



DENSIDADE DE TRÁFEGO VEICULAR: UMA PROPOSTA METODOLÓGICA PARA AVALIAR POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA NAS GRANDES METRÓPOLES.

Mateus Habermann

mathab@usp.br

Aluno de doutorado/ DMP- FMUSP

Nelson Gouveia

ngouveia@usp.br

Docente/DMP - FMUSP

RESUMO

A poluição atmosférica é uma das maiores preocupações para a saúde pública. Sabe-se que um dos efeitos da exposição à poluição atmosférica é sua interferência na troca gasosa e no transporte de oxigênio pelo sangue, associando-se com aumento nas taxas de morbi-mortalidade da população, principalmente crianças e idosos. Além disso, a exposição à mesma vem sendo atribuída a populações socioeconomicamente mais vulneráveis. Portanto, o tema apresenta-se como uma fonte inesgotável de pesquisa, principalmente no campo da epidemiologia ambiental. Dentre os diversos estudos conduzidos para testar esta hipótese, alguns utilizam o volume de tráfego veicular como avaliação da exposição à poluição atmosférica. Diante da importância do tema, este trabalho pretende apresentar o fluxo veicular como um método indireto de avaliação da exposição à poluição do ar, principalmente em áreas onde a fonte veicular é uma grande geradora de poluentes. As informações sobre tráfego veicular podem ser obtidas por meio da contagem e simulação do fluxo veicular realizadas pelas companhias de tráfego locais e ser processadas usando técnicas de sistemas de informação geográfica (SIG) na avaliação dos mais variados desfechos e agravos à saúde. A distribuição do volume de fluxo veicular entre os grupos demográficos e socioeconômicos também pode ser analisada, dentro dos preceitos da Justiça Ambiental.

Keywords: Air Pollution, Vehicular Traffic, Environmental Justice.

INTRODUÇÃO

Problemas ao meio ambiente e à saúde da população variam de acordo com o tipo de desenvolvimento econômico, padrões de consumo, modelo de transporte, entre outros, adotados por uma sociedade. Tudo isso define o padrão de poluição a que ela está sujeita (CASTRO et al., 2002).

Pode-se afirmar que a poluição são substâncias cuja concentração pode tornar-se imprópria, nociva ou ofensiva à saúde, causando inconveniente ao bem estar público, danos aos materiais, à fauna e à flora ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade (CETESB, 2007). Sua composição depende da fonte que contribui para ela (fonte industrial, viária, agrícola) (MAISONET et al., 2004; RITZ, WILHELM, 2008), dessa forma, os vários poluentes variam de acordo com a área e também com o modelo econômico adotado.

No ambiente, os fatores de risco configuram-se como elementos, situações, que sob condições especiais de exposição, e a proximidade a esses fatores, aumentam a probabilidade de gerar efeitos adversos à saúde. O agente ambiental pode agir, portanto, como um facilitador da exposição aos poluentes e, com isso, desencadear diversos desfechos. Sendo assim, a epidemiologia ambiental é voltada ao estudo de exposições ambientais e sua influência no surgimento ou agravamento de doenças (NUCKOLS et al., 2004).

Os poluentes atmosféricos podem ser categorizados como primários, que são aqueles emitidos diretamente pela fonte geradora, e os poluentes secundários, formados na atmosfera a partir de reações fotoquímicas dos poluentes primários. Os principais poluentes

primários emitidos por fontes móveis são os materiais particulados (PM), formados por materiais maiores (partículas de aluminossilicatos, óxidos) e partículas finas formadas pela combustão (sulfatos, nitratos, carbonáceos, vapor) (CASTRO et al., 2003).

Outros poluentes primários importantes da queima de combustíveis fósseis são: dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de nitrogênio (NO_x), monóxido de carbono (CO). Poluentes secundários como ozônio (O₃), ácido nítrico (HNO₃), ácido sulfúrico (H₂SO₄), diversos nitratos também são encontrados nas áreas urbanas (PAHO, 2005).

No caso da poluição atmosférica, uma sociedade que incentiva e se baseia no transporte individual terá como principal fonte poluidora o automóvel, e, de acordo com a legislação mais ou menos severa, avanço tecnológico, a frota veicular pode ser mais ou menos poluidora, dependendo do tipo de combustível e da idade média da mesma (PAHO, 2005). Por conseguinte, as fontes móveis se constituem como as principais emissoras de poluentes atmosféricos nas áreas urbanas. No Brasil, as três maiores áreas metropolitanas – São Paulo, Rio de Janeiro e Belo Horizonte – somam 45% da frota nacional de veículos (PAHO, 2005).

Nas emissões médias dos veículos, desde 1980 até hoje, observa-se que as emissões eram muito maiores, principalmente em relação aos veículos a gasolina. Mas, com a tecnologia (catalisadores principalmente), verifica-se uma queda na emissão de poluentes. Hoje em dia, o álcool chega até a ter desvantagens frente à gasolina na emissão de CO (Figuras 1 e 2).

