

Dispersão de poluentes nos eixos estruturais em Curitiba (PR), Brasil

Pollutant dispersion at the structural axes in Curitiba (PR), Brazil

Ana Paula Bender¹, Maurício Dzedzic²

RESUMO

O aumento da frota veicular causa a deterioração da qualidade do ar e o comprometimento da saúde e bem-estar da população. A malha urbana edificada influencia o escoamento do ar, dificultando a dispersão de emissões veiculares. O presente estudo objetiva avaliar a influência dos parâmetros de ocupação do solo definidos pela legislação municipal nos eixos estruturais em Curitiba (PR), caracterizados pelo forte estímulo ao adensamento e alto tráfego veicular. Foram simuladas variações do recuo frontal e das alturas das edificações nestes eixos, em especial na Avenida Sete de Setembro, a fim de verificar a influência destes na concentração de poluentes. São feitas sugestões de possíveis alterações à legislação em vigor, recomendando-se reduzir a altura das edificações no lado oposto ao vento predominante e aumentar, nos trechos não consolidados, o recuo frontal da sobreloja.

Palavras-chave: planejamento urbano; leis de ocupação do solo; qualidade do ar; emissões veiculares; rua cânion.

ABSTRACT

The increase in the number of vehicles causes deterioration of air quality and decline of population health and well-being. The urban grid of buildings influences air flow, hampering the dispersion of vehicular emissions. The present study aims to assess the influence of land use parameters defined by local legislation, at the Structural Axes in Curitiba (PR), which are characterized by strong stimulus both to high urban density and vehicular traffic. Variations in building setback front line and height were considered, specifically on Avenida Sete de Setembro, in order to investigate their influence on pollutant concentration. The conclusion includes suggestions for modifications in the current city by-laws of land use, recommending that building height be reduced on the side opposite to prevailing winds, and increasing, in yet not consolidated stretches, the frontal setback of mezzanines.

Keywords: urban planning; land use legislation; air quality; vehicular emissions; canyon street.

INTRODUÇÃO

Com o crescimento e espalhamento dos centros urbanos, a relação de dependência com o automóvel cresce, levando ao aumento na frota veicular, sobretudo no Brasil, que privilegia o transporte rodoviário (AZUAGA, 2000). Como consequência, o aumento nos níveis de poluição atmosférica tem acarretado efeitos adversos, como exacerbação da asma e outras doenças respiratórias, morte prematura e alguns tipos de câncer, com maior incidência na população residente próxima às ruas de tráfego intenso de veículos (MIRAGLIA *et al.*, 2005). Sob o enfoque do planejamento urbano, uma das estratégias para conter estes efeitos é prever taxas de ventilação adequadas nestas ruas, facilitando a dispersão de poluentes.

A dispersão depende basicamente de fatores meteorológicos — velocidade e direção do vento — e morfológicas, ou seja, da razão W/H, sendo

W a largura da rua, e H a altura das edificações. Estudos recentes têm demonstrado estas relações a partir de testes em túneis de vento e modelos computacionais aplicados aos chamados cânions urbanos, termo criado por Oke (1988) para designar vias cercadas de altos edifícios em ambos os lados. Apesar de originalmente ser aplicado a ruas estreitas, o termo tem sido utilizado para avenidas cânion, inclusive com algumas aberturas laterais (VARDOULAKIS *et al.*, 2003). Esses autores mostraram que quando o vento sopra perpendicular ao eixo da rua, um vórtice central é criado (Figura 1), fazendo com que as concentrações no lado oposto à direção do vento (barlavento) sejam de duas a três vezes mais elevadas em relação ao lado do vento (sotavento). Quando o vento é paralelo ao eixo, na direção do tráfego, há acúmulo de poluentes próximos à fonte e as concentrações nos dois lados da rua se tornam semelhantes. Este efeito também pode ser observado quando a velocidade do vento é baixa (<2 m.s⁻¹).

¹Mestre em Gestão Ambiental pela Universidade Positivo. Professora do curso de Engenharia Civil da Universidade Positivo - Curitiba (PR), Brasil.

²Doutor em Engenharia Civil, Mecânica dos Fluidos e Hidráulica pela Universidade de Toronto. Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental da Universidade Positivo - Curitiba, PR, Brasil.

Endereço para correspondência: Maurício Dzedzic - Avenida Professor Pedro Viriato Parigot de Souza, 5.300 - Campo Comprido - 81280-330 - Curitiba (PR), Brasil - E-mail: dziedzic@up.edu.br

Recebido: 05/02/12 - **Aceito:** 13/02/14 - **Reg. ABES:** 364

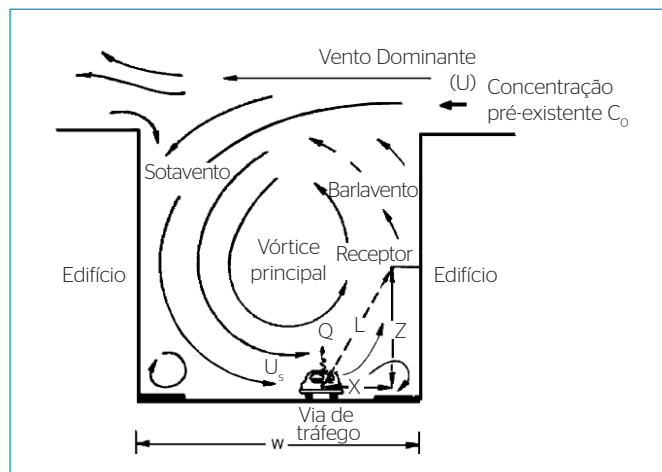


Figura 1 - Esquema em corte da formação do vórtice central no interior do cânion (adaptado de VARDOULAKIS *et al.*, 2003).

A razão W/H define a profundidade do cânion, que é dito uniforme quando $W/H=1$, com poucas aberturas laterais (afastamento entre as edificações); raso, se $W/H>2$; e profundo para $W/H<0,5$ (HUANG *et al.*, 2003). Quanto menor a razão, maior a dificuldade em dispersar os poluentes. A rugosidade e a porosidade determinam as condições de dispersão. A rugosidade pode ser entendida como a diferença de altura entre as edificações, enquanto a porosidade representa a permeabilidade da malha urbana à passagem dos ventos (SANTOS, 2004). A construção de edifícios altos entre edifícios baixos, aumentando a rugosidade, favorece a ventilação (ROMERO, 2000). Xiaomin *et al.* (2006) e Wang *et al.* (2006) mostram forte influência da rugosidade na estrutura do vórtice. Parâmetros construtivos como faixas de recuo obrigatórias interferem na dimensão da caixa da rua (W) e na porosidade das vias, assim como os afastamentos laterais podem reduzir ou ampliar a distância entre as edificações. A altura máxima permitida (H), geralmente elevada e uniforme ao longo das vias, também influencia a rugosidade.

Os processos que governam o transporte e a difusão de poluentes são numerosos e de uma complexidade tal que não é possível descrevê-los sem a utilização de modelos matemáticos. Pode-se dizer que os modelos de dispersão são instrumentos técnicos de gestão ambiental, já que permitem analisar a influência dos parâmetros envolvidos e a simulação de diferentes situações, dando apoio à tomada de decisão (MOREIRA & TIRABASSI, 2004).

De acordo com Franco (2005), os modelos são divididos em quatro classes: gaussiano, numéricos, estatísticos, e empíricos e físicos. Segundo Moreira e Tirabassi (2004), podem ainda ser subdivididos de acordo com a característica da fonte, topografia do terreno e as escalas de aplicação.

A maior parte dos modelos computacionais para a estimativa da dispersão de gás e partículas na camada limite atmosférica é baseada na aproximação Gaussiana (FRANCO, 2005). Tais modelos consideram

que a concentração do poluente assume distribuição normal, com pico de concentração ao longo da linha de centro da pluma e coeficientes de dispersão diferentes nas direções horizontal e vertical (BOÇON, 1998).

