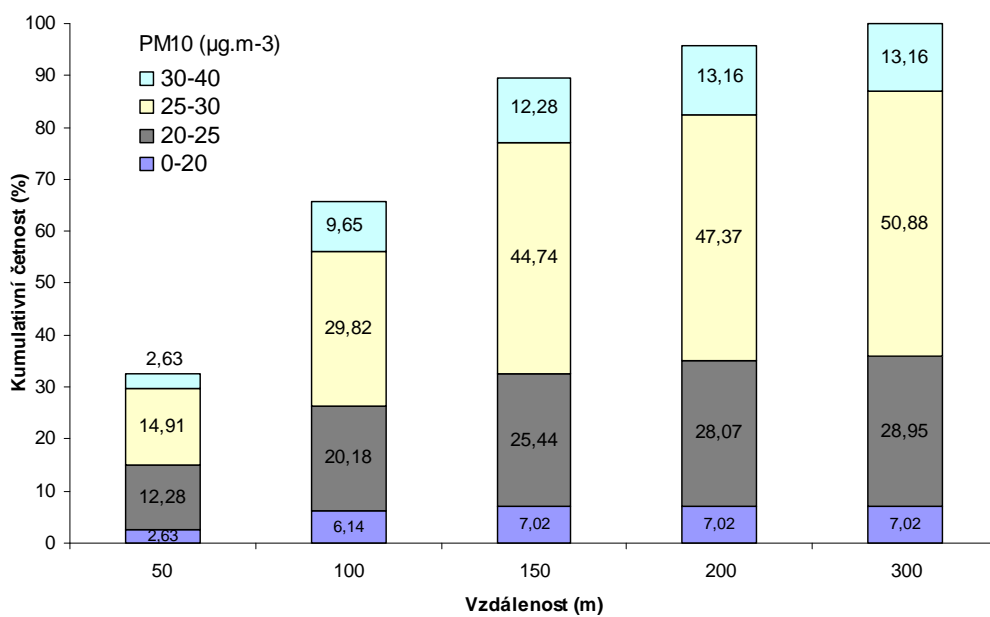
Vzdálenostní analýza umožnila identifikovat školy, u kterých lze předpokládat, že jsou vystaveny škodlivým látkám z dopravy. Výsledkem základního výběru škol podle vzdálenosti a intenzity dopravy je 92 potenciálně rizikových škol. Kritéria výběru jsou uvedena v metodice (kap. 2.3). Tyto školy splňují předpoklad, že větší expozici znečištění z dopravy lze odhadnout v blízkosti silnic a intenzivní dopravy.

Selekce škol byla doplněna analýzou nad polem koncentrací částic PM_{10} . (Obr. č. 4) Byly vybrány školy v imisním poli nad $25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Celkem 114 škol odpovídá požadavkům první i druhé analýzy.



Obr. č. 4 : Základní školy v poli koncentrací suspendovaných částic PM_{10}

Kumulativní četnosti škol členěné podle tříd koncentrací PM_{10} jsou znázorněny na Obr. č. 5. Z grafu je zřejmé, že majoritní podíl výběru tvoří školy v blízkosti dopravy do 150 m a s největším podílem koncentrací částic $25 - 30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.



Obr. č. 5: Kumulativní četnost škol rozdělená podle koncentrací částic PM_{10}

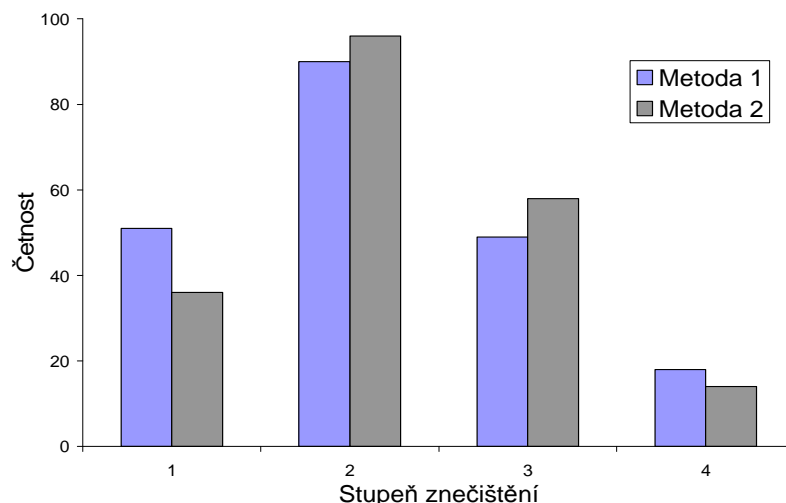
Z výběru 114 škol v blízkosti dopravních tahů bylo odebráno 24 škol umístěných v dobře odvětrávaných lokalitách v pásmu vnějšího města a okrajové části města. Posouzením charakteru okolí škol analýzou překrytí nad ortofoto mapou bylo vyloučeno dalších 28 škol, které se nalézají v jednostranné nebo oboustranné zeleni.

Metodami GIS bylo nalezeno 62 veřejných základních škol, tj. 26,05 %, které se nalézají v blízkosti silniční dopravy v poli koncentrací suspendovaných částic PM₁₀ nad 20 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ v kompaktní zástavbě městského typu. Kvalita vnitřního ovzduší v těchto školách může být ovlivněna infiltrací škodlivých látek z dopravy a představovat potenciální zdravotní riziko u citlivých jedinců. Školy se nachází v místech s hustou zástavbou s omezenou možností odvětrávání škodlivých látek ve vzdálenosti od 9 do 180 m s průměrnou intenzitou dopravy 22 173 vozidel/ den. 37 škol se vyskytuje ve vzdálenosti do 150 m od automobilové dopravy. V husté zástavbě v centru města se nachází 27 škol.