Não obstante a diminuição da emissão de poluentes pelos veículos, cerca de 40 vezes do que era no início da década de 80, houve um aumento vertiginoso da frota de veículos, chegando a 6.361.550 veículos no município de São Paulo em novembro de 2008, dos quais 74,3% correspondem a automóveis (DETRAN, 2009).

O crescimento da frota veicular leva a uma menor capacidade de fluidez no trânsito, o que acarreta maior tempo despendido em congestionamentos, conseqüentemente isto aumenta a queima de combustíveis e gera mais poluição (PAHO, 2005). Para se ter uma idéia, a velocidade média de um veículo dentro da cidade de São Paulo era cerca de 25 km/h em 1998 e caiu para 17 km/h no ano de 2008, ou seja, uma diminuição de 32% da velocidade para um aumento de 23% da frota¹.

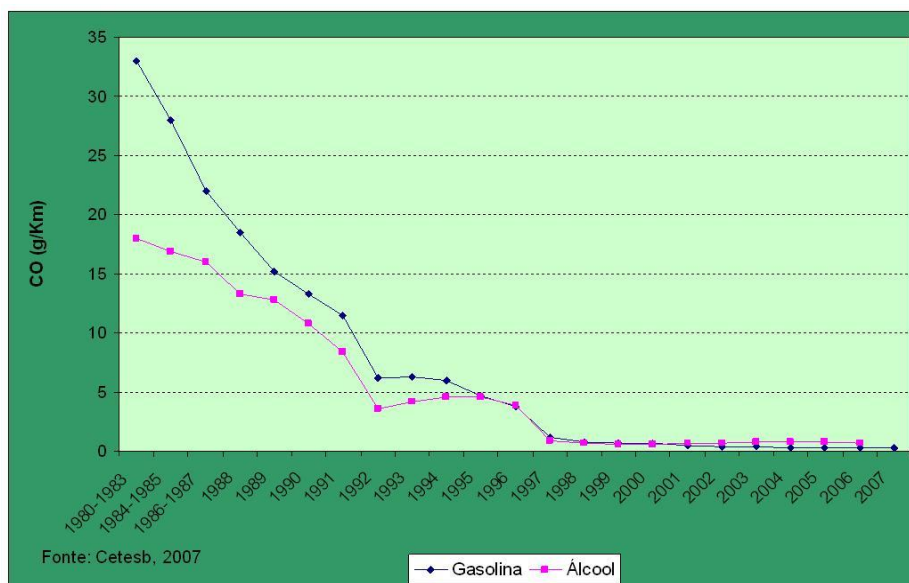


Figura 1 – Fatores médios de emissão para veículos leves novos, 1980-2007.

¹ Jornal O Estado de São Paulo. *Velocidade de carros cai 32% em 10 anos*. O Estado de São Paulo Digital. 27 de junho de 2008. [Citado em 02 de março de 2009]. Disponível em http://www.estadao.com.brestadaodehoje/20080627/not_imp196529,0.php

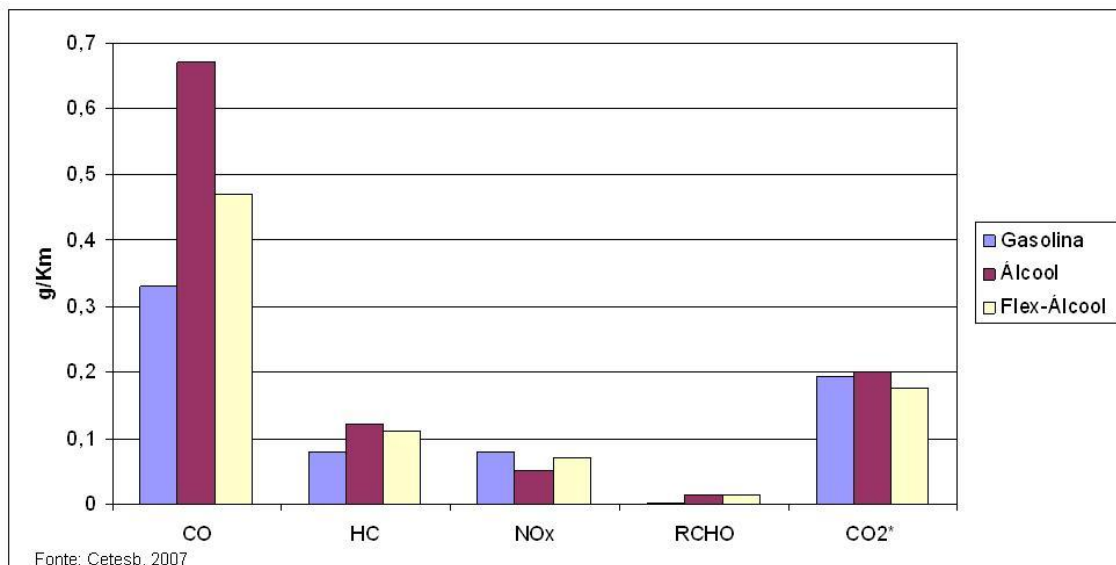


Figura 2 – Fatores médios de emissão de veículos leves novos (2006)

Quando inalados, os materiais particulados são filtrados pelo nariz e saliva. As partículas $<10 \mu\text{m}$ (PM_{10}) se retêm nas vias aéreas superiores e podem se depositar na árvore traqueobrônquica. As partículas mais finas $<2,5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$) depositam-se no brônquio terminal e nos alvéolos e interferem na troca gasosa, levando a mudanças na circulação sanguínea (BRUNEKREEF; HOLGATE, 2002; CASTRO et al., 2003). Nos EUA a expectativa de vida média é 8,6 meses menor devido à exposição a $\text{PM}_{2,5}$ (WHO, 2008).