Nestes casos, assume-se que as condições meteorológicas permanecem constantes durante a dispersão fonte-receptor, sendo adotadas as seguintes hipóteses:

- Terreno plano e livre de obstáculos;
- Velocidade unidirecional e constante do vento;
- Condições homogêneas e estacionárias de turbulência atmosférica.

A segunda hipótese é bastante questionável em função da velocidade do vento variar com a altura, especialmente nas proximidades do solo. Com relação à turbulência atmosférica, este é um fenômeno muito complexo e nada se pode garantir sobre a sua homogeneidade, que se traduziria em coeficientes de difusão turbulenta constante (BOÇON, 1998).

Vardoulakis *et al.* (2002) destacam que, além da aplicação industrial (fontes pontuais), modelos de pluma Gaussiana podem ser utilizados para o cálculo de concentrações de poluentes sobre aglomerações urbanas e com fontes lineares, como rodovias. Dentre os diferentes usos da modelagem, podem ser citados o gerenciamento de tráfego, estudos de exposição humana à poluição do ar e o planejamento urbano. De acordo com esses mesmos autores, esforços têm sido realizados para melhorar o entendimento científico dos processos de dispersão e do gerenciamento do ar urbano. Pesquisas têm dado atenção especial aos cânions urbanos por se tratarem de ruas com alto tráfego de veículos e onde a velocidade do vento transversal é reduzida, sendo, portanto, locais onde o impacto é concentrado.

Os modelos de dispersão aplicados a ruas cânion têm como entrada, basicamente, dados meteorológicos, geometria da rua, posição do receptor, volume de tráfego e fatores de emissão da frota veicular. Entre os mais utilizados em estudos de qualidade do ar urbano em cânions estão os modelos *Operational Street Pollution Model* (OSPM), *AEOLIUS*, *California Line Source Dispersion Model* (CALINE-4), *Calculation of Air pollution from Road traffic* (CAR) e os modelos do tipo *Computational Fluid Dynamics* (CFD). Este termo é utilizado para descrever a análise de sistemas envolvendo o escoamento de um fluido, transferência de calor e reações químicas, diferindo dos demais por sua capacidade de modelar formas complexas e os princípios físicos e químicos mais detalhados (VARDOULAKIS *et al.*, 2003).

Em relação à geometria da rua, que é a variável investigada no presente trabalho, modelos mais simples, como *AEOLIUS* e *CALINE4*, exigem apenas a razão geométrica da rua (W/H), enquanto o *OSPM* considera o comprimento e a orientação da rua, e o espaçamento entre as edificações. Embora os modelos do tipo CFD sejam os mais vantajosos sob este aspecto, por permitirem a modelagem de terrenos e edificações complexas, além de obstáculos fixos e móveis, exigem dados

de entrada mais sofisticados, como a turbulência atmosférica e os coeficientes de rugosidade das superfícies.

No trabalho aqui relatado, foi utilizado o modelo OSPM, desenvolvido pelo Departamento Ambiental Atmosférico do Instituto Nacional de Pesquisa Ambiental da Dinamarca e de aplicação exclusiva a cânions urbanos. Apesar de complexo, por necessitar de grande quantidade de dados de entrada, o modelo é apropriado para escalas menores, como a de até algumas quadras, e permite maior flexibilidade quanto à geometria das vias modeladas, possibilitando a entrada de 12 exceções de altura em relação à altura média selecionada. Comparado aos demais modelos, permite estabelecer o comprimento e orientação da via, além de afastamentos entre as edificações (VARDOULAKIS *et al.*, 2003).

O modelo possibilita calcular as concentrações para os seguintes poluentes: monóxido de carbono, PM10, benzeno, óxidos e dióxido de nitrogênio e ozônio, sendo que para os últimos há um modelo secundário acoplado e específico para reações de transformação do NOx em ozônio.

METODOLOGIA

Local de estudo

Os eixos estruturais foram implantados em Curitiba pelo Plano Serete em 1966 com o objetivo de induzir o crescimento da cidade por meio de eixos adensados, propiciando a uma quantidade maior de pessoas o fácil acesso ao transporte público e ao comércio, que ocupa a base das edificações, predominantemente residenciais. Com o intuito de criar vantagens para a ocupação dos eixos, foi adotado o Plano Massa pela Lei Municipal nº 5.234 de 1975 (CURITIBA, 1975), que aumentou o coeficiente de aproveitamento e permitiu altura livre para as edificações, contribuindo para a configuração em cânion característica destes eixos. A fim de melhorar as condições de iluminação (SCHMID, 2001) e ventilação, a Lei Municipal nº 9.800 de 2000 (CURITIBA, 2000) estabeleceu os afastamentos laterais mínimos em H/6.

No presente estudo, dentre os cinco eixos estruturais existentes, optou-se por analisar um trecho da Avenida Sete de Setembro em função do adensamento construtivo e da proximidade à Estação de Monitoramento de Qualidade do Ar Ouvidor Pardinho (Figura 2), cujos dados meteorológicos foram utilizados na modelagem.

Desenvolvimento do modelo

Foi utilizado o programa OSPM, descrito acima. De acordo com Vardoulakis *et al.* (2003), trata-se de um modelo semiempírico que calcula as concentrações de gases e partículas em pontos, chamados receptores, posicionados em ambos os lados da rua, assumindo três contribuições: direta do escapamento dos veículos, recirculação de poluentes pelo vórtice formado no interior do cânion e concentrações pré-existentes.

Os aspectos mais relevantes do programa OSPM (BERKOWICZ, 2000) são:

- o lado a barlavento recebe a contribuição das emissões diretamente, além da poluição recirculante e uma porção das concentrações pré-existentes; já o lado a sotavento recebe apenas a contribuição das concentrações pré-existentes;
- quando a velocidade do vento se aproxima de zero ou a direção é paralela ao eixo da rua, as concentrações em ambos os lados da rua são iguais.

Os dados necessários ao desenvolvimento do modelo podem ser divididos em:

- Tráfego: composição horária nos dias úteis e finais de semana, segundo a classe do veículo; frota de veículos em relação à classificação e às normas de limite de emissão; quantidade média de veículos por dia e velocidade média. O modelo utiliza a classificação europeia de veículos, divididos em: automóveis de passageiros, vans, caminhões e ônibus. No Brasil, as normas de controle das emissões classificam os veículos em veículos leves, veículos comerciais leves, veículos pesados (ônibus e caminhões) e motocicletas.
- Emissões: concentrações pré-existentes dos poluentes; composição dos combustíveis; fatores de emissão dos veículos; quilometragem média percorrida pela frota (ou tempo de uso).
- Meteorologia: direção e velocidade dos ventos, temperatura, umidade relativa, radiação global, altura da camada de mistura.
- Geometria: largura da rua e altura das edificações.

Os dados utilizados para as simulações efetuadas são de 2007, tendo em vista sua disponibilidade na época em que o estudo foi



Figura 2 - Proximidade da Avenida 7 de Setembro com a Estação de Monitoramento Ouvidor Pardinho, em Curitiba, PR (GOOGLE EARTH, 2008).

realizado (BENDER, 2008). Os resultados obtidos devem ser encarados sob o ponto de vista qualitativo, uma vez que não há dados de concentração de poluentes nas vias em estudo para calibração do modelo. Dessa forma, mais importante do que os valores das concentrações determinados pelo modelo, é a influência da geometria da via e das edificações, na dispersão dos poluentes. A utilização de dados mais recentes de composição da frota e de combustíveis afetaria apenas os valores numéricos das concentrações, permanecendo inalteradas as conclusões acerca da influência da geometria na dispersão.