Celkem 23 škol (9,66 %) je umístěno v uličních kaňonech exponovaných průměrnou intenzitou dopravy 16 587 vozidel/ den.

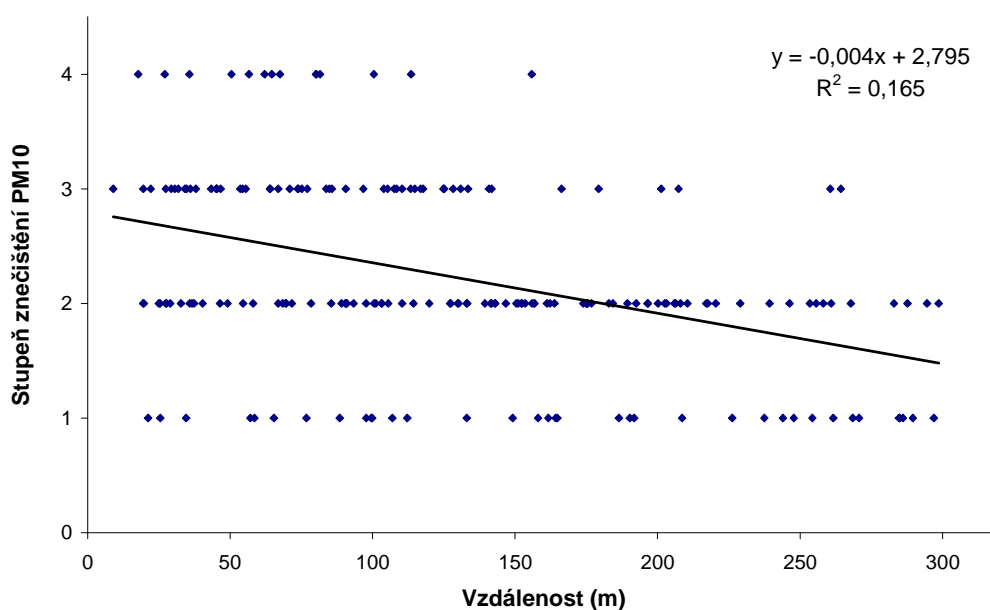
4.3 Analýza srovnání

Statistickou analýzou byly srovnávány výstupy z dvou modelů, které nepřímo hodnotí předpokládané riziko ze znečištění ovzduší. Byl zjišťován vztah mezi výstupy proximitní analýzy (model č.1) a analýzy překrytí nad polem koncentrací částic PM₁₀ (model č.2). Každé škole byl přidělen stupeň potenciální expozice znečištění podle výsledků vzdálenostní analýzy a stupeň koncentrace suspendovaných částic PM₁₀. Rozdělení četností škol v kategoriích znečištění ovzduší podle obou metod je znázorněno na Obr. č. 6.



Obr. č. 6: Rozdělení četností škol ve stupních znečištění dvěma užitými metodami

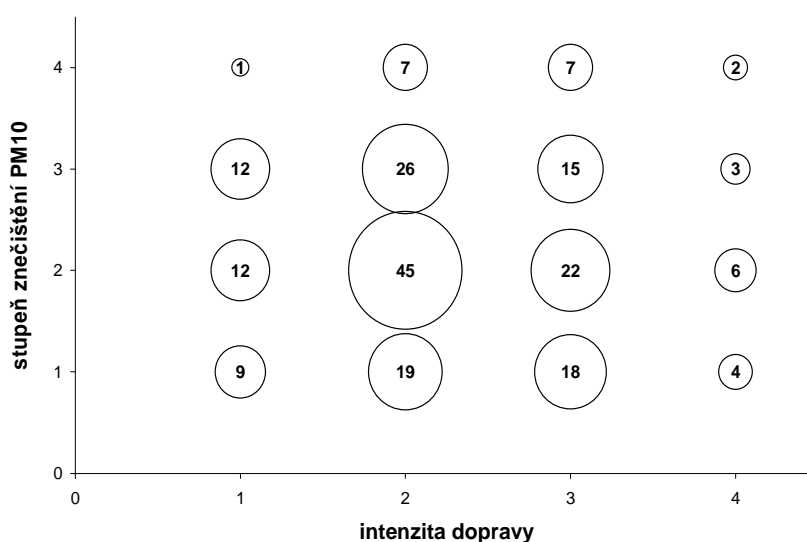
Nejprve bylo zjišťováno, zda s rostoucí vzdáleností od silnic klesá koncentrace částic PM_{10} ve školách vzdálených do 300 m od dopravy. Korelační analýzou byla odhalena negativní asociace mezi koncentracemi PM_{10} a vzdáleností průkazná na 5 % hladině spolehlivosti. Hodnota Spearmanova korelačního koeficientu (r_s) činí $-0,399$. Slabá těsnost vztahu může být dána vlivem aproximace hodnot koncentrací v imisním modelu. Obr. č. 7 ukazuje závislost koncentrací škodlivin na vzdálenosti od silnic.



Obr. č. 7: Závislost koncentrace částic PM_{10} na vzdálenosti od silniční dopravy

Dále bylo zkoumáno, zda existuje signifikantní asociace mezi intenzitou dopravy a vzdáleností od silnic. Na 5 % hladině spolehlivosti ($r_s = 0,169$) nebyl potvrzen žádný statisticky významný vztah.

Na Obr. č. 8 je zobrazeno srovnání proximální analýzy s analýzou nad polem koncentrací částic PM_{10} vyjádřené počtem škol v jednotlivých stupních expozice znečištění nacházejících se ve vzdálenosti do 300 m od silniční dopravy. Největší četnost je pozorována ve středním stupni znečištění koncentracemi PM_{10} ($20 - 25 \mu g \cdot m^{-3}$) s vyšší intenzitou provozu ($> 20\,000$ vozidel/den). Předpoklad, že s rostoucí intenzitou provozu roste koncentrace částic, nebyl potvrzen.