O CO quando absorvido pelos pulmões combina-se com a hemoglobina e forma a carboxihemoglobina, diminuindo a capacidade do sangue de transportar O_2 , já que esta combinação impossibilita a formação da oxihemoglobina. O CO possui uma capacidade 300 vezes superior ao O_2 em aderir a hemoglobina do sangue (CASTRO et al, 2003), sendo associado ao aumento da mortalidade por infarto cardíaco em idosos (ESCAMILLA, 1999 *apud* CASTRO et al, 2003).

O SO_2 pode causar irritação da mucosa respiratória desde a nasofaringe até os alvéolos, justamente por se transformar em ácido em contato com superfícies úmidas. Quando a concentração deste poluente é alta há um aumento no número de internações hospitalares e mortalidade para doença cardíaca (WHO, 2008).

Por meio de reações fotoquímicas o NO_2 pode se transformar em O_3 , que produz efeitos tóxicos nos alvéolos pulmonares (CASTRO et al., 2003). A mortalidade geral diária aumenta 0,3% para cada aumento na exposição a $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ de O_3 (WHO, 2008). Segundo Brunekreef e Holgate (2002) o NO_2 é freqüentemente correlacionado com os outros poluentes oriundos de combustão e serve de estimativa para avaliar todos os poluentes gerados por fontes móveis. Este poluente aumenta os sintomas de bronquite em crianças asmáticas (WHO, 2008).

Acredita-se, portanto, que a poluição do ar seja o maior risco ambiental à saúde, atribuindo-se à ele aproximadamente 2 milhões de mortes prematuras por ano, em todo o mundo (WHO, 2008). Vários estudos ecológicos, transversais e de coorte têm encontrado associações positivas entre exposições ambientais aos poluentes atmosféricos e efeitos deletérios a saúde, relacionados à diminuição da expectativa de vida, aumento da mortalidade, internações hospitalares etc. (BRUNEKREEF; HOLGATE, 2002; PAHO, 2005). Geralmente estes estudos incluem os poluentes gerados por fontes móveis (PM_{10} , SO_2 , NO_x ,

CO e O₃). Crianças, idosos e sujeitos com problemas cardiorrespiratórios são mais vulneráveis aos efeitos deletérios desses poluentes.

Um estudo recente (Marcilio e Gouveia, 2007) quantificou o impacto da poluição atmosférica gerada pelo tráfego veicular sobre a morbi-mortalidade em crianças e idosos em sete capitais brasileiras: Belo Horizonte, Curitiba, Fortaleza, Porto Alegre, Rio de Janeiro, São Paulo e Vitória. Foram incluídos idosos (≥ 65 anos) e crianças (≤ 05 anos). Anualmente, 4,9% e 5,5% do total de óbitos por causas respiratórias entre idosos e crianças podem ser atribuídos à poluição atmosférica.

Sabe-se que a carboxihemoglobina formada a partir da inalação de CO pela mãe pode resultar no decréscimo de distribuição de O₂ para os tecidos, inclusive para o feto e os materiais particulados são associados ao aumento da viscosidade sanguínea, afetando a função placentária e restringindo o crescimento fetal (MAISONET et al, 2004), portanto, parece razoável inferir que poluição do ar possa afetar o crescimento intra-uterino (PAHO, 2005). O benzeno é uma conhecida causa de leucemia em adultos e o butadieno e emissão de diesel são prováveis carcinogênicos humanos e dados de estações de monitoramento indicam que a concentração desses poluentes é mais alta em vias com maior emissão veicular (REYNOLDS et al, 2002).

Uma das aproximações que vem sendo utilizada por vários autores para avaliar exposição aos poluentes atmosféricos é o volume de tráfego veicular como medida indireta (*Proxy*), assumindo que as emissões dos veículos nas vias poderia se aproximar de uma distribuição gaussiana (normal), conforme se visualiza na figura 3 (PIERSON et al., 2000). Quanto maior o fluxo na via, maior é a emissão dos poluentes veiculares, aumentando as concentrações dos mesmos no espaço urbano, principalmente nas residências próximas às vias mais movimentadas.

Entretanto, a densidade e a característica das construções, direção predominante dos ventos, turbulência gerada pela passagem dos veículos pode fazer o perfil idealizado sofrer variações. Portanto, para diminuir imprecisões na medida da exposição causadas pela ação espacial destes e outros fatores que influenciam na dispersão dos poluentes, pode-se assumir larguras de várias dimensões (250, 500 e 750 pés), para calcular a densidade de tráfego ponderada pela distância.

