

Estudo computacional das emissões e dispersões atmosféricas do processo Kraft de produção de celulose: avaliação da qualidade do ar

Computational study of the atmospheric emissions and dispersions from Kraft pulp production: air pollution assessment

Joelma Ribeiro de Melo¹, Ed Pinheiro Lima², Marcelino Luiz Gimenes³

RESUMO

A produção de celulose Kraft está associada à emissão de poluentes que causam danos ao ambiente, ao patrimônio e à saúde humana. O objetivo do trabalho consiste em estimar a concentração dos poluentes atmosféricos em um raio de 10 km em torno de uma grande fonte emissora, comparar as concentrações simuladas com normas nacionais e com limites específicos com algum efeito a saúde, além de avaliar o comportamento dos poluentes por análise dos mapas de dispersão. As concentrações foram estimadas pelo modelo de dispersão atmosférica Aermod para o ano de 2012. As concentrações máximas estimadas pelo modelo foram: 11,62 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (24 h) e 2,06 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (1 ano) para o material particulado inalável; 2,59 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (1 h) e 0,27 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (24 h) para os compostos reduzidos de enxofre; 0,47 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (24 h) e 0,09 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (1 ano) para o óxido de enxofre; 189,36 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (1 h) e 5,83 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (1 ano) para o óxido de nitrogênio; 13,26 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (8 h) e 5,63 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (24 h) para o monóxido de carbono. Não houve violação dos valores estabelecidos na Resolução CONAMA n° 003/1990, da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (1979) e dos valores que causam algum efeito a saúde.

Palavras-chave: emissões industriais; processo Kraft; modelagem de dispersão atmosférica; Aermod.

ABSTRACT

The Kraft pulp production is associated with the emission of harmful air pollutants that cause impacts in the environment, property and human health. This study aimed to quantify the concentration of air pollutants in a radius of 10 km around a large emission source, to compare simulated concentrations according to the national standards and the specific limits with some health effect, as well as to evaluate the behaviour of pollutants by analysis of dispersion maps. The pollutant concentrations were estimated by the use of Aermod atmospheric dispersion model for the year 2012. Peak concentrations estimated by the model were: 11.62 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (24 h) and 2.06 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (1 year) for respirable particulate matter; 2.59 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (1 h) and 0.27 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (24 h) for reduced sulfur compounds; 0.47 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (24 h) and 0.09 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (1 year) for sulfur oxides; 189.36 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (1 h) and 5.83 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (1 year) for nitrogen oxide; 13.26 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (8 h) and 5.63 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (24 h) for carbon monoxide. There was no violation in the amounts established by the CONAMA Resolution n° 003/1990, United State Environmental Protection Agency (1979) and the values which can cause some health effect.

Keywords: industrial emissions; Kraft process; modeling atmospheric dispersion; Aermod.

INTRODUÇÃO

Dispersão de poluentes e efeitos à saúde

O ar atmosférico é considerado um requisito básico para a saúde humana e o bem-estar. No entanto, a poluição do ar continua a representar uma ameaça significativa para a saúde em todo o mundo (WHO, 2006).

Segundo Jawjit *et al.* (2007), atividades importantes na indústria de polpação Kraft conduzem a problemas ambientais devido ao uso

de combustíveis, de água e de produtos químicos no processo de produção. As emissões gasosas têm sido um dos aspectos mais relevantes nas indústrias e estão entre os principais impactos ambientais causados pelas fábricas de celulose e papel.

Os efeitos da poluição por emissão de poluentes sobre a saúde têm sido estudados em todo o mundo, os quais incluem desde irritações oculares e respiratórias, crônicas e cardiovasculares, podendo resultar em internações ou levar até à morte (SOUSA *et al.*, 2012).

¹Engenheira Química pela Faculdade de Telêmaco Borba (FATEB). Doutoranda em Engenharia Química Universidade Estadual de Maringá (UEM) - Maringá (PR), Brasil.

²Doutor em Engenharia Química pela UEM. Professor Adjunto do Departamento de Tecnologia da UEM - Maringá (PR), Brasil.

³Pós-Doutorado em Engenharia Química pela University of Waterloo. Professor Titular do Departamento de Engenharia Química da UEM - Maringá (PR), Brasil.