Obr. č. 8: Četnosti škol ve stupních znečištění podle intenzity dopravy a koncentrací PM_{10}

Srovnání výstupů obou metod bylo provedeno empirickou analýzou četnosti souladu mezi stupni intenzit dopravy a koncentracemi znečištění. 64,6 % škol umístěných ve vzdálenosti do 300 m od komunikací se v kategoriích expozice znečištění u obou metod lišily na úrovni přijatelné odchylky jedna kategorie nebo se nelišily vůbec. U škol nacházejících se v blízkosti silniční dopravy do 150 m byl zaznamenán podíl přijatelných odchylek 72,6 %. Tímto typem analýzy byla zjištěna relativní shoda mezi užitými modely GIS. Vazba mezi modely je vágnější ve vzdálenosti 150 - 300 m. Potvrdil se předpoklad, že školy umístěné blízko frekventované silnice mají také vyšší koncentrace škodlivin.

5. DISKUZE

Tato diplomová práce předkládá zjištění, že se v regionu hl.m. Prahy nachází nezanedbatelné množství základních škol v blízkosti komunikací s intenzivní dopravou. V těchto školách může kvalitu ovzduší ovlivnit infiltrace škodlivých látek původem z dopravy. Potenciální zdravotní rizika ve školách byla posouzena metodami geografického informačního systému (GIS), které se již řadu let uplatňují při odhadu expozice znečištění v mnoha epidemiologických studiích. Navzdory tomu, že se odhadem zdravotních rizik metodami GIS zabývalo mnoho evropských i mimoevropských studií, ve střední a východní Evropě, kterou charakterizuje nevhodná skladba a stáří vozového parku, nebyla doposud publikována podobná studie.

Jednou z nejzákladnějších metod při hodnocení účinků expozice škodlivým látkám, která se často v odborných pracích používá, je analýza vzdálenosti (proximity analysis). Tuto metodu jsme zvolili nejen za účelem srovnání s výsledky odborných studií, ale také proto, že disponuje řadou výhod. Jejimi hlavními přednostmi je nezávislost na počtu pozorování a množství vstupních dat, reprodukovatelnost, rychlé vyhodnocení účinků expozice, vhodnost statistického zpracování, nízké náklady na programové vybavení. Skýtá však značná omezení. Nezohledňuje rozptyl a chování látek v různorodém prostředí, typ terénu a povětrnostní podmínky. Je vhodná pouze pro hrubý odhad.

Proximitní analýzou jsme zkoumali, do jaké míry se školy nachází v nebezpečných vzdálenostech od silniční dopravy. Odhad expozice škol znečištění z dopravy je tématem řady epidemiologických studií, neboť děti patří mezi zranitelnou a citlivou skupinu populace k vlivům zevního prostředí a ve školách tráví podstatnou část svého času. Praha je metropole s poměrně hustou komunikační sítí, která v současné době představuje jeden z nejvýznamnějších zdrojů znečištění ovzduší ve městě. Na rozdíl od jiných evropských metropolí prochází doprava historickým centrem města. V husté zástavbě jsou rozmístěny školy, které zde byly postaveny před více než sty lety. V jejich okolí nedochází k dostatečnému odvětrání škodlivin, především pak v uličních kaňonech. Dalším motivem pro výběr této lokality je skutečnost, že současný věk vozového parku je jeden z nejstarších v Evropě a stále zde jezdí značné množství automobilů nespĺňujících emisní normy EURO. K tomuto faktu jsme také přihlédlí v analýze při klasifikaci tříd znečištění.

K analýze jsme vybrali školy v blízkosti silniční dopravy do 300 m, ačkoliv v některých studiích se uvádí i kratší vzdálenost 150 m (English et al., 1999; Green et al., 2004;

Wu & Buttermann, 2006; Appatova et al., 2008). Tyto studie většinou pocházející ze Spojených států amerických a liší od našich podmínek mimo jiné ve složení vozového parku, emisních faktorech, land- use, hustotě populace, distribuci frekventovaných silnic a pravděpodobně i nižšími koncentracemi škodlivých látek (PM₁₀) z dopravy v porovnání s některými evropskými městy (Hoek et al., 2002).

Green et al. (2004) zjišťovali počet veřejných škol ve vzdálenosti 150 m od hlavních dopravních tahů v Kalifornii s intenzitou provozu nad 25 000 vozidel/ den. Nalezli 12,4 % potenciálně rizikových škol. Také se zabývali etnickými a socioekonomickými podmínkami studentů a poukázali na znevýhodnění sociálně slabších jedinců a národnostních menšin ve znečištěném prostředí. Touto studií se inspirovali Wu & Buttermann (2006), kteří v blízkosti 150 m intenzivní dopravy (> 50 000 vozidel/ den) v Detroitu v USA našli 7,2 % škol (7,6 % studentů). Naše práce odhalila vyšší podíl potenciálně rizikových škol ze znečištění ovzduší vlivem dopravy. 26,05 % základních škol v Praze je pravděpodobně vystaveno vlivu exhalací z dopravy, z toho potenciálně nejvíce exponovaných je 9,66 % škol. Tyto školy se nachází v uličních kašonech, ve kterých dochází k nárůstu koncentrací škodlivých látek v respirační zóně v důsledku omezeného provětrávání a cirkulace dané pohybem vozidel (Xie et al., 2009). Školy se navíc nachází v blízkosti komunikací, jejichž častým jevem je narušení plynulosti dopravy. Vznikem kongescí narůstají emise částic, nebezpečné zejména u starých vozidel a nákladních aut.