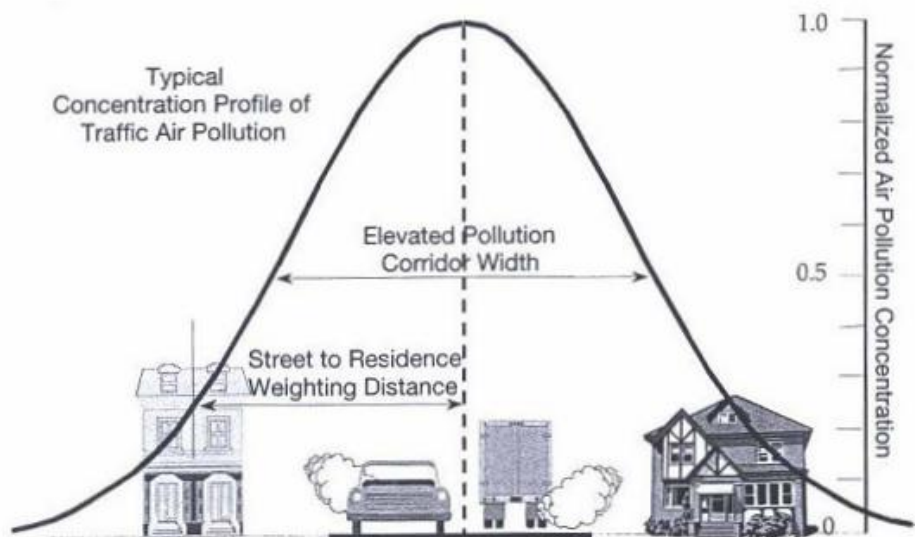


Figura 3 – Perfil da concentração de poluentes emitidos pelo tráfego veicular conforme o modelo de Pierson et al. (2000).

Desse modo, a disponibilidade de dados sobre o fluxo veicular é um fator impulsionador para realização de pesquisas que avaliem associação desta exposição com os mais diversos desfechos à saúde. Uma ferramenta importante aplicada em estudos de exposições ambientais, entre elas a poluição do ar, é o uso de sistemas de informação geográfica (SIG), que servem para mapear e delimitar problemas ambientais, áreas poluídas, dispersão de poluentes, entre outros. Além disso, os mapas gerados podem ser trabalhados em diferentes camadas, possibilitando visualização mais completa da situação estudada.

Estudos Epidemiológicos que utilizaram fluxo veicular como avaliação da exposição

WILHELM e RITZ (2003) avaliaram baixo peso ao nascer (BPN) e nascimento pré-termo utilizando densidade de tráfego veicular como avaliação da exposição em Los Angeles, EUA, entre 1994-96. A residência dos sujeitos foi mapeada e a distância das ruas em seu entorno, mais o fluxo veicular, forneceram uma medida indireta denominada densidade de tráfego ponderada pela distância (DTPD). O quintil mais alto desta medida apresentou RR 1,08 (IC 95% 1,01-1,15) para nascimento pré-termo e um cenário dose-resposta foi observado. Resultados para BPN foram menos consistentes. Análise por estação do ano apresentou o 3º trimestre de gestação no inverno com riscos elevados: BPN RR 1,39 (IC 95% 1,16-1,69), nascimento pré-termo RR 1,15 (IC 95% 1,05-1,26). Estes resultados sugerem que poluentes relacionados ao tráfego são importantes para estes desfechos, principalmente em épocas cujas condições meteorológicas estagnam a circulação desses poluentes.

Brauer et al. (2008) avaliaram os impactos da poluição atmosférica e a ocorrência de BPN, pequeno para a idade gestacional (PIG) e nascimento pré-termo, por meio de 70.249 nascimentos não gemelares entre 1999-2002 em Vancouver, Canadá. A exposição à poluição do ar foi avaliada usando dados de estações de monitoramento (CO, NO₂, NO_x, O₃, PM_{2,5}, PM₁₀) e proximidade residencial às maiores rodovias. As análises foram ajustadas para sexo, raça/cor, mês/ano de nascimento, renda e escolaridade materna. Residências até 50 m de rodovias apresentaram OR 1,26 (IC 95% 1,07-1,49) para PIG, OR 1,11 (IC 95% 1,01-1,23) para BPN. Exposição para todos os poluentes (exceto O₃) foram associados a PIG com *odds ratios* similares.

Medeiros et al. (2008) examinaram a relação entre poluição relacionada ao tráfego veicular e mortalidade perinatal por meio de um estudo caso-controle de todos os nascimentos e mortes fetais de mulheres residentes na zona sul do município de São Paulo. Os endereços foram geocodificados por meio de SIG e para cada sujeito calculou-se a DTPD, considerando as ruas e o fluxo veicular num buffer ≤750 pés desses endereços. As análises foram ajustadas para renda, escolaridade, idade, paridade, diabetes, fumo, hipertensão, cuidado pré-natal, peso da criança, malformação e complicações no parto. O teste de regressão logística revelou gradiente de risco para mortalidade neonatal nas exposições mais altas de tráfego. Mães no quartil mais alto de exposição apresentaram OR 1,47 (IC 95% 0,67-3,19). Estes resultados sugerem que a poluição gerada por tráfego veicular é fator de risco para mortalidade perinatal.