Composição do tráfego

Para a elaboração da composição diária do tráfego foram utilizados os dados da Diretoria de Trânsito (DIRETRAN) de Curitiba sobre o fluxo de veículos na Avenida Sete de Setembro, onde foram contados automóveis, caminhões, ônibus e motocicletas nos seguintes horários: 6h30 a 8h30, 11h00 a 15h00 e 17h00 a 19h00. Por se tratar de uma pesquisa realizada em 2002, os valores tiveram que ser ajustados para 2007 (cenário presente considerado). Com base nas estatísticas do Departamento de Trânsito (DETRAN), entre os anos mencionados houve aumento de 32,78% no número total de veículos em Curitiba, porém de maneira desigual entre as classes de veículos:

- Veículos leves: incremento de 31,8%;
- Veículos comerciais: 3,1%;
- Veículos pesados: 2,2%;
- Motocicletas: 88,6%.

Para os horários de 12h00, 13h00, 16h00, 18h00 e 21h00, o tráfego foi estimado com base em contagem realizada em campo em agosto de 2007. Antes das 6h00 e após as 21h00 dos dias úteis, a quantidade de veículos foi reduzida em 25% por hora. O tráfego de ônibus foi estimado com base na escala publicada pela Prefeitura de Curitiba. Para o mês de janeiro a proporção horária foi mantida, com redução de 20% no número de veículos (URBS, 2007).

Frota de veículos

Os dados sobre a frota relacionam a classe dos veículos e tipo de combustível às normas de limite de emissão, as quais, por sua vez, estão ligadas às equações para cálculo das emissões de poluentes. Em função da não existência de equações de emissão de poluentes para a frota brasileira, foram relacionadas as fases dos programas de controle de emissões veiculares brasileiro (Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos — PRONCOVE; e Programa de Controle e Poluição de Ar por Motociclos e Veículos Similares — PROMOT) e europeu (EURO), uma vez que as equações de emissão de poluentes deste último se encontram disponíveis. As Tabelas 1 a 3 mostram essas relações para veículos leves e comerciais a gasolina, motocicletas e

veículos pesados, respectivamente. Nessas tabelas, as Fases I a IV referem-se ao PRONCOVE.

Dados sobre a frota de veículos do Paraná, disponibilizados pelo DETRAN/PR (PARANÁ, 2006), mostram que em 2006 o total de veículos no estado era 3.675.703, dentre os quais 68,54% utilizavam gasolina, 10,94% álcool, 10,48% óleo diesel, e 10,04% eram do tipo *flex*, sendo abastecidos tanto com álcool quanto com gasolina. Como o modelo não prevê motores *flex*, estes últimos foram distribuídos uniformemente entre os veículos que utilizam gasolina e os que utilizam álcool, ficando 73,56% a gasolina, 15,96% a álcool e 10,48% a óleo diesel. Para classificar a frota de acordo com o ano de fabricação do veículo, estabelecendo assim um limite máximo de emissão conforme o PRONCOVE, foi usada a tabela de idade dos veículos na capital paranaense conforme as estatísticas do DETRAN/PR (PARANÁ, 2006). Desta forma, para compor a frota de entrada no modelo, com base no ano de 2007, elaboraram-se as Tabelas 1 a 3.

Para o cenário futuro, esta divisão foi efetuada com base no documento do PRONCOVE para o ano de 2010, conforme mostram as Tabelas 4 a 6.

Tabela 1 - Relação entre as fases EURO-PRONCOVE para veículos leves e comerciais a gasolina.

Veículos	Pré-EURO		EURO 3	EURO 4	
	Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV	Fase V
	até 1991	1992-1996	1997-2004	2005-2008	2009-2013
Leves (%)	24,60	14,48	51,58	9,34	0,00
Comerciais (%)	24,60	14,48	51,58	9,34	0,00

Tabela 2 - Relação entre as fases EURO-PROMOT para motocicletas.

Veículos	Convencional			EURO 3
	Pré-PROCONVE	Fase I	Fase II	Fase III
	anterior a 2003	2003-2005	2006-2008	a partir de 2009
Motocicletas (%)	88,53	7,46	4,01	0,00

Tabela 3 - Relação entre as fases EURO-PRONCOVE para veículos pesados.

Veículos	Convencional		EURO 2	EURO 3	EURO 4
	Pré-PROCONVE	Fase III	Fase IV	Fase V	Fase VI
	anterior a 1994	1994-1997	1998-2002	2003-2008	2009-2011
Pesados diesel (%)	49,80	25,19	16,81	8,20	0,00
Ônibus diesel (%)	49,80	25,19	16,81	8,20	0,00

Tabela 4 - Relação no cenário futuro entre as fases EURO-PRONCOVE para veículos leves a gasolina.

Veículos	Pré-EURO		EURO 3	EURO 4	
	Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV	Fase V
	até 1991	1992-1996	1997-2008	2005-2007	2009-2013
Leves (%)	16,30	13,40	35,15	17,58	17,58
Comerciais (%)	16,30	13,40	35,15	17,58	17,58

Composição dos combustíveis

A respeito do controle sobre emissões tóxicas decorrentes da composição dos combustíveis, foram considerados os limites previstos em legislação para as quantidades de enxofre, benzeno e chumbo presentes na gasolina, diesel e álcool.

Tabela 5 - Relação no cenário futuro entre as fases EURO-PROMOT para motocicletas.

Veículos	Convencional			EURO 3
	Pré-PROCONVE	Fase I	Fase II	Fase III
	anterior a 2003	2003-2005	2006-2008	a partir de 2009
Motocicletas (%)	50,00	17,58	17,58	14,84

Tabela 6 - Relação no cenário futuro entre as fases EURO-PRONCOVE para veículos pesados.

Veículos	Convencional	EURO 1	EURO 2	EURO 3	EURO 4
	Pré-PROCONVE	Fase III	Fase IV	Fase V	Fase VI
	anterior a 1994	1994-1997	1998-2002	2003-2008	2009-2011
Pesados diesel (%)	29,70	17,57	17,57	17,57	17,57
Ônibus diesel (%)	29,70	17,57	17,57	17,57	17,57

Tabela 7 - Média mensal dos valores máximos da altura da camada limite atmosférica e número de dias analisados (MALHEIROS, 2004).

Mês	Altura máxima da camada limite atmosférica (m)	Dias analisados
Janeiro	1.263	77
Fevereiro	1.511	49
Março	1.274	57
Abril	1.040	79
Mai	883	80
Junho	937	97
Julho	855	67
Agosto	1.159	82
Setembro	1.049	85
Outubro	1.165	90
Novembro	1.326	88
Dezembro	1.234	88

Tabela 8 - Cenários simulados.

		Largura da rua + recuo frontal (W) (m)	Afastamentos laterais	Simetria Altura (H)	Assimetria Altura (H_{barra}/H_{sot})
Presente	Lei nº 5234/75	30	2,5 m	uniforme	-
Futuro	Lei nº 9800/00	30	H/6	uniforme	-
Fictícios	Cenário A	30 a 40	H/6	uniforme	-
	Cenário B	30	H/6	12 a 48 m	-
	Cenário C	30	H/6	-	a sotavento
	Cenário D	30	H/6	-	a barlavento
	Cenário E	30	H/6	-	ambos os lados
	Cenário F	30	H/6	-	combinação formas

Em relação ao benzeno, o Ministério do Trabalho e da Saúde, pela Portaria nº 3, de 28 de abril de 1982, proibiu a presença dessa substância nos combustíveis em percentuais superiores a 1% em volume. O enxofre é encontrado tanto na gasolina (15 ppm) quanto no diesel (500 ppm). Segundo a Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS, 2005), o teor máximo admissível de chumbo é de 0,005 g.L⁻¹ (gramas de chumbo por litro de gasolina), semelhante ao estabelecido na legislação internacional.