Předkládaná práce vychází ze závěrů evropských epidemiologických studií, které upozornily na asociaci mezi prevalencí onemocnění horních cest dýchacích u dětí a vzdáleností 50- 500 m od hlavních dopravních tahů s intenzivní dopravou (Brunekreef et al., 1997; Janssen et al., 2001, 2003; Van Vliet et al., 2001; Morgenstern et al., 2007). Autoři se shodují, že se s klesající vzdáleností do silnic zvyšuje výskyt příznaků respiračních onemocnění. Jako referenční vzdálenost mnozí z nich uvádí 100-150 m (Hitchins et al., 2000; Venn et al., 2001, Van Vliet et al., 2001), ve které byl potvrzen pokles koncentrací suspendovaných částic o více než polovinu (Reponen et al., 2003). Bylo také zdokumentováno, že se zdravotní účinky z expozice škodlivinám z dopravy projeví i u dětí navštěvujících školy ve vzdálenosti 400 m od hlavních komunikací (Janssen et al., 2001).

Měřili jsme nejbližší vzdálenost k silnici podobně jako English et al. (1999), anebo Morgenstern et al. (2007). Někteří autoři zejména mimoevropských studií hodnotili expozici podle vzdálenosti k silnici s největší intenzitou v daném okruhu škol (Green et al., 2004; Wu & Buttermann, 2006).

V několika odborných pracích byl dokázán vztah mezi zdravotními účinky a intenzitou dopravy nad 25 000 vozidel/ den (Wjst et al., 1993; Edwards et al., 1994). Někteří autoři klasifikovali intenzitu dopravy do kategorií expozice: nízká 25 000 vozidel /den, střední 25 000- 50 000 vozidel/ den a vysoká nad 50 000 vozidel /den (Green et al, 2005; Kim et al., 2004; Wu & Buttermann, 2006). S ohledem na tyto závěry jsme uvažovali intenzitu dopravy v Praze nad 20 995 vozidel za potenciálně rizikovou pro děti v exponovaných školách. Hodnota vychází z rozdělení intenzit dopravy v Praze a je nižší právě s ohledem na horší stav vozového parku v České republice.

K posouzení expozice škol znečištění z dopravy jsme přihlédli k vlivu zástavby a možnosti odvětrávání škodlivin. Vybírali jsme školy v centru města s hustou zástavbou a školy v kompaktní zástavbě vnitřního města, kde jsme předpokládali, že dochází k horšímu odvětrávání škodlivin. Již v předchozích studiích bylo potvrzeno, že v centru Prahy infiltrují nezanedbatelné koncentrace aerosolu původem z dopravy do školních budov (Braniš et al., 2009, 2011).

Připouštíme, že proximitní model může být zatížen chybami různých příčin. Zaprvé z nepřesného geokódování, neboť silnice jsou pojaté jako linie a školy ve formě bodů namísto polygonů. Za druhé chyby mohly vzniknout z nepřesnosti vektorizace, při zadávání hodnot atributů, ale také při ukládání dat z nedostatečné numerické přesnosti. Výpočet vzdálenosti mohl být zkreslen. Za třetí polohové nepřesnosti a chyby v popisných údajích mohly pocházet z převzatých databází. Data o intenzitě provozu nezahrnovala celou silniční síť Prahy, nicméně nejdůležitější úseky byly sečteny. Za čtvrté mohlo dojít k nesprávné manipulaci s daty, překrývání vrstev nebo spojování tříd.

Výsledky naší analýzy jsou v souladu se zahraničními výsledky. Nepřímou metodou odhadu zdravotních rizik bylo nalezeno významné množství škol exponované znečištění z dopravy. Ačkoliv to není v zahraničních studiích běžné, rozhodli jsme se doplnit analýzu vzdálenosti dalším typem dat, které pojímají znečištění ovzduší jiným způsobem. Nad polem koncentrací imisního modelu ATEM byly zmapovány školy v místě zhoršené kvality ovzduší. Předpokládali jsme, že výstup z modelu, který přímo ukazuje kvalitu ovzduší v určitém poli koncentrací, bude v souladu s výsledky analýzy proximity.

Ukázalo se, že se výsledky obou modelů úplně neshodují. Empiricky podle četnosti souladu mezi metodami jsme potvrdili domněnku, že školy nacházející se v blízkosti intenzivní dopravy, leží v poli vyšších koncentrací škodlivých látek. Vágnější vazba byla pozorována ve větších vzdálenostech 150- 300 m od silniční dopravy. Lineární vztah mezi intenzitou dopravy a koncentracemi částic nebyl potvrzen. Pravděpodobným vysvětlením

může být působení dalších proměnných, které ovlivňují šíření znečištění. Mohou to být nepříznivé povětrnostní a meteorologické podmínky, vliv terénu, umístění v uličních kaňonech aj. Dalším faktorem může být plynulost dopravy. Vyšší koncentrace škodlivin lze nalézt i při nižším počtu vozidel v místech s omezenou průjezdností.

Patrně lze příčinu odchylek stupňů znečištění vysvětlit typem modelu. Imisní model, se kterým jsme pracovali, patří do skupiny gaussovských disperzních modelů. Nezohledňuje deformace proudění v horizontální rovině. Není vhodný pro měření v uličních kaňonech a za velmi nízkých rychlostí větru a v bezvětrí. Pole koncentrací, které jsme obdrželi, jsou kalkulovaná a aproximovaná. Nezohledňují lokální charakter škol. Je nutno brát v úvahu, že chyba může být i na straně modelu proximity. Možností, jak vše ověřit, by bylo vybrat subpopulaci škol v různé lokalitě, měřit u nich koncentrace znečišťujících látek a vše porovnat.