Além de estudos relacionando desfechos perinatais, alguns estudos avaliaram, também, a relação entre tráfego veicular e outros possíveis efeitos à saúde, como leucemia e câncer infantil. Pearson et al. (2000) avaliaram a possível relação entre densidade do fluxo veicular e cânceres e leucemia infantil em Denver – EUA. Crianças ≤14 anos diagnosticadas com câncer ou leucemia entre 1976-83 foram selecionadas para o estudo. A exposição foi avaliada por meio de SIG pela contagem do fluxo veicular num buffer de 1.500 pés no entorno da residência dos sujeitos. Os resultados são mais consistentes até 750 pés na categoria mais elevada de tráfego (≥20.000 veículos/dia), com OR 5,9 (IC 95% 1,69 - 20,56) para todos os cânceres e OR 8,28 (IC 95% 2,09 – 32,8) para leucemia.

Reynolds et al. (2001) estudaram a possível relação entre densidade de tráfego veicular com situação socioeconômica e leucemia infantil, para avaliar se ambos eram variáveis de confusão em estudos de exposição aos campos magnéticos na Califórnia. 90 casos de leucemia infantil diagnosticados entre 1988-94 em São Diego e foram pareados pela idade a 349 controles. A exposição foi avaliada por meio do método proposto por Pearson et al. (2000). Aplicou-se regressão logística condicional e não se encontrou diferenças estatisticamente significantes de renda familiar entre os casos e controles. A densidade de tráfego foi medida pela média do fluxo veicular por hora e não houve associação com leucemia.

O estudo de Langholz et al. (2002) também avaliou leucemia infantil, em Los Angeles – EUA. Foram selecionados 212 casos de leucemia em crianças ≤ 10 anos diagnosticados entre 1978-84 e 202 controles. A exposição também foi avaliada por meio do método proposto por Pearson et al (2000). Ajustes foram feitos para exposição aos campos magnéticos. Mesmo após ajuste, não se encontrou associação entre densidade de tráfego veicular e leucemia infantil. O quartil mais alto de exposição apresentou OR 1,4 (IC 95% 0,7-3,0).

Outro estudo de Reynolds et al. (2002) avaliou o risco de câncer infantil em áreas de elevado fluxo veicular, em 7.143 casos diagnosticados entre 1988-94 e 46 milhões de crianças-ano de observação na Califórnia – EUA. O 90º percentil mais alto de densidade de tráfego apresentou OR 1,08 (IC 95% 0,98 - 1,20) para todos os cânceres infantis, OR 1,15 (IC 95% 0,97 - 1,37) para leucemias e OR 1,14 (IC 95% 0,9 - 1,45) para gliomas. Tais dados sugerem que a incidência de câncer infantil não é mais alta em áreas com elevado fluxo veicular.

Zmirou et al. (2004) avaliaram a influência do tráfego veicular na ocorrência de asma infantil por meio de um estudo com 217 casos e 217 controles em crianças ≤ 14 anos de 5 regiões metropolitanas da França (Paris, Grenoble, Clermond-Ferrand, Toulouse, Nice). Criou-se um índice de exposição às emissões do tráfego veicular com informação retrospectiva (03 anos) da densidade de tráfego próximo a residência e escola dos sujeitos. Para cada sujeito criou-se um buffer com raio de 300 m para o cálculo da DTPD. Em exposição estimada para crianças ≤ 3 anos, os resultados foram estatisticamente significantes, exibindo uma tendência positiva: OR 1,48 (IC95% 0,7 - 3,0) e OR 2,28 (IC 95% 1,1 – 4,6). Estes resultados sugerem associação entre emissões veiculares e asma epidêmica que tem crescido nas últimas décadas entre as crianças francesas.

Como se observa, cada vez mais os estudos epidemiológicos utilizam o tráfego veicular como forma indireta para avaliar exposição à poluição atmosférica. Diante da importância do tema para a saúde pública e das incertezas existentes na avaliação do risco associado à poluição atmosférica, este trabalho pretende apresentar o cálculo do volume de tráfego veicular ponderado pela distância como uma medida indireta de avaliar exposição à poluição atmosférica, assumindo que a proximidade residencial a ruas de maior movimento veicular está vinculada a mais exposição e, portanto, a maior risco.

Distribuição espacial do tráfego veicular

Além da possibilidade de se trabalhar com o tráfego veicular e sua relação com desfechos à saúde, a condição socioeconômica e o local de residência são atributos importantes e que contribuem para menor ou maior exposição aos fatores de risco ambientais, como a poluição do ar e sonora advinda do tráfego veicular. Conseqüentemente, a localização e distribuição desses fatores, muitas vezes, não são aleatórias no espaço geográfico, sendo desiguais entre os diversos grupos sociais, econômicos, culturais, étnicos, etc., como defendido pela temática da Justiça Ambiental. Em Justiça Ambiental as cargas ambientais danosas são atribuídas desproporcionalmente entre grupos sociais mais vulneráveis, geralmente pobres e minorias, de tal forma que esta iniquidade age como propulsora dos níveis diferenciais em saúde entre esses grupos. (HABERMANN; GOUVEIA, 2008).