Meteorologia

Os dados meteorológicos horários utilizados na modelagem referem-se à Estação de Monitoramento Ouvidor Pardinho e foram disponibilizados pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP) referentes ao período de novembro de 2006 a novembro de 2007. Para a direção e velocidade dos ventos, foram consideradas, respectivamente, a média anual de 1 m.s⁻¹ e direção variando entre 90 e 135°, intervalo angular dominante em 31% do ano. Nos cenários simulados também foi considerado o vento paralelo ao eixo da rua (0°) para se obter as médias de concentração uniforme. A altura da camada de mistura foi estimada a partir da modelagem de Malheiros (2004) para Curitiba no período de 15 de março de 2001 a 5 de fevereiro de 2003, resultando nas médias mensais ilustradas na Tabela 7.

Geometria da rua

Por fim, a largura da Avenida Sete de Setembro foi obtida de mapas disponibilizados pelo Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba (IPPUC). Os demais parâmetros construtivos foram estimados a partir da própria legislação municipal, tanto a anterior (Lei Municipal nº 5.234, de 1975) quanto a atual (Lei Municipal nº 9.800, de 2000), com o objetivo de comparar a eficiência do H/6 para a redução nas concentrações de poluentes. Além destes, foram gerados cenários fictícios alterando os parâmetros de recuo frontal e altura das edificações e também as relações de simetria entre as edificações a barlavento e sotavento, conforme a Tabela 8, que apresenta os diferentes cenários simulados.

Três formas distintas de assimetria foram consideradas e são ilustradas na Figura 3: a forma de pico (a), depressão (b) e serrilhado (c).

Validação do modelo

A fim de estabelecer a confiabilidade qualitativa dos resultados obtidos por meio do uso do modelo computacional, foram realizados testes de validação. De modo a facilitar o entendimento da influência isolada de cada fator, dada a complexidade do processo de dispersão, utilizou-se inicialmente forma simplificada, admitindo as seguintes características:

- a composição diária de tráfego e sua velocidade são uniformes, ou seja, a mesma quantidade de veículos passa por hora pelos pontos receptores e com a mesma velocidade;
- a variação horária dos fatores meteorológicos não foi considerada para que fosse possível avaliar isoladamente a influência da velocidade e direção do vento.

Consideraram-se para esta simulação, ainda, a razão geométrica igual a 1 (cânion regular) e o tráfego de 25 mil veículos por dia. Inicialmente, a direção do vento foi simulada com variação de 0 a 360°, de 30 em 30°, fixados os demais fatores, para ventos a uma velocidade de 0; 0,5; 1 e 2 m.s⁻¹. Os resultados estão na Tabela 9.

Percebe-se que quando a direção do vento é 0, 180 e 360°, as concentrações nos receptores de sotavento e de barlavento são iguais; o mesmo ocorre quando a velocidade do vento é nula (0 m.s⁻¹). Quando o ângulo formado entre o eixo da rua e a direção do vento se aproxima

de 90 e 270°, ocorrem as maiores diferenças entre as concentrações de lados opostos quando a velocidade do vento é baixa (0,5 m.s⁻¹), sendo aproximadamente 4 vezes maiores no lado a barlavento. Se a velocidade passa para 1 m.s⁻¹, a diferença entre as concentrações a barlavento e sotavento é maior para o ângulo de 120°. À medida que a velocidade do vento aumenta para 2 m.s⁻¹, a diferença entre as concentrações dos receptores posicionados em lados opostos tende a diminuir, pois o vento mais intenso promove maior mistura.

Estes resultados se apresentam compatíveis com os estudos apresentados no referencial teórico, sobretudo considerando as pesquisas de Berkowicz *et al.* (1996), e na revisão realizada por Vardoulakis *et al.* (2003). Entretanto, apresentam incongruência em relação aos estudos de Park *et al.* (2004) para os ângulos de 90 e 270°, quando a velocidade do vento é 2 m.s⁻¹, já que estes deveriam conduzir a valores mínimos de concentração e não máximos. Isso provavelmente se deve ao fato de Park *et al.* (2004) terem concentrado as análises em cânions profundos, enquanto neste trabalho foi considerado um cânion regular.

A fim de verificar a influência do aumento do tráfego, a quantidade de veículos foi variada de 10 a 50 mil veículos por dia, com incrementos de 10 mil. Novamente a razão geométrica foi fixada em 1, com o vento soprando a uma velocidade de 1 m.s⁻¹ e paralelo ao eixo da rua (0°). Os resultados estão listados na Tabela 10.

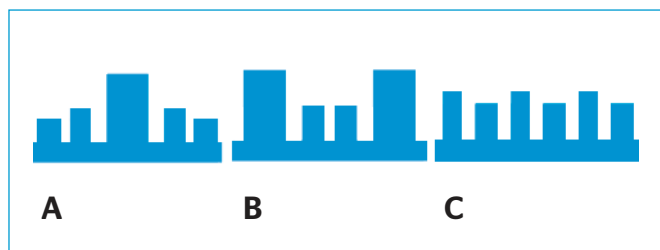


Figura 3 - Elevação frontal das formas simuladas.

Tabela 10 - Resultados das concentrações (em ppb) para os receptores a sotavento e barlavento, para 10 a 50 mil veículos por dia.

Veículos (mil/dia)	CNO _{x_sot}	CNO _{x_barl}	CNO _{2sot}	CNO _{2barl}	CO _{3sot}	CO _{3barl}
10	2,68	2,68	2,06	2,06	48,26	48,26
20	7,67	7,67	5,80	5,80	45,12	45,12
30	12,69	12,69	9,41	9,41	42,11	42,11
40	17,78	17,78	12,92	12,92	39,22	39,22
50	22,66	22,66	16,12	16,12	36,60	36,60

Tabela 9 - Resultados das concentrações (em ppb) para os receptores a sotavento e a barlavento, para velocidades de 0 a 2 m.s⁻¹ e direção do vento de 0° a 360°.

Velocidade	2 m.s ⁻¹		1 m.s ⁻¹		0,5 m.s ⁻¹		0 m.s ⁻¹	
	Sotavento	Barlavento	Sotavento	Barlavento	Sotavento	Barlavento	Sotavento	Barlavento
0	2,08	2,08	3,29	3,29	21,24	21,24	88,09	88,09
30	3,80	5,25	2,04	4,44	16,70	26,21	88,40	88,40
60	8,60	9,07	3,29	6,04	11,31	28,79	88,40	88,40
90	10,56	10,56	4,90	6,94	6,80	29,45	88,09	88,09
120	8,60	9,07	3,29	6,04	11,31	28,79	88,40	88,40
180	2,08	2,08	3,29	3,29	21,24	21,24	88,40	88,40
210	5,25	3,80	4,44	2,04	21,24	21,24	88,09	88,09
240	9,07	8,60	6,04	3,29	26,21	16,70	88,40	88,40
270	10,56	10,56	6,94	4,90	28,79	11,31	88,40	88,40
300	9,07	8,60	6,04	3,29	29,45	6,80	88,09	88,09
330	5,25	3,80	4,44	2,04	28,79	11,31	88,40	88,40
360	2,08	2,08	3,29	3,29	21,24	21,24	88,40	88,40

Sendo o tráfego diário e as concentrações pré-existentes às duas contribuições admitidas pelo modelo, esperava-se que o aumento de 10 mil veículos por dia representasse também um incremento considerável nas concentrações, o que foi verificado, já que as concentrações pré-existentes foram mantidas constantes.

Finalmente, as razões H/W de 0,3 e 0,5 para cânions rasos, 1,0 para cânions regulares e 2,0 para profundos (HUANG *et al.*, 2003) foram comparadas, considerando direção do vento igual a 0° (de forma a produzir concentrações semelhantes para ambos receptores) e para o ângulo de 90°, com velocidade do vento de 1 m.s⁻¹. Os resultados estão na Tabela 11.