Optimálním řešením by bylo srovnání výsledků proximity analýzy s mapovým výstupem z GIS Českého hydrometeorologického ústavu, který je založen pouze na koncentracích znečišťujících látek z měření. Mapu jsme však neměli k dispozici.

Srovnání výsledků proximity analýzy a analýzy nad polem koncentrací částic PM_{10} přineslo zjištění, že obě metody mohou být vhodné pro odhad zdravotních rizik, avšak jsou zatíženy řadou nejistot. Potvrdit výsledky proximity analýzy metodou nad polem koncentrací částic je obtížné. Je žádoucí, aby se na tom dále pracovalo a mohla být podle závěrů analýzy učiněna konkrétní praktická opatření vedoucí ke snížení zdravotních rizik u dětí.

6. ZÁVĚR

Metodami GIS bylo nalezeno významné množství základních škol v Praze, které se nachází v blízkosti intenzivní dopravy a mohou být vystaveny potenciálnímu zdravotnímu riziku. Přestože odhad expozice škol byl založen na nepřímých metodách, je možné se domnívat, že u silně exponovaných škol lze očekávat i vysoké koncentrace škodlivin, které pronikají do školních budov a ovlivňují kvalitu vnitřního ovzduší.

Metoda vzdálenostní analýzy se již několik desítek let uplatňuje v epidemiologických studiích při odhadu zdravotních rizik z expozice znečištění. Aplikace této metody na odhad expozice znečištění ve školách v Praze přinesla srovnatelné výsledky s podobně zaměřenými odbornými pracemi ze zahraničí. Posoudit, zda je možné z výsledků konstruovat doporučení pro reálné prostředí, vyžaduje další úsilí. Jedním z navržených postupů by mohlo být provést měření znečištění ovzduší u škol v různých lokalitách, anebo kombinovat více nepřímých metod.

Srovnáním metody nepřímého odhadu rizika vzdálenostní analýzou s modelem pole znečištění suspendovaných částic v ovzduší jsme dospěli k závěru, že obě metody jsou vhodné pro praktické využití, ale mají svá úskalí.

Při používání výsledků nepřímých metod odhadu zdravotních rizik by měly být vzaty v úvahu patřičné nejistoty a pokud je to možné, mělo by dojít k jejich ověření v praxi.

7 POUŽITÁ LITERATURA

- Annesi-Maesano, I., Caillaud, D., Lavaud, F., et al. (2009): Exposition aux particules atmosphériques fines et développement des maladies allergiques de l'enfant. Résultats épidémiologiques issus de l'étude des six villes (ISAAC-2 France). *Archives de pédiatrie* 16: 299- 305.
- Appatova, A. S., Ryan, P.H., et al. (2008): Proximal exposure of public schools and students to major roadways: a nationwide US survey. *Journal of Environmental Planning and Management* 51/5: 631- 646.
- Bell, M.L, Ebisu,K., Peng,R.D., Walker,J., Samet, J. M., et al. (2008): Seasonal and Regional Short-term Effects of Fine Particles on Hospital Admissions in 202 US Counties, 1999–2005. *American Journal of Epidemiology* 168:1301- 1310.
- Bellander,T., et al. (2001): Using geographic information systems to assess individual historical exposure to air pollution from traffic and house heating in Stockholm. *Environ Health Perspect* 109/6: 633–639.
- Blondelu, P., Iordache, V., Poupard, O., et al. (2005): Relationship between outdoor and indoor air quality in eight French schools. *Indole Air* 15:2- 12.
- Braniš, M. (2009): Air quality of Prague: traffic as a main pollution source. *Environ Monit Assess.* 156 :377-390.
- Braniš, M., Šafránek, J., Hytychová, A. (2009): Exposure of children to airborne particulate matter of different size fractions during indoor physical education at school. *Building and Environment* 44/6:1246- 1252.
- Braniš, M., Šafránek, J., Hytychová, A.(2011):Indoor and outdoor sources of size-resolved mass concentration of particulate matter in a school gym- implications for exposure of exercising children. *Environmental Science and Pollution Research: DOI* 10.1007/s11356-010-0405-0.
- Brauer, M., et al. (2002): Air pollution from traffic and the development of respiratory infections and asthmatic and allergic symptoms in children. *American journal of respiratory and critical care medicine* 166: 1092- 1098.
- Brauer, M., Hoek, G., Smit, H.A., et al. (2007): Air pollution and development of asthma, allergy and infections in a birth cohort. *Eur Respir J* 29:879- 888.
- Brauer, M., Hoek, G., van Vliet P., et al. (2003): Estimating Long-term average particulate air pollution concentrations: application of traffic indicators and geographic information