A distribuição desigual dos riscos torna a Justiça Ambiental uma proposta importante aos estudos de base espacial, principalmente com a facilidade trazida pela utilização dos sistemas de informação geográfica (SIG). Conseqüentemente há vários estudos que avaliaram a concentração de poluentes atmosféricos entre grupos étnicos, culturais e socioeconômicos e encontraram uma distribuição desigual e injusta destes poluentes entre grupos de baixa renda e escolaridade, negros, entre outros grupos mais vulneráveis.

A partir do uso de SIG, Chacraborty et al. (1999) desenvolveram uma metodologia para avaliar impactos do sistema de transporte sobre minorias e populações de baixa renda. Tais impactos consistem em poluição atmosférica e sonora gerada pelo tráfego veicular. A abordagem baseia-se no uso de buffers para avaliar exposição e é aplicada, como exemplo, em Waterloo, EUA. Neste estudo de caso, encontra-se uma alta proporção de pessoas com baixa renda e minorias localizadas nestes buffers, indicando injustiça ambiental.

Por meio de características raciais e socioeconômicas dos setores censitários de Maryland nos Estados Unidos, Apelberg et al. (2005) avaliaram as disparidades no risco de câncer estimado para exposição a poluentes atmosféricos entre os diversos estratos sociais e étnicos. Setores censitários nos quartis definidos pelo percentual mais alto de negros tiveram um risco três vezes maior do que aqueles dos quartis mais baixos (IC 95% 2,0–5,0). Em contrapartida, o risco decresce quando o percentual de população branca aumenta ($p < 0,001$). Setores censitários nos quartis de nível socioeconômico mais baixos são de 10–100 vezes mais prováveis de estar em alto risco do que aqueles nos quartis mais altos.

Graneski et al. (2007) examinaram se há correlação entre poluentes atmosféricos (óxidos, monóxido de carbono e ozônio) e níveis sócio-demográficos mais baixos, em Phoenix, EUA. Os setores censitários com menores níveis socioeconômicos e maiores proporções de latinos foram os que apresentaram maiores níveis de exposição aos poluentes. Embora o estudo sugira que todos sejam causadores de poluição, os grupos de menor renda e minorias estão desproporcionalmente expostos na região metropolitana de Phoenix, EUA.

Usando estimativas espaciais detalhadas de poluição atmosférica geradas pelo tráfego veicular, um estudo conduzido em Christchurch, Nova Zelândia, por Kingham et al. (2007) investiga se exposição a poluentes varia entre as áreas de diferentes níveis socioeconômicos. Os achados sugerem que a exposição a poluentes é superior em áreas de pior nível socioeconômico da cidade. Além disso, as áreas onde estão os maiores percentuais de proprietários de automóvel tendem a apresentar níveis relativamente baixos de poluentes, sugerindo injustiças sociais na exposição ao tráfego relacionado com a poluição do ar em todas as áreas de Christchurch.

Outro estudo conduzido na Nova Zelândia (PEARCE; KINGHAM, 2008), sobre a concentração média anual de poluentes atmosféricos oriundos de diferentes fontes nas zonas urbanas daquele país, avaliou se os níveis de poluentes variam de acordo com circunstâncias socioeconômicas. Foram encontrados maiores níveis de poluentes atmosféricos em áreas socialmente mais carentes, sendo estes resultados, segundo os autores, consistentes com o de outros países como Estados Unidos, Canadá e Suécia.

Havard et al. (2009) avaliaram as características socioeconômicas por meio de índices de privação nos setores censitários da região metropolitana de Estrasburgo, França, para avaliar exposição a NO_2 gerada por tráfego veicular. Houve associação positiva e não linear entre o índice de privação e os níveis de NO_2 . Quando se controla a autocorrelação espacial, a força da associação se reduziu em 67%, mas não tirou a tendência de associação.

Diante de vários estudos que demonstraram associação entre poluição atmosférica e poluição atmosférica, gerada por tráfego veicular ou não, torna-se importante verificar se existe a mesma relação nas cidades brasileiras, pois no Brasil, a maioria dos casos de exposição a riscos são pouco conhecidos e divulgados, já que a extrema pobreza e as péssimas condições gerais de vida a ela associada obscurece a exposição desigual a esses riscos (HABERMANN; GOUVEIA, 2008).

METODOLOGIA

Para a realização de estudos que utilizem o fluxo veicular como medida de exposição é primordial que os bancos de dados (nascimentos, morbidade, mortalidade) utilizados tenham a variável endereço – residencial, escolar ou ocupacional, dependendo do objetivo proposto – para o processo de geocodificação. Como já mencionado, assume-se a exposição à poluição do ar de maneira indireta por meio da densidade de tráfego veicular.