Observa-se que para cânions profundos a concentração de poluentes é maior que para os rasos, já que nestes últimos as trocas de ar são facilitadas. Este efeito também pode ser observado nos resultados de Chang e Meroney (2003), Liu *et al.* (2004) e Xiaomin *et al.* (2006).

Tendo isso em vista, bem como a sua compatibilidade com resultados disponíveis na literatura, considera-se verificado o correto funcionamento do modelo para as condições testadas.

RESULTADOS

A Figura 4 compara os resultados de modelagem considerando a legislação anterior (Lei nº 5.234/1975) e a atual (Lei nº 9.800/2000), percebendo-se redução de aproximadamente 30% nas concentrações de NO_x (Figura 4a) da anterior para a atual legislação, quando a direção do vento é paralela ao eixo da rua. Se o vento sopra perpendicularmente ao eixo da rua (Figura 4b), as concentrações a sotavento sofrem pouca variação de uma lei para outra (aproximadamente 11%) se comparadas às concentrações a barlavento (aproximadamente 33%). Já para vento de 135° (Figura 4c), observa-se que as concentrações a sotavento são elevadas para a lei atual, enquanto uma diferença maior é observada nas concentrações a barlavento (aproximadamente 39%). Deve-se enfatizar que a simulação se ateu aos resultados da família NO_x, mas que os mesmos resultados qualitativos se aplicam a outras substâncias.

Tabela 11 - Concentrações (em ppb) para os receptores a sotavento e barlavento, para direção do vento de 0° e 90° e diferentes razões H/W.

Razão H/W	Direção	CNO _{x_sot}	CNO _{x_barl}	CNO _{2_sot}	CNO _{2_barl}	CO _{3sot}	CO _{3barl}
0,3	0	6,33	6,33	3,84	3,84	46,92	46,92
	90	0,00	0,18	0,00	0,11	50,00	49,91
0,5	0	7,63	7,63	5,08	5,08	45,83	45,83
	90	3,19	3,37	2,16	2,28	48,22	48,12
1,0	0	9,72	9,72	7,01	7,01	44,15	44,15
	90	3,62	8,26	2,67	5,99	47,77	45,00
1,5	0	10,76	10,76	7,98	7,98	43,31	43,31
	90	8,82	15,18	6,59	11,08	44,47	40,74
2,0	0	11,22	11,22	8,46	8,46	42,89	42,89
	90	19,42	26,99	14,20	19,13	38,13	34,11

A Tabela 12 apresenta os resultados obtidos para os demais cenários analisados. Percebe-se que as concentrações decrescem na medida em que o recuo frontal aumenta. Quando o vento sopra paralelo à via (0°), as concentrações se mantêm uniformes, enquanto para 90 e 135° as concentrações a barlavento são maiores que a sotavento.

Quanto à variação de altura da torre acima do embasamento (Figura 5a), verifica-se que as concentrações variam de modo não uniforme com a altura. Se o vento sopra a 0°, as concentrações mais altas ocorrem quando as edificações são mais baixas, diminuindo para alturas até 30 m e aumentando para aquelas acima de 30 m. Para o vento soprando a 90°, tem-se a concentração máxima a barlavento para alturas relativamente baixas, de 18 m, com os mesmos níveis ocorrendo

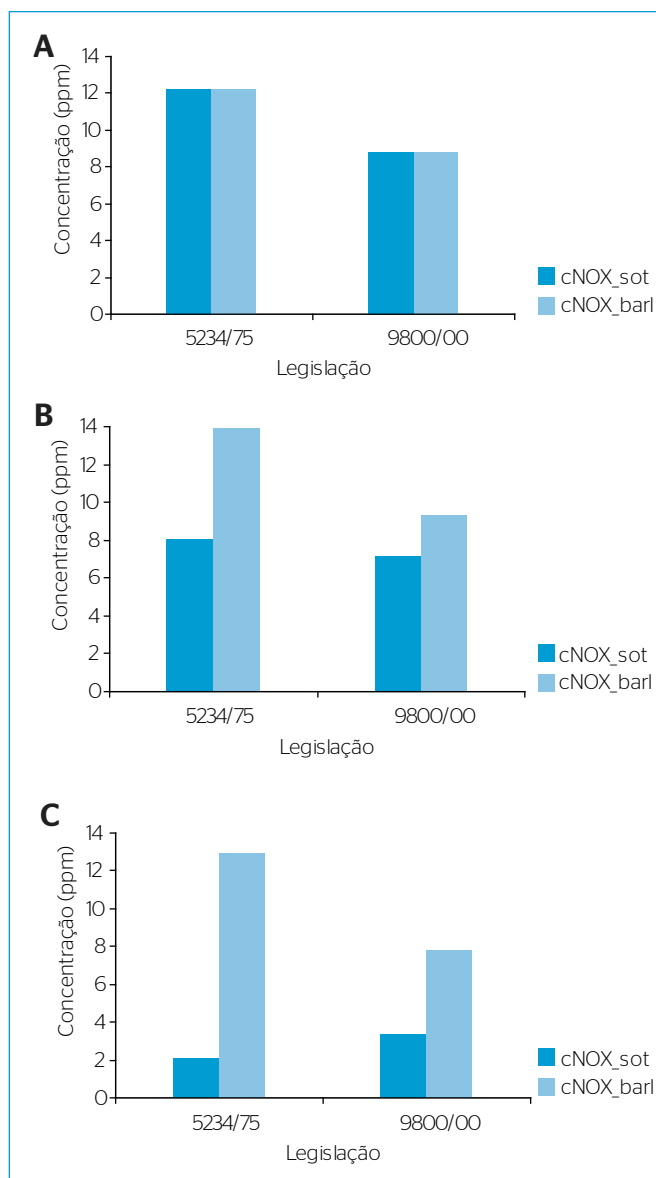
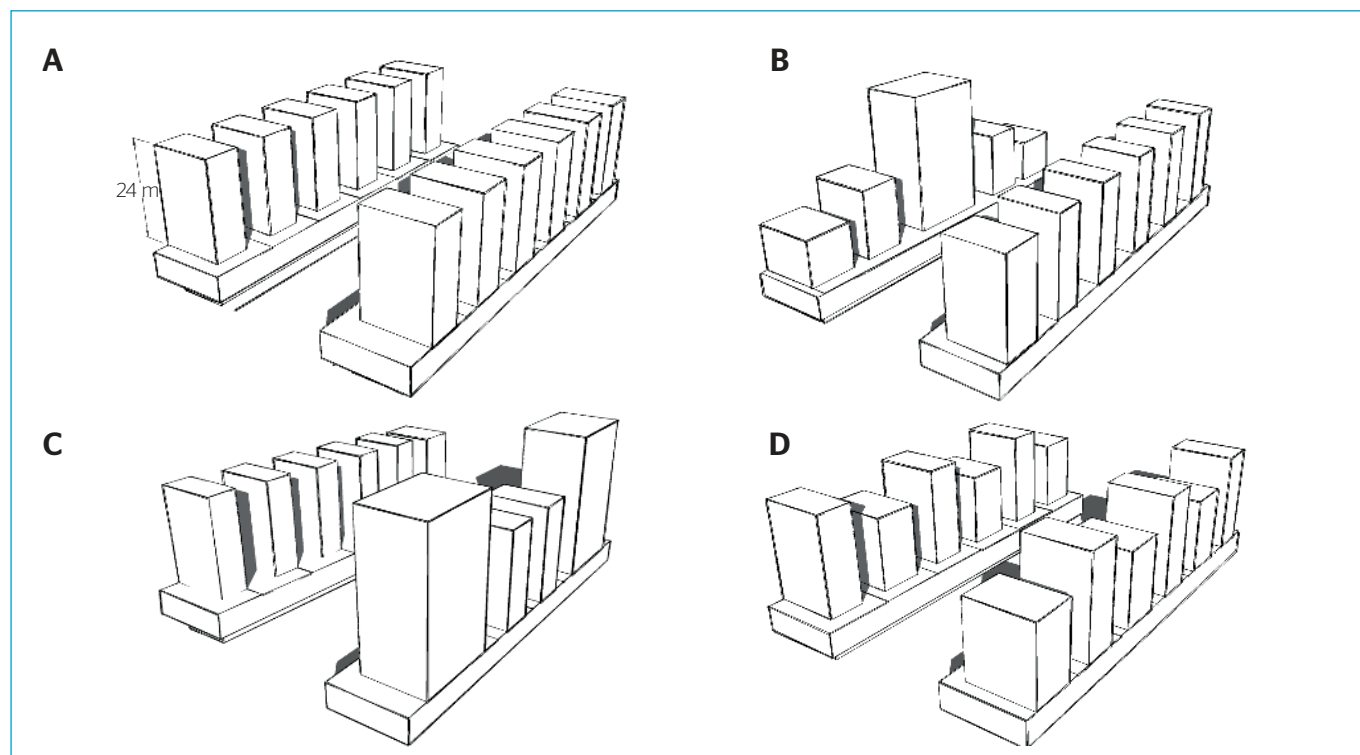