- systems. *Epidemiology* 14/2: 228–239.
- Briggs, D. Exposure assessment. In: Elliott, P., Wakefield, J., Best, N., Briggs, D. (Eds.). *Spatial Epidemiology: Methods and Applications*. Oxford University Press, Oxford, 2000, pp 335- 359.
- Briggs, D., Collins, S., Elliott, P., et al. (1997): Mapping urban air pollution GIS: a regression-based approach. *Int J Geogr Inf Sci* 11/7: 699–718.
- Brunekreef, B., Holgate, S.T. (2002): Air pollution and health. *Lancet* 360: 1233- 42.
- Brunekreef, B., Beelen, R.M.J., Hoek, G., Schouten, L.J., Bausch-Goldbohm, S., et al. (2009): Effects of long-term exposure to traffic-related air pollution on respiratory and cardiovascular mortality in the Netherlands : the NLCS-AIR study. *Health Effects Institute Research Reports* 139, pp. 1-94.
- Brunekreef, B., Forsberg, B. (2005) : Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health. *Eur Respir J* 26: 309-318.
- Brunekreef, B., Janssen, N.A.H., de Hartog, J., Harssema, H., Knape, M., van Vliet, P. (1997): Air Pollution from Truck Traffic and Lung Function in Children Living near Motorways. *Epidemiology* 8/3: 298-303.
- Ciccone, G., Forastiere, F., Agabiti, N., Biggeri, A., Bisanti, L., Chellini, E., Corbo, G., et al. (1998): Road traffic and adverse respiratory effects in children. *Sidria Collaborative Group. Occupational and Environmental Medicine* 55:771-778.
- Cohen, A., et al. (2004): Mortality impacts of urban air pollution. In: Ezzati, M., et al., eds. *Comparative quantification of health risks: global and regional burden of disease attributable to selected major risk factors*. Geneva, World Health Organization:1353-1434.
- Conceição, G.M.S, Miraglia, S.G.E.K, Kishi, H.S, et al. (2001): Air Pollution and Child Mortality: A Time–Series Study in São Paulo, Brazil. *Environ Health Perspect* 109/3:347–350.
- Currie, J., Hanushek, E.A., Kahn, E.M, et al. (2009): Does pollution increase school absences? *The Review of Economics and Statistics* 91/4: 682–694.
- Cyrys, J., Hochadel, M., et al. (2005): GIS-Based Estimation of Exposure to Particulate Matter and NO₂ in an Urban Area: Stochastic versus Dispersion Modeling. *Environmental Health Perspectives* 113/8: 987-991.
- Daisey, J.M., Angell, W.J., Apte, M.G. (2003): Indoor air quality, ventilation and health symptoms in schools: an analysis of existing information. *Indoor Air* 13:53–64.
- Diapouli, E., Chaloupskou, A., Spyrellis, N. (2007): Indoor and outdoor particulate matter

- concentrations at schools in the Athens area. *Indoor Built Environ* 16:55–61.
- Dockery, D.W., Pope III, C.A. (1994): Acute respiratory effects of particulate air pollution. *Annual Review of Public Health* 15: 107-132.
- Dockery, D.W., Pope III, C.A., Xu, X., Spengler, J.D., Ware, J.H., et al. (1993): An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *New England Journal of Medicine* 329/24: 1753-1759.
- Dominici, F., McDermott, A., Zeger, S.L., Samet, J.M. (2002): On the Use of Generalized Additive Models in Time-Series Studies of Air Pollution and Health; *Am. J. Epidemiol.* 156: 193-203.
- Edwards, J., Walter, S., Griffiths, R. K. (1994): Hospital admissions for asthma in pre-school children: Relationship to major roads in Birmingham. *UK Arch Environ Health* 49: 223-227.
- Ekmekcioglu, D., Keskin, S.S. (2007): Characterization of indoor air particulate matter in selected elementary schools in Istanbul, Turkey. *Indoor and Built Environment* 16/2: 169-176.
- English, P., Neutra, R., Scalf, R., et al (1999): Examining associations between childhood asthma and traffic flow using a geographic information system. *Environ Health Perspect* 107: 761- 767.
- Friedman, M.S., Powell, K.E., Hutwagner, L., et al. (2001): Impact of changes in transportation and commuting behaviors during the 1996 Summer Olympic Games in Atlanta on air quality and childhood asthma. *JAMA* 285: 897- 905.
- Gauderman, W.J., et al.(2004): The effect of air pollution on lung development from 10 to 18 years of age. *N Engl J Med* 351/11: 1057–67.
- Gauderman, W.J., Gilliland, G.F., Vora H. et al. (2002): Association between air pollution and lung function growth in southern California children: results from a second cohort. *Am J Respir Crit Care Med* 166: 76- 84.
- Gauvin,S., Le Moullec, Y., et al. (2001): Relationships between nitrogen dioxide personal exposure and ambient air monitoring measurements among children in three French metropolitan areas: VESTA study. *Arch Environ Health* 56: 336–341.
- Green, R.S., Smorodinsky, S., Kim, J.J., McLaughlin, R., Ostro, B.(2004): Proximity of California Public Schools to Busy Roads. *Environmental Health Perspectives* 112/1: 61-66.

- Hoek, G., Brunekreef, B., Goldbohm, S., Fischer, P., Vann den Brandt, P.A. (2002): Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet* 360: 1203- 1209.
- J. Hitchins,J., Morawska, L., Wolff, R., Gilbert, D. (2000): Concentrations of submicrometre particles from vehicle emissions near a major road. *Atmospheric Environment* 34: 51- 59.
- Jacquez, G.M (2000): Spatial analysis in epidemiology: Nascent science or a failure of GIS? *J Geograph Syst* 2: 91-97.
- Janssen, N.A., et al. (2003): The relationship between air pollution from heavy traffic and allergic sensitization, bronchial hyperresponsiveness, and respiratory symptoms in Dutch schoolchildren. *Environmental health perspective* 111: 1512–1518.
- Janssen, N.A.H., van Vliet, P.H.N., Aarts, F., Harssema, H., Brunekreef, B.(2001): Assessment of exposure to traffic related air pollution of children attending schools near motorways. *Atmospheric Environment* 35: 3875-3884.
- Jerrett M., Burnett R.T., Pope III, C.A, Krewski, D., Newbold K.B.,et al. (2005): Spatial analysis of air pollution and mortality in Los Angeles. *Epidemiology* 16:727- 736.
- Jerrett, M., Burnett, R.T., Kanaroglou, P.S., et al. (2001): A GIS- environmental justice analysis of particulate air pollution in Hamilton, Canada. *Environ Plann A* 33: 955–973.
- Jerrett, M., Gale, S., Kontgis, C. (2010): Spatial Modeling in Environmental and Public Health Research. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 7: 1302-1329.
- Just, J., Sivala, C., Sahraoui, F., et al. (2002): Short-term health effects of particulate and photochemical air pollution in asthmatic children. *Eur Respir J* 20/4: 899- 906.
- Katsouyanni,K., Touloumi,G., Samoli,E., Gryparis,A., et al. (2001): Confounding and Effect Modification in the Short-Term Effects of Ambient Particles on Total Mortality: Results from 29 European Cities within the APHEA2 Project. *Epidemiology* 12/5: 521-531.
- Kim, J., et al. (2004): Traffic-related air pollution near busy roads: the East Bay Children’s Respiratory Health Study. *American journal of respiratory and critical care medicine* 170: 520- 526.
- Koop, G., Toole, L. (2004): Measuring the health effects of air pollution: to what extent can we really say that people are dying from bad air? *Journal of Environmental Economics and Management* 47: 30–54.
- Korenstein, S., Piazza, B.(2002): An exposure assessment of PM10 from a major highway interchange: Are children in nearby schools at risk? *Journal of Environmental Health* 65/2, 9-17.