Para cada evento estudado é calculada a densidade de tráfego veicular ponderada pela distância (DTPD), utilizando o método descrito por Pearson et al. (2000) e replicado em vários outros trabalhos (Reynolds et al., 2001; Reynolds et al., 2002; Langholz et al., 2002; Wilhelm e Ritz, 2003; Medeiros et al., 2009). Este método consiste na criação de um *buffer* de 750 pés (± 230 m) no entorno de cada domicílio de residência do sujeito geocodificado. Então se somam os valores de tráfego de todas as ruas do *buffer*, ponderando a distância, de acordo com a seguinte fórmula:

$$Y = \left(\frac{1}{0.4\sqrt{2\pi}} \right) \times \exp \left[\frac{\left((0.5) \left(\frac{D}{500} \right)^2 \right)}{(0.4)^2} \right]$$

Neste modelo, assume-se que 96% dos poluentes gerados pelo tráfego veicular se dispersam em 500 pés (152 m) da via, no qual D é a distância mais curta da casa para a rua dentro do *buffer*. Y é o valor de usado para ponderar o fluxo veicular obtido para cada rua dentro do *buffer* considerado.

Divide-se, então, o fluxo veicular da referida rua pelo valor de Y, gerando o valor de x. Os valores de x de todas as ruas dentro do *buffer* de cada evento são somados, dando a medida indireta de tráfego, denominada de DTPD.

$$X = \frac{\text{nº do fluxo veicular}}{Y} \quad DTPD = X_1 + X_2 + X_3 + X_4 + X_\infty$$

As instituições que monitoram o tráfego podem fornecer informações de fluxo das vias de trânsito principais e da densidade de veículos para zonas específicas. O fluxo das vias sem medição pode ser inferido por meio de um cálculo de proporções da extensão destas vias dentro dos polígonos adotados para estimar a densidade de veículos e de vias.

Este mesmo método de cálculo da DTPD para as residências ainda pode ser complementado por informações de poluentes, como PM₁₀, O₃, CO, SO₂ e NO₂, medidos por estações de monitoramento ambiental e inferido por modelos de regressão de uso do solo ou modelos de dispersão de poluentes, que levam em consideração variáveis meteorológicas (direção predominante dos ventos, temperatura), densidade populacional, topografia, declividade, e tipo de uso do solo, densidade das construções.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

À medida que a urbanização e o desenvolvimento econômico aumentam nos países em desenvolvimento, observa-se um rápido aumento do número de veículos. Esses veículos encontram-se muitas vezes em mau estado de conservação, com uso de combustíveis de má qualidade e, ainda, com motores e mecanismos de filtragem dos gases precários, que trazem como consequência o aumento dos níveis de concentração da poluição atmosférica.

Apesar de medidas de controle da poluição atmosférica terem sido implementadas em muitos países, diversos estudos continuam a apontar a ocorrência de efeitos adversos à saúde da população, assim como uma distribuição injusta desta exposição entre os segmentos socioeconomicamente mais vulneráveis.

Além disso, é indiscutível que os procedimentos inerentes às análises desta avaliação da exposição são facilitadas e enriquecidas devido à utilização de (SIG) para armazenar, processar e geocodificar dados, transformando-os em mapas cartográficos.

Este trabalho apresentou como resultado um método que vem cada vez mais sendo utilizado na literatura internacional para mais diversos desfechos, tornando-se cada vez mais importante no âmbito da epidemiologia ambiental. Esta medida de exposição apresenta-se acurada, pois se infere para cada sujeito do estudo um nível específico de volume de tráfego – o DTPD – o que faz a avaliação da exposição mais precisa para investigar possíveis associações causais.

REFERÊNCIAS

APELBERG, B. J. et al. Socioeconomic and Racial Disparities in Cancer Risk from Air Toxics in Maryland. **Environmental Health Perspectives**, v. 113, n. 6, p.p.693-99, 2005.

BARCELLOS, C.; BASTOS, F. I. Geoprocessamento, ambiente e saúde: uma união possível? **Cadernos de Saúde Pública**, n. 12 v.3 p.p. 389-97, 1996.

BOBAK, M.; LEON, M. A. Pregnancy outcomes and outdoor air pollution: an ecological study in districts of the Czech Republic 1986-8. **Occupational Environmental Medicine**, v. 56, p.p.539-43, 1999.

BOBAK, M. Outdoor air pollution, low birth weight, and prematurity. **Environmental Health Perspectives**, v. 108, n.2, p.p.173-76, 2000.

BRAUER, M. et al. A cohort study of traffic-related air pollution impacts on birth outcomes. **Environmental Health Perspectives**, v.116, n.5, p.p.680-86, 2008.

BRUNEKREEF, B.; HOLGATE, S. T. Air pollution and health. **The Lancet**, v.360, p.p.1233-42, 2002.

CASTRO, H. A. et al. Questões metodológicas para a investigação dos efeitos da poluição do ar na saúde. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v.6, n.3, p.p.135-49, 2003.