Figura 4 - Concentração de NO_x (ppm) a sotavento e a barlavento para a legislação anterior (5234/75) e atual (9800/00). (a) Direção do vento de 0°; (b) vento de 90°, (c) vento de 135°.

Tabela 12 - Resumo dos resultados das análises efetuadas - concentrações de NOx (ppb) a sotavento e a barlavento para diversas configurações geométricas e direções de vento.

Geometria		Direção do vento					
		0°		90°		135°	
		CNOx _{sot}	CNOx _{barl}	CNOx _{sot}	CNOx _{barl}	CNOx _{sot}	CNOx _{barl}
Recuo frontal + caixa da rua (W) (m)	30	6,24	6,24	5,08	6,62	2,38	5,56
	32	5,99	5,99	4,97	6,33	2,50	5,41
	34	5,78	5,78	4,88	6,04	2,64	5,24
	36	5,57	5,57	4,80	5,72	2,77	5,05
	38	5,37	5,37	4,72	5,47	2,88	4,84
	40	5,18	5,18	4,63	5,25	2,98	4,67
Altura (H) (m)	12	6,65	6,65	5,33	6,46	2,23	4,74
	18	6,52	6,51	5,06	6,74	2,12	5,67
	24	6,24	6,24	5,08	6,62	2,38	5,56
	30	5,58	5,57	4,71	6,34	2,82	10,93
	36	5,58	5,57	4,69	6,66	4,50	12,84
	42	5,90	5,89	4,82	6,18	6,60	14,21
Variável a sotavento	48	6,00	5,88	4,95	6,12	6,69	13,81
	Pico	6,32	6,43	5,36	6,48	2,38	5,56
	Depressão	6,57	5,61	5,08	6,62	2,38	5,56
Variável a barlavento	Serrilhado	6,28	6,38	5,08	6,62	2,38	5,56
	Pico	6,43	6,32	5,38	6,48	2,11	10,66
	Depressão	5,61	6,57	4,44	6,56	2,30	3,92
Ambos os lados	Serrilhado	6,28	6,29	4,98	6,66	2,15	5,51
	Pico	6,51	6,51	4,33	12,89	4,33	12,89
	Depressão	5,94	5,93	4,44	6,56	2,30	3,92
Combinação de formas	Serrilhado	6,33	6,42	4,98	6,66	2,15	5,51
	Pico-Depressão	6,76	5,69	5,36	6,47	2,00	10,56
	Depressão-Pico	5,69	6,76	4,39	6,92	2,29	5,63
	Depressão-Serrilhado	6,62	5,63	2,15	5,51	2,15	5,51
	Pico-Serrilhado	6,37	6,47	2,15	5,51	2,15	5,51
	Serrilhado-Pico	6,37	6,47	2,15	5,51	2,15	5,51

**Figura 5** - Exemplos de configuração geométrica das alturas das torres. (a) Uniforme; (b) pico a sotavento; (c) depressão a barlavento; (d) serrilhado em ambos os lados.

quando a altura é 36 m. As concentrações mínimas ocorrem para as alturas maiores, de 42 a 48 m. No lado de sotavento, as concentrações mínimas ocorrem para alturas médias, de 30 e 36 m. Quando o vento sopra a 135°, as concentrações a sotavento são consideravelmente inferiores àquelas a barlavento, com valores maiores para alturas de 30 a 48 m, e o máximo ocorrendo para torres de 42 m.

Se a altura deixa de ser uniforme a sotavento (Figura 5b), observa-se que as concentrações se mantêm uniformes para as três configurações geométricas para ventos soprando a 0 e 90°, apresentando redução quando o vento sopra a 135°.

Quando a altura deixa de ser uniforme a barlavento (Figura 5c), as concentrações nas configurações de pico e serrilhado são inferiores a barlavento, quando o vento é paralelo ao eixo da rua. Já quando o vento sopra a 135°, as concentrações se elevam a barlavento para a configuração em pico.

Variando as alturas em ambos os lados (Figura 5d), as concentrações mostram-se uniformes quando o vento sopra a 0°, com pouca redução para a configuração com depressão. Se o vento sopra a 90°, há aumento considerável da concentração a barlavento na configuração com pico. As configurações com depressão e serrilhado apresentam concentrações mais baixas se comparadas às demais situações nas quais a altura é variada. O mesmo acontece no caso do vento soprar a 135°, porém com concentrações mais elevadas para a configuração com pico, em ambos os lados da via.

Na combinação de diferentes situações morfológicas (Figura 6) percebe-se que para o vento a 0°, as concentrações de NO_x para os cenários de pico a sotavento e serrilhado a barlavento (Figura 6a) ficam próximas àquela verificada na situação inversa, com serrilhado a sotavento e pico a barlavento.

O inverso ocorre para pico a sotavento e depressão a barlavento. Quando o vento sopra a 90°, percebe-se que a forma de pico a sotavento

e depressão a barlavento e sua situação espelhada (Figura 6b) são as que conduzem a concentrações mais elevadas de NO_x . Já as concentrações dos demais cenários morfológicos se assemelham. O mesmo ocorre se o vento sopra a 135°, quando a pior situação ocorre com pico a sotavento e depressão a barlavento.

Como as concentrações mais altas foram verificadas para a configuração de pico em ambos os lados da rua, analisou-se este cenário para um período mais longo, com as condições reais de meteorologia e tráfego do ano de 2007. O mesmo tipo de simulação foi realizado para o caso de depressão a barlavento, a fim de comparar os resultados, ilustrados na Figura 7.

Cabe notar que, como a direção do vento tem grande variação, os lados da via não são designados por sotavento e barlavento, mas por receptores 1 e 2. Comparando os dois resultados, observa-se que o cenário com a forma de pico em ambos os lados conduziu, em média, a concentrações maiores para o NO_x . Desta forma, pode-se dizer que os resultados obtidos a partir da modelagem simplificada estão alinhados com a modelagem realizada com dados reais de meteorologia e tráfego.

CONCLUSÕES

Comparando os resultados obtidos considerando a configuração prevista na Lei n° 9.800, de 2000, em vigor, e a configuração prevista na Lei n° 4.234, de 1975, percebe-se que a consolidação da lei em vigor nos eixos estruturais traria redução de 33 a 39% nas concentrações de poluentes, com exceção da concentração a sotavento, quando a direção do vento é perpendicular ao eixo da rua. Esta redução era esperada já que o aumento dos afastamentos laterais, proporcionais à altura da edificação, propicia e facilita a circulação do ar e a dispersão das emissões veiculares.