- Kulkarni, N., Pierse, N., Rushton, L., et al. (2006): Carbon in airway macrophages and lung function in children. *N Engl J Med* 355: 21- 30.
- Künzli, N., Kaiser, R., Medina, S., Studnicka, M., Chanel, O., et al., (2000): Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet* 2000. 356: 795–801.
- Laden, F., Schwartz, J., Speizer, F.E., Dockery, D.W (2006): Reduction in Fine Particulate Air Pollution and Mortality: Extended Follow-Up of the Harvard Six Cities Study. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 173:667-672.
- Lee, S.C., Chang, M. (2000): Indoor and outdoor air quality investigation at schools in Hong Kong. *Chemosphere* 41: 109- 113.
- Liu, L., Poon, P., Chen, L., et al. (2009): Acute Effects of Air Pollution on Pulmonary Function, Airway Inflammation, and Oxidative Stress in Asthmatic Children. *Environmental Health Perspectives* 117/4: 668- 674.
- McConnell, R., et al. (2006): Traffic, susceptibility, and childhood asthma. *Environmental health perspective* 114: 766- 772.
- Miyake, Y., Yura, A., Misaki, H et al. (2005): Relationship between distance of schools from the nearest municipal waste incineration plant and child health in Japan. *European Journal of Epidemiology* 20: 1023- 1029.
- Morgenstern, V., Zutavern, A., Kyrus, J., Brockow, I., Gehring, U., Koletzko, S., et al. (2007): Respiratory health and individual estimated exposure to traffic-related air pollutants in a cohort of young children. *Occup Environ Med.* 64/1: 8-16.
- Nicolai, T., et al. (2003) Urban traffic and pollutant exposure related to respiratory outcomes and atopy in a large sample of children. *European respiratory journal* 21: 956- 963.
- Nuckols, J.R., Ward, M.H, Jarup, L. (2004): Using Geographic Information Systems for Exposure Assessment in Environmental Epidemiology Studies. *Environ Health Perspect* 112:1007–1015.
- Oftedal, B., Walker, S.E., Gram, F., et al. (2009): Modelling long-term averages of local ambient air pollution in Oslo, Norway: evaluation of nitrogen dioxide, PM10 and PM2.5. *Int J Environ Pollut* 36: 110-126.
- Oosterlee, A., Driver, M., Libret, E., Brunekreef, B. (1996) Chronic respiratory symptoms in children and adults living along streets with high traffic density. *Occup Environ Med* 53: 241- 247.
- Pikhart, H., Bobak, M., Gorynski, P., et al. (2001): Outdoor sulphur dioxide and respiratory symptoms in Czech and Polish school children: a small-area study (SAVIAH). *Small-*

- Area Variation in Air Pollution and Health. *Int Arch Occup Environ Health* 74: 574–578.
- Pope III, C.A, Dockery, D.W (2006): Health effects of ambient air pollution in children. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 56:709–742.
- Pope III, C.A., Burnett, R.T., Thurston, G.D., Thun, M.J., et al. (2004): Cardiovascular Mortality and Long-Term Exposure to Particulate Air Pollution. Epidemiological Evidence of General Pathophysiological Pathways of Disease. *Circulation* 109:71-77.
- Pope, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G.D. (2002): Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Jama-Journal of the American Medical Association* 287/9: 1132-1141.
- Reponen, T., et al. (2003): Concentration gradient patterns of aerosol particles near interstate highways in the Greater Cincinnati airshed. *J. Environ. Monit.* 5: 557– 562.
- Rijnders, E., Jonssen, N.A.H., et al (2001): Personal and outdoor nitrogen dioxide concentrations in relation to degree of urbanization and traffic density. *Environ Health Perspect* 109/3: 411–417.
- Ritz, B., Yu, F., Ruin, S., et al. (2002): Ambient air pollution and risk of birth defects in Southern California. *Am J Epidemiol* 155: 17- 25.
- Ryan, P.H., et al. (2005) Is it traffic type, volume, or distance? Wheezing in infants living near truck and bus traffic. *Journal of allergy and clinical immunology* 116/2: 279- 284.
- Salvi, S. (2007): Health effects of ambient air pollution in children. *Paediatric respiratory review* 8: 275- 280.
- Samet, J.M., Dominici, F., Curriero, F.R, et al. (2000): Epidemiology and Policy: The Pump Handle Meets the New Millennium. *Epidemiol. Rev.* 22: 145-154.
- Sarnat, J.A., Schwartz, J., Catalano, P.J., Suh, H.H. (2001): Gaseous Pollutants in Particulate Matter Epidemiology: Confounders or Surrogates? *Environmental Health Perspectives* 109/10:1053-1061.
- Sexton, K., Ryan, P.B., (1988): Assessment of human exposure to air pollution: Methods, measurements and models. In: *Air pollution, the automobile and public health*. Watson, A.Y., Bates, R.R., Kennedy, D. (Eds.). National Academic Press, Washington, DC, pp. 207-238.
- Schwartz, J. (2004): Air pollution and children's health. *Pediatrics* 113: 1037- 1043.
- Schwartz, J. (2001): Is there harvesting in the association of airborne particles with daily deaths and hospital admissions? *Epidemiology* 12/1: 55-31.