CHACRABORTY, J. et al. Using GIS to assess the Environmental Justice consequences of transportation system changes. **Transitions in GIS**, v.3, n.3, p.p.239-58, 1999.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade do ar no estado de São Paulo**. São Paulo: Cetesb, 2007. Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Ar/publicacoes.asp>>. Acesso em 02 de março de 2009

DEPARTAMENTO DE TRÂNSITO DE SÃO PAULO. Departamento Estadual de Trânsito de São Paulo. **Frota de Veículos - DETRAN-SP**. São Paulo, 2008. Disponível em <<http://www.detran.sp.gov.br/frota/frota.asp>>. Acesso em 02 de março de 2009

GRANESKI, S. et al. Criteria Air Pollution and marginalized populations: environmental inequity in Metropolitan Phoenix, Arizona. **The Social Science Quarterly**, v.88, n.2, p.p.35-554, 2007.

HABERMANN. M.; GOUVEIA, N. Justiça Ambiental: uma abordagem ecossocial em saúde. **Revista de Saúde Pública**, v.42, n.6, p.p.1105-11, 2008.

HAVARD, S. et al. Traffic-related air pollution and socioeconomic status: a spatial autocorrelation study to assess environmental equity on a small-area scale. **Epidemiology**, v.20, p.p.223-30, 2009.

KINGHAM, S. et al. Driven to injustice? Environmental Justice and vehicle pollution in Christchurch, New Zealand. **Transportation Research**, v.D12, p.p.254-63, 2007.

LANGHOLZ, B. et al. Traffic density and the risk of childhood leukemia in a Los Angeles case-control study. **Annals of Epidemiology**, v.12, n.7, p.p.482-87, 2002.

- MAISONET, M. et al. Relation between ambient air pollution and low birth weight in the Northeastern United States. **Environmental Health Perspectives**, v.109 n.supp.3, p.p.351-56, 2001.
- MAISONET, M. et al. A review of the literature on the effects of ambient air pollution on fetal growth. **Environmental Research**, v.95, p.p.106-15, 2004.
- MARCILIO, I.; GOUVEIA, N. Quantifying the impact of air pollution on the urban population of Brazil. **Cadernos de Saúde Pública**, v.23, p.p.S529-S536, 2007.
- MEDEIROS, A. P. P.; GOUVEIA, N. Relação entre baixo peso ao nascer e a poluição do ar no Município de São Paulo. **Revista de Saúde Pública**, v.9, n.6, p.p.965-72, 2005.
- MEDEIROS, A.P.P. et al. Traffic-related air pollution and perinatal mortality: A case-control study. **Environmental Health Perspectives**, v.117, n.1, p.p.127-32, 2009.
- NUCKOLS, J.R. et al. Using geographic information systems for exposure assessment in Environmental Epidemiology studies. **Environmental Health Perspectives**, v.112, n.9, p.p.1007-15, 2004
- PAN AMERICAN HEALTH ORGANIZATION. **A assessment of health effects of ambient air pollution in Latin America and the Caribbean**. Washington D.C: PAHO, 2005.
- PEARCE J, KINGHAM S. Environmental inequalities in New Zealand: A national study of air pollution and Environmental Justice. **Geoforum**, v.39, p.p.980-93, 2008.
- REYNOLDS, P. et al. Traffic patterns and childhood cancer incidence rates in California, United States. **Cancer Causes and Control**, v.13, p.p.665-73, 2002.
- PIERSON, R.L. et al. Distance-weighted traffic density in proximity to a home is a risk factor for leukemia and other childhood cancers. **Air & Waste Management Association**, v. 50, p.p.175-80, 2000.
- REYNOLDS, P. et al. A case-control pilot study of traffic exposures and early childhood leukemia using a geographic information system. **Bioeletromagnetics**, v. Sup.5, p.p.s58-s68, 2001.
- RITZ, B.; WILHELM, M. Ambient air pollution and adverse birth outcomes: methodologic issues in an emerging field. **Pharmacology & Toxicology**, v.102, p.p.182-90, 2008.
- RITZ, B.; YU, F. The effect of ambient carbon monoxide on low birth weight among children born in Southern California between 1989 and 1993. **Environmental Health Perspectives**, v.107, n.1, p.p.17-25, 1999.
- FUNDAÇÃO SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISE DE DADOS. **Município de São Paulo – MSP** [internet]. São Paulo: 2008. Disponível em: <<http://www.seade.sp.gov.br/produtos/msp/index.php>>. Acesso em 20 de setembro de 2008
- WANG, X. et al. Association between air pollution and low birth weight: A community-based study. **Environmental Health Perspectives**, v.105, n.5, p.p:514-20, 1997.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Air quality and health**. 2008. Disponível em <<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en>>. Acesso em 26 de fevereiro de 2009.
- WILHELM, M.; RITZ B. Residential proximity to traffic and adverse birth outcomes in Los Angeles County, California, 1994-1996. **Environmental Health Perspectives**, v.111, n.2, p.p.207-15, 2003.
- ZMIROU, D. et al. Traffic related air pollution and incidence of childhood asthma: results of the Vesta case-control study (Research Report). **Journal of Epidemiology and Community Health**, v.58, n.1, p.p.18-23, 2004