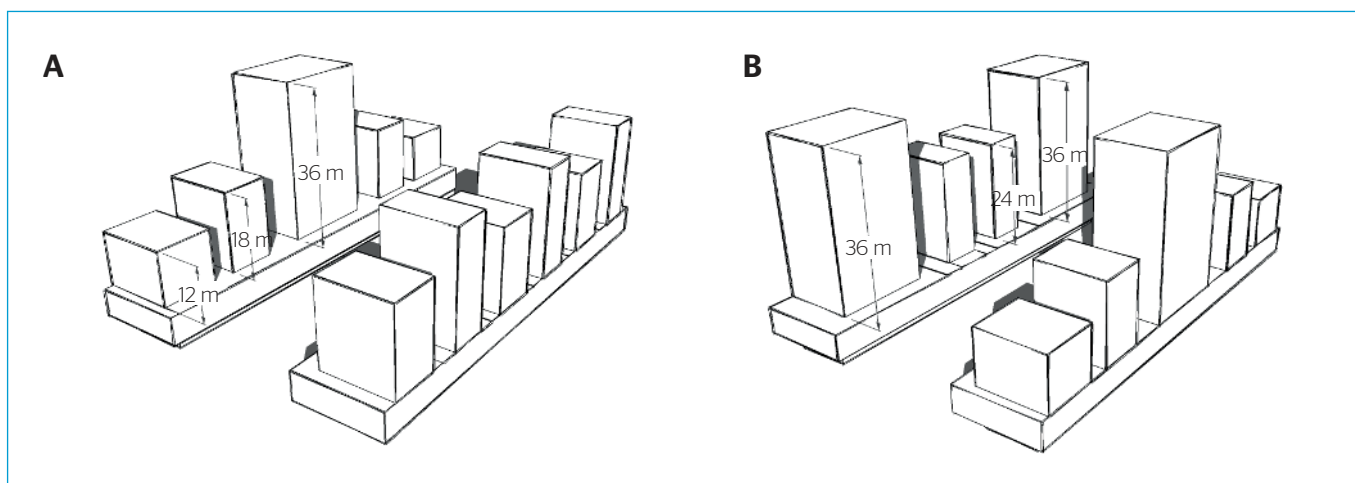


Figura 6 - Combinação entre as formas. (a) Pico a sotavento e serrilhado a barlavento; (b) Depressão a sotavento e pico a barlavento.

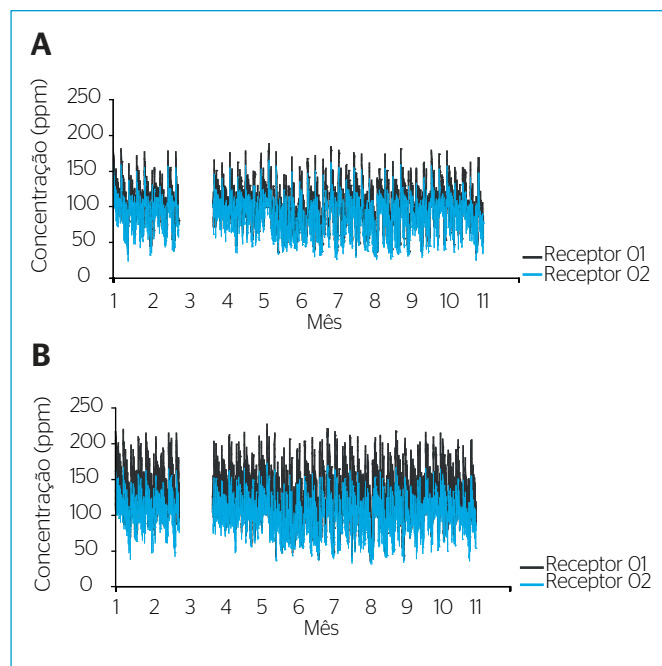


Figura 7 - Resultados da concentração de NO_x. (a) Depressão a barlavento; (b) pico em ambos os lados da rua.

O efeito do H/6, enquanto afastamento lateral, faz com que a relação entre a variação de altura e as concentrações de NO_x não sejam lineares, ocorrendo em algumas situações valores altos de concentração para alturas baixas.

Em relação aos recuos frontais, o aumento do recuo para cada lote resulta em reduções mais significativas se comparado à diminuição da altura das edificações e na variação destas a sotavento, barlavento e em ambos os lados, nas situações nas quais o vento é paralelo ao eixo da rua. Entretanto, isto depende fortemente da direção do vento. No receptor a sotavento, sobretudo quando o vento é perpendicular ao alinhamento da rua e a diferença entre as concentrações é mais acentuada, a redução na altura da edificação se torna mais eficiente se comparada ao aumento do recuo.

A variação de altura a sotavento não contribuiu significativamente para a redução das concentrações de NO_x, com exceção de uma leve diminuição na forma de depressão, quando a direção do vento é paralela ao eixo da rua. Neste caso, variações nas concentrações de NO_x entre as formas pico, depressão e serrilhado não foram observadas.

Já a variação da altura a barlavento foi mais eficiente na redução das concentrações somente quando o vento soprou formando ângulos maiores que 90°. A variação nas concentrações ocorreu mais significativamente para as formas de depressão e serrilhado, sendo mais acentuada no primeiro caso. Este fato é justificado pela redução de altura provocada pela forma de depressão. Com altura menor a barlavento, as concentrações tendem a ser menores se comparadas à situação oposta (pico), concordando com os estudos de Wang *et al.* (2006) e Assimakopoulos, Apsimon e Moussiopoulos (2003).

A variação das edificações em ambos os lados da rua faz com que perceba-se leve redução nas concentrações quando o vento sopra perpendicular ao eixo da rua, se comparado à mudança de altura a sotavento e a barlavento. Quando o vento é perpendicular ao eixo da rua, uma elevação considerável nas concentrações a barlavento é verificada na forma de pico, sendo que o mesmo ocorre quando o vento sopra a um ângulo de 135°. Este efeito pode ser explicado pela altura dos edifícios, que, por ser mais elevada na parte central da quadra, acaba dificultando a circulação de ar e, conseqüentemente, a dispersão. Com esta forma em ambos os lados, o aumento nas concentrações foi ainda mais significativo para o vento soprando a 135°.

A forma de depressão, dentre as opções modeladas, foi a que conduziu às menores concentrações. Os resultados mostram também que seria suficiente variar ou reduzir a altura somente a barlavento, ficando o lado oposto uniforme.

Para o vento soprando perpendicular ao eixo, as combinações entre depressão e serrilhado, pico e serrilhado e serrilhado e pico, a sotavento e barlavento, respectivamente, mostraram-se mais eficientes se comparadas às formas espelhadas de depressão e serrilhado. Já para as combinações de pico e depressão e seu inverso, as concentrações foram mais baixas a barlavento, porém mais altas a sotavento, em relação ao cenário de pico espelhado.

Em resumo, pode-se afirmar que:

- a Lei n° 9.800, de 2000, em vigor, é mais eficiente na ventilação da rua e, conseqüentemente, na dispersão de poluentes se comparada à Lei n° 4.234, de 1975, graças ao aumento dos afastamentos laterais provocados pelo H/6;
- o aumento do recuo se revela mais eficiente que a variação da altura das edificações quando a direção do vento é 0°;
- se a direção do vento é 135°, o aumento da altura da torre de 30 a 48 m provoca incremento significativo nas concentrações;
- a variação de altura a barlavento é mais significativa na redução das concentrações se comparada à da altura a sotavento, para ângulos de 90 e 135°;
- as formas de pico a barlavento e em ambos os lados conduzem às maiores concentrações para ventos de 90 e 135°, sendo superadas somente pela configuração uniforme com torres de 30 a 48 m de altura, quando o vento forma 135° com o eixo da rua;
- a forma de depressão a barlavento e em ambos os lados foi a situação modelada mais eficiente quanto à dispersão, comparada aos demais cenários;
- é importante que se conheça os regimes de ventos, direção e velocidade para o local de estudo, já que estes fatores são determinantes para o estabelecimento de uma legislação de ocupação do solo mais favorável à circulação de ar, sobretudo em áreas nas quais se pretendem o adensamento e a alta circulação de veículos.