- Slaughter, J.C., Lumley, T., Sheppard, L., et al. (2003): Effects of ambient air pollution on symptom severity and medication use in children with asthma. *Ann Allergy Asthma Immunol.* 91/4:346- 53.
- Šrám,R.J., Binková, B., Dejmek, J., Bobak, M. (2005): Ambient Air Pollution and Pregnancy Outcomes: A Review of the Literature. *Environ Health Perspect* 113:375–382.
- Van der Zee, S., Hoek, G., Boezen, H.M., et al. (1999): Acute effects of urban air pollution on respiratory health of children with and without chronic respiratory symptoms. *Occup Environ Med.* 12: 802- 812.
- Van Roosbroeck, S., Wichmann, J., Janssen, N.A.H., Hoek, G., van Wijnen, J.H., Lebret, E., Brunekreef, B. (2006): Long-term personal exposure to traffic-related air pollution among school children, a validation study. *Science of the Total Environment* 368: 565-573.
- Van Vliet, P., et al. (1997) Motor vehicle exhaust and chronic respiratory symptoms in children Libiny near freeways. *Environmental research* 74: 122- 132.
- Vedal, s. (1997): Ambient Particles and Health: Lines that Divide. *Journal of the Air & Waste Management Association* 47: 551-581.
- Venn, A.J., et al. (2001) Living near a main road and the risk of wheezing illness in children. *American journal of respiratory and critical care medicine* 164: 2177- 2180.
- Vine,M.F., Degnan, D., Hanchette, C. (1997): Geographic Information Systems: Their Use in Environmental Epidemiologic Research. *Environmental Health Perspectives* 105/6: 598-605.
- Wilkinson, P., Elliott, P., Grundy, C., et al. (1999): Case-control study of hospital admission with asthma in children aged 5–14 years: relation with road traffic in north west London. *Thorax* 54:1070- 1074.
- Williams, R., Suggs, J., Creason, J., Rodes, CH., Lawless, P., Kwok, R., Zweidinger, R., Sheldon, L. (2000): ‘The 1998 Baltimore Particulate Matter Epidemiology–Exposure Study: Part 2. Personal exposure assessment associated with an elderly study population’, *J. Exp. Anal. & Environ. Epidemiol.* 10:533-543.
- Wjst, M., Reitmeir, P., Dold, S., Nicolai, T.,et al. (1993): Road traffic and adverse effects on respiratory health in children. *BMJ* 307: 596- 600.
- Wu, Y., Batterman, S.A. (2006): Proximity of schools in Detroit, Michigan to automobile and truck traffic. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 16: 457–470.
- Wyler, C., Braun-Fahrländer, C., Künzli, N., et al. (2000): Exposure to motor vehicle traffic

and allergic sensitization. The Swiss Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults (SAPALDIA) Team. *Epidemiology* 11: 450- 456.

Xie, X., Wang, J., Huang, Z.(2009): Traffic emission transportation in street canyons. *Journal of Hydrodynamics* 21/1:108-117.

Yang, W., Sohn ,J., Kim ,J., et al. (2009) Indoor air quality investigation according to age of the school buildings in Korea. *J Environ Manage* 90: 348- 54.

Zhu ,Y., Hinds ,W., Kim, S., et al. (2002): Study of ultrafine particules near a major highway with heavy- duty diesel traffic. *Atmos Environ* 36: 4323- 4335.

Internetové zdroje:

Internet [1]: WHO Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. dostupné z:

http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf, [cit. 2011-06-14].

Internet [2]: NUMERI PRAGENSES 2010 - Statistická ročenka hl.m. Prahy 2010, ČSÚ Praha. dostupné z <http://www.czso.cz/csu/2010edicniplan.nsf/krajp/101011-10-xa>, [cit. 2011-6-22].

Internet [3]: Praha životní prostředí 2009, Ročenka- zpráva o stavu životního prostředí. IOŽIP. Magistrát hl. m. Prahy. dostupné z http://envis.praha-mesto.cz/%28ntip23r4vzed0uegfs2xpqyf%29/rocenky/Pr09_pdf/pr09_cz.pdf, [cit. 2011-05-25].

Internet [4]: Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2009, Český hydrometeorologický ústav Praha. dostupné z <http://www.lb.chmi.cz/uoco/isko/groc/gr09cz/kap241.html>, [cit. 2011-05-25].

Internet [5]: Ročenka dopravy Praha 2009, Technická správa komunikací hl. m. Prahy, Úsek dopravního inženýrství. dostupné z : <http://www.tsk-praha.cz/rocenka/webbooks/Rocenka2009CZ/index.html>, [cit. 2011-05-28].

Internet [6]: Územně analytické podklady hl. m. Prahy (UAP), dostupné z http://www.urm.cz/cs/uzemne_analyticke_podklady, [cit. 2011-07- 08].

Internet [7]: imisní model Atem, metodická příručka 2005. dostupné z http://www.atem.cz/soubory/ke_stazeni/UzivPrirucka.pdf, [cit. 2011-07-09].