Endereço para correspondência: Marcelino Luiz Gimenes - Avenida Colombo, 5790, bloco E46, sala 09, Jardim Universitário - 87020-900 - Maringá (PR), Brasil - E-mail: rmjoelma@gmail.com

Recebido: 15/06/14 - **Aceito:** 10/06/15 - **Reg. ABES:** 136359

Estudos têm relatado forte associação entre os efeitos adversos para a saúde e os níveis de poluentes atmosféricos prioritários (material particulado inalável ($MP_{10}/MP_{2.5}$), ozônio (O_3), dióxido de nitrogênio (NO_2), dióxido de enxofre (SO_2) e monóxido de carbono (CO)), que estão bem abaixo dos padrões estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), a Organização Mundial de Saúde (OMS) e outras agências (CURTIS *et al.*, 2006).

Outro problema ambiental da indústria de celulose Kraft é o odor causado pela emissão dos compostos reduzidos de enxofre (TRS) gerados pela designificação de madeiras de um modo em geral. Este conjunto de compostos são o sulfeto de hidrogênio (H_2S), metil mercaptana (CH_3SH), dimetil sulfeto [$(CH_3)_2S$] e dimetil dissulfeto [$(CH_3)_2S_2$]. Os compostos reduzidos de enxofre são severos poluentes atmosféricos, mesmo a níveis de partes por bilhão e podem causar desde irritação nas vias respiratórias até a morte (MOURA; FOELKEL; FRIZZEL, 2002).

O problema da poluição atmosférica é tratado, em cada país, por meio de leis e estudos, tendo como uma das ferramentas de avaliação os modelos de dispersão de poluentes usados pelas agências reguladoras a fim de que se possa efetuar um controle da qualidade do ar. Modelos de qualidade do ar desempenham papel importante no fornecimento de informações mais eficientes para a gestão e o planejamento da qualidade do ar, uma vez que são suficientemente capazes de ligar a causa da poluição com o efeito, para uma grande diversidade de cenários que podem ser simulados (SONAWANE; PATIL; SETHI, 2012; MOREIRA & TIRABASSI, 2004).

Modelos algébricos são, em geral, com base na aproximação Gaussiana de perfis horizontais e verticais da concentração. Estes modelos empregam várias expressões empíricas a fim de incluir o efeito de obstáculos, topologia, direção/velocidade dos ventos, reações químicas, etc., sendo um dos modelos mais usados pelas agências reguladoras o modelo AERMOD (MELO *et al.*, 2012).

O modelo de dispersão atmosférica AERMOD é um modelo recomendado pela USEPA para fins regulatórios. É um modelo em estado estacionário, aplicável para áreas urbanas e rurais, para terrenos planos ou complexos e múltiplas fontes (pontuais, área, linha e volume); sendo capaz de caracterizar a camada limite atmosférica, construindo perfis verticais de variáveis meteorológicas com base em medições e extrapolações de medições usando relações de similaridade (USEPA, 2004).

O presente trabalho consiste em um estudo da dispersão dos poluentes atmosféricos MP_{10} , TRS, SO_x , NO_x e CO, emitidos por fontes fixas do sistema de recuperação química de uma indústria de papel e celulose Kraft, situada em uma região do centro-leste do Estado do Paraná, Brasil. A cidade onde a indústria está localizada não apresenta, como a maioria das cidades brasileiras, uma rede de monitoramento para qualidade do ar. Uma análise comparativa da relação entre a poluição emitida pela indústria com uma concentração do poluente que apresenta algum efeito à saúde da população exposta à poluição emitida pela indústria também é um dos objetivos deste trabalho.

METODOLOGIA

Para execução da simulação da dispersão de poluentes utilizou-se o modelo AERMOD, executado em ambiente Windows pelo *software* da empresa *Lakes Environmental Consultants Inc* (Ontário, Canadá).

O modelo foi aplicado na condição designada para fins regulatórios, exceto para o caso do poluente NO_x . Para verificação do atendimento ao padrão, ou seja, a comparação com os padrões de qualidade do ar, as concentrações de NO_x foram estimadas com a aplicação da subrotina *Ozone Limiting Method* (OLM) do modelo AERMOD (USEPA, 2004), que projeta a estimativa das concentrações atmosféricas para o poluente dióxido de nitrogênio (NO_2), por meio da conversão de NO_x para NO_2 , possibilitando a comparação com os padrões de qualidade do ar da Resolução CONAMA n° 003/1990. No caso da concentração de SO_x , considerou-se os resultados estimados como resultados do poluente dióxido de enxofre (SO_2), pois o modelo AERMOD não estima a concentração de SO_x ; além disso, os padrões de qualidade do ar são estabelecidos somente para o poluente SO_2 (BRASIL, 1990). Conforme USEPA (2015), o poluente SO_2 é o componente majoritário e pode ser usado como um indicador para os gases do grupo óxidos de enxofre SO_x , uma vez que outros gases (ex.: SO_3) podem ser encontrados na atmosfera, porém em concentrações muito menores do que as concentrações de SO_2 .

Alguns processos são passíveis de emitir o poluente TRS, tal como é o processo Kraft. Entretanto, não há na legislação nacional ou um padrão de qualidade do ar para este poluente. Assim, foram adotados como referência, os padrões da USEPA (1979).

Os dados de entrada necessários para a caracterização do cenário da simulação são arquivos com dados meteorológicos horários gerados pelo modelo meteorológico MM5, parâmetros físicos e operacionais das fontes emissoras e a definição de uma malha de receptores a qual representa a área de estudo, onde são estimadas as concentrações. Outras características necessárias à execução da simulação são o tipo do terreno, que neste caso foi definido como elevado e o coeficiente de dispersão rural, seguindo o método de Auer (AUER, 1978).

Para este trabalho, além da simulação computacional, comparou-se a concentração estimada para cada poluente à uma concentração limite que ocasionasse algum efeito à saúde.

Fontes emissoras

As emissões industriais do processo Kraft (sulfato) de fabricação de celulose foram consideradas somente com as fontes emissoras fixas, sendo desconsideradas as emissões fugitivas. As fontes de emissão de poluentes estão localizadas em uma área de aproximadamente 42.000 m² emitindo, entre seus poluentes, MP , TRS, SO_x , NO_x e CO.

As fontes foram consideradas como pontuais e sua localização, em coordenadas geográficas, correspondendo a um único ponto. Ao todo, foram estudadas oito fontes emissoras pontuais específicas do processo Kraft, identificadas e numeradas de 1 a 8, conforme Quadro 1.

As características físicas das fontes, apresentadas no Quadro 1, são altura da chaminé (h), diâmetro interno no topo da chaminé (D), temperatura de saída dos gases (T), velocidade de saída dos gases (V), e taxas de emissão, sendo todos estes dados obtidos junto a indústria em estudo. As principais fontes fixas de emissão do processo que foram simuladas neste estudo compreendem caldeira de recuperação química, forno de cal, tanque de dissolução, caldeira de biomassa e incinerador.

Caracterização da malha de receptores

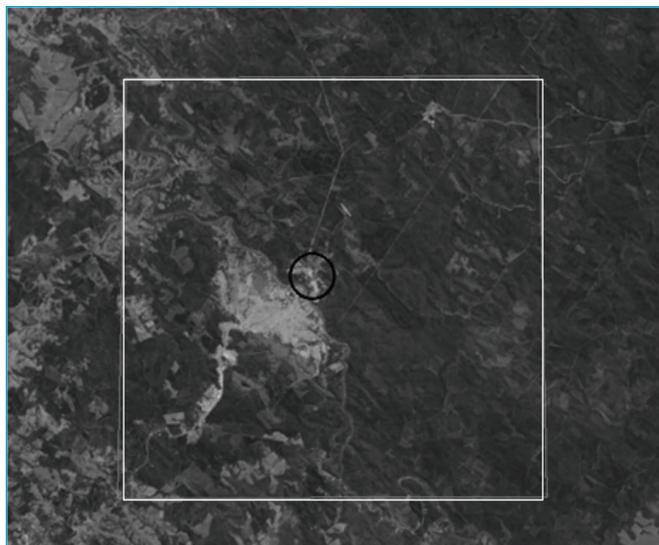
A região de estudo compreende uma cidade do centro-leste paranaense, com área de 1.383 km² a uma altitude de 760 metros. A Figura 1 apresenta uma imagem aérea da cidade, em destaque a localização das fontes emissoras. A simulação abrange um raio de 10 km sobre a região que inclui a zona urbana.

Foi criada uma malha contendo 2.701 receptores, cobrindo uma área de 900 km² em um raio de 10 km em torno a região de interesse. Os receptores foram tomados a uma altura de 1,5 metros do solo, sendo que a distribuição dos mesmos foi feita de maneira diferenciada, conforme ilustra a Figura 2. As fontes emissoras situam-se no centro da malha de controle da região, com destaque para os pontos centrais que as representam (Figura 2).

Topografia da região

A complexidade do terreno causa grandes mudanças na direção/velocidade dos ventos. Desta forma, a caracterização do terreno adjacente às fontes emissoras torna-se importante no estudo da dispersão dos poluentes. Assim, o modelo digital do terreno da área de estudo foi criado com base nos dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), conforme a Figura 3. Estes dados foram processados no Aermap, e importados no Aermod usando coordenadas UTM, deixando, assim, a simulação georreferenciada.

Os dados de elevação do terreno serviram como dados de entrada no Aermap para determinação das elevações e escalas de altura das fontes fixas emissoras e dos receptores, importados do arquivo no formato GeoTIFF – dados do *National Elevation Dataset* (NED), quando optou-se por utilizar o modo “altura do terreno”, em que são aplicados algoritmos que consideram a topografia da região. A topografia do terreno, na



Fonte: imagens adaptadas de Google Earth® (2013).

Figura 1 – Delimitação da área utilizada na simulação da modelagem atmosférica com Aermod.

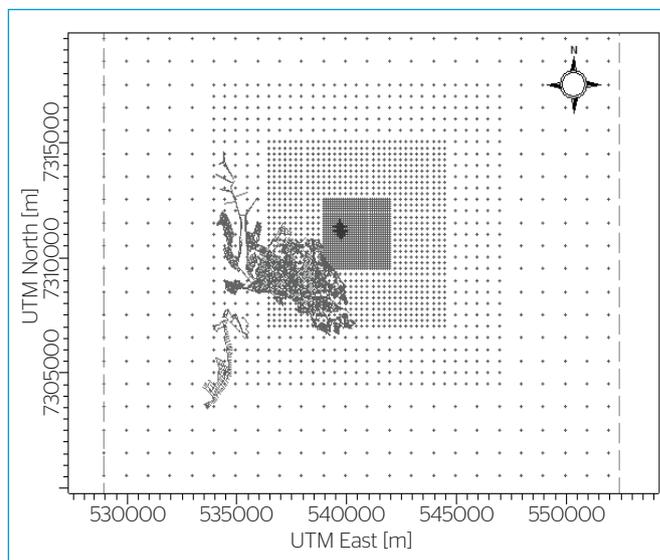


Figura 2 – Distribuição dos receptores.

Quadro 1 – Parâmetros físicos e operacionais das fontes emissoras.

| Fontes | Tipos de fontes | Parâmetros da fonte | | | | Taxa de Emissão (g·s ⁻¹) | | | | |
|--------|---------------------------------|---------------------|-------|--------|------------------------|--------------------------------------|------|-----------------|-----------------|------|
| | | h (m) | D (m) | T (°C) | V (m·s ⁻¹) | MP | TRS | SO _x | NO _x | CO |
| 1 | Caldeira de biomassa | 69,5 | 3,2 | 171 | 17 | 3,42 | - | - | 19,57 | 9,47 |
| 2 | Caldeira de biomassa | 70,0 | 3,0 | 171 | 17 | 3,81 | - | - | 22,06 | 0,52 |
| 3 | Caldeira de recuperação química | 64,1 | 2,9 | 196 | 20 | 8,97 | 0,01 | 0,44 | 13,17 | 0,77 |
| 4 | Caldeira de recuperação química | 65,0 | 3,0 | 196 | 20 | 2,44 | 0,01 | 0,34 | 12,67 | 0,81 |
| 5 | Forno de cal | 40,0 | 1,2 | 179 | 23 | 0,78 | 0,01 | - | 2,79 | 0,28 |
| 6 | Forno de cal | 40,0 | 1,5 | 179 | 23 | 0,39 | 0,01 | - | 1,75 | 0,62 |
| 7 | Incinerador | 63,8 | 2,6 | 250 | 16 | 0,22 | 0,03 | 0,27 | 0,85 | - |
| 8 | Tanque de dissolução | 59,2 | 1,1 | 89 | 16 | 1,5 | 0,16 | - | - | - |

extensão estudada, é complexa e varia entre 960 e 610 metros de altitude. A cidade está situada a uma altitude média de 760 metros. As fontes emissoras (pontos) estão situadas a uma altitude média de 730 metros.

Condições meteorológicas utilizadas na modelagem Aermod

Os arquivos de dados meteorológicos foram obtidos junto a *Lakes Environmental*. Os dados foram gerados pelo modelo meteorológico MM5 (*fifth-generation Mesoscale Model*). Os parâmetros meteorológicos foram incorporados ao programa Aermod em dois arquivos, um de superfície (*aermt.sfc*) e outro de altitude (*aermt.pfl*), para o período de 1 de janeiro de 2012 a 31 de dezembro de 2012, das 00h às 23h. A direção e a velocidade dos ventos para a região

de estudo foram representadas pela rosa dos ventos, como ilustra a Figura 4, elaborada com os dados meteorológicos do MM5.

Nota-se a predominância dos ventos vindos da direção Leste (E), com 32% das ocorrências, seguido das direções nordeste (NE) e sudeste (SE). Levando em conta a contribuição de todas as componentes da direção do vento, o vetor resultante está a 49 graus na direção nordeste (NE). Isso significa que as regiões a Oeste (L) das fontes devem ser as mais impactadas. Porém, fluxos de ventos para a região sudeste (SE) também podem influenciar o transporte do poluente nesta direção.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Verificação do atendimento ao padrão de qualidade do ar

As concentrações estimadas pelo receptor com a maior concentração para os poluentes MP_{10} , TRS, SO_2 , NO_2 e CO com médias horária, diária e anual são apresentados na Tabela 1.

A concentração diária de MP_{10} , se comparada ao padrão primário e secundário de $150 \mu g.m^{-3}$, representa uma fração de 7,7% do padrão. Para a concentração máxima anual pode-se afirmar que o impacto a longo prazo é muito baixo, já que a concentração ficou em aproximadamente $2 \mu g.m^{-3}$. Para fins de comparação, verificou-se que os valores simulados pelo modelo são inferiores aos valores de concentração estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 003/1990. Não houve violação ao padrão de qualidade do ar.

A máxima concentração estimada do TRS no ambiente depende do sistema de controle de emissão utilizado. Para o caso dos valores simulados da concentração de TRS, estes foram comparados a valores gerais que se referem a unidades que empregam boas práticas e melhor tecnologia disponível para o controle de suas emissões segundo dados da USEPA (1979).

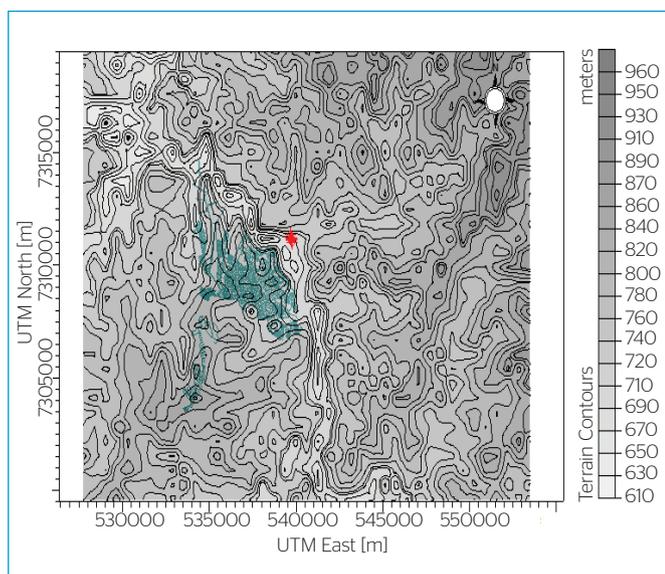


Figura 3 - Modelo digital do terreno.