As conclusões “e” e “f” podem ser explicadas pela posição do receptor no meio da quadra, não sendo possível, no modelo, variar a sua posição. Assim,

as conclusões obtidas concordam com as publicadas por Assimakopoulos, *et al.* (2003) e Wang *et al.* (2006) sobre a eficiência da redução da altura a barlavento para a melhor dispersão de poluentes.

Embora as conclusões tenham se mostrado satisfatórias para o estudo de caso de caráter exploratório, não são suficientes para a implantação de mudanças na legislação de ocupação do solo, já que necessitam de aprofundamento quantitativo. Entretanto, os resultados permitem sugerir as seguintes alterações na legislação, que devem ser objeto de análise mais aprofundada antes de sua implementação:

- o afastamento proporcional à altura da edificação, dada a sua eficiência na dispersão em comparação à antiga lei em vigor, deve ser mantido mesmo nos trechos do eixo estrutural já consolidados, sem exceção;

- reduzir a altura no lado oposto ao vento predominante;
- aumentar, nos trechos não consolidados, o recuo frontal da sobreloja, que hoje se encontra sobre a projeção do lote.

Por fim, salienta-se que o presente trabalho ilustra apenas uma das alternativas para minimizar o problema da degradação da qualidade do ar por emissões veiculares. Embora vista aqui sob a ótica do planejamento urbano, mais especificamente dos parâmetros construtivos definidos pela legislação municipal, trata-se de uma questão ampla e multidisciplinar e que, portanto, requer abordagens e discussões envolvendo diversas áreas do conhecimento para que seja possível atingir uma solução completa para o problema.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (ANP). (2005) *Resolução ANP nº 6, de 24.2.2005 - DOU 25.0.2005*. Diário Oficial da União; 2005.

ASSIMAKOPOULOS, V.D.; APSIMON, H.M.; MOUSSIOPOULOS, N. (2003) A numerical study of atmospheric pollutant dispersion in different two-dimensional street canyon configurations. *Atmospheric Environment*, v. 37, n. 29, p. 4037-4049.

AZUAGA, D. (2000) *Danos ambientais causados por veículos leves no Brasil*. Tese (Mestrado em Engenharia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

BENDER, A.P. (2008) *A influência da legislação de ocupação do solo para a qualidade do ar: estudo de caso nos eixos estruturais em Curitiba - Paraná*. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental) - Universidade Positivo, Curitiba.

BERKOWICZ, R.; PALMGREN, F.; HERTEL, O.; VIGNATI, E. (1996) Using measurements of air pollution in street for evaluation of urban air quality - meteorological analysis and model calculations. *The Science of the Total Environment*, n. 190, p. 259-265.

BERKOWICZ, R. (2000) OSPM - A parameterised street pollution model. *Environmental Monitoring and Assessment*, n. 65, p. 323-331.

BOÇON, F.T. (1998) *Modelagem matemática do escoamento e da dispersão de poluentes na microescala atmosférica*. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

CHANG, C.H. & MERONEY, R.N. (2003) Concentration and flow distributions in urban street canyons: wind tunnel and computational data. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, v. 91, n. 9, p. 1141-1154.

CURITIBA. (1975) *Lei nº 5234/75*. Modifica a Lei nº 4199/72 e dá outras providências. Diário Oficial; 1975.

CURITIBA. (2000) *Lei Municipal nº 9800/2000*. Dispõe sobre o zoneamento, uso e ocupação do solo no município de Curitiba, revoga as Leis nº 4199/72, 5234/75, 5263/75, 5490/76, 6204/81, 6769/85, 7068/87 e 7622/91, e dá outras providências. Diário Oficial, 2000.

FRANCO, N.J.N. (2005) *Aplicação de um modelo de trajetórias na simulação do transporte de radionuclédeos na atmosfera*. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

GOOGLE EARTH (2008) Versão 4.2.0205.5730. [S.l.]: Mountain View, CA: Google Inc., 2008.

HUANG, Y.D.; JIN, M.X.; SUN, Y.N. (2003) Numerical studies on airflow and pollutant dispersion in urban street canyons formed by slanted roof buildings. *Journal of Hydrodynamics*, v. 19, n. 1, p. 100-106.

LIU, C.H.; BARTH, M.C.; LEUNG, D.Y.C. (2004) Large-eddy simulation of flow and pollutant transport in street canyons of different building-height-to-street-width ratios. *Journal of Applied Meteorology*, v. 43, p. 1410-1424.

MALHEIROS, A.L. (2004) *Avaliação de modelos para a altura da camada limite atmosférica urbana e seus efeitos sobre a qualidade do ar*. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

MIRAGLIA, S.G.; SALDIVA, P.H.; BÖHM, G.M. (2005) An evaluation of pollution health impacts and costs in São Paulo, Brazil. *Environmental Management*, v. 35, n. 5, p. 667-676.

MOREIRA, D. & TIRABASSI, T. (2004) Modelo matemático de dispersão de poluentes na atmosfera: um instrumento técnico para a gestão ambiental. *Revista Ambiente e Sociedade*, v. 7, n. 2, p. 159-172.

OKE, T.R. (1988) The urban energy balance. *Progress in Physical Geography*, v. 12, n. 4, p. 471-508.

PARANÁ. Secretaria de Estado da Segurança Pública. Departamento de Trânsito. (2006) *Anuário estatístico 2006*. Curitiba: DETRAN/PR; 2006

PARK, S.K.; KIM, S.D.; LEE, H. (2004) Dispersion characteristics of vehicle emission in an urban street canyon. *Science of the Total Environment*, v. 323, n. 1-3, p. 263-271.

ROMERO, M.A.B. (2000) *Princípios bioclimáticos para o desenho urbano*. 2 ed. São Paulo: ProEditores, 123 p.

SANTOS, R.M. (2004) *Morfologia Urbana e Conforto Térmico*. AUP 823: Seminário de Integração, Universidade de São Paulo, São Paulo.

SCHMID, A.L. (2001) Daylighting and Insolation in High-density Urban Zones: How Simulation Supported a New Law in Curitiba. In: Building Simulation, Proceedings of the Seventh International Building Performance Simulation Association (IBPSA). Rio de Janeiro: IBPSA. p. 1093-1099.

URBS. (2007) Horário de ônibus - rede integrada de transporte. Disponível em: <<http://www.urbs.curitiba.pr.gov.br/horario-de-onibus>>. Acesso em: 28 ago. 2007.

VARDOULAKIS, S.; FISHER, B.E.A.; PERICLEOUS, K.; FLESCA, N.G. (2003) Modelling air quality in street canyons: a review. *Atmospheric Environment*, v. 37, n. 2, p. 155-182.

XIAOMIN, X.; ZHEN, H.; JIASONG, W. (2006) The impact of urban street layout on local atmospheric environment. *Building and Environment*, v. 41, n. 10, p. 1352-1363.

WANG, J.S.; ZHAO, B.Q.; YE, C.; YANG, D.Q.; HUANG, Z. (2006) Optimizing layout of urban street canyon using numerical simulation coupling with mathematical optimization. *Journal of Hydrodynamics*, v. 18, n. 3, p. 345-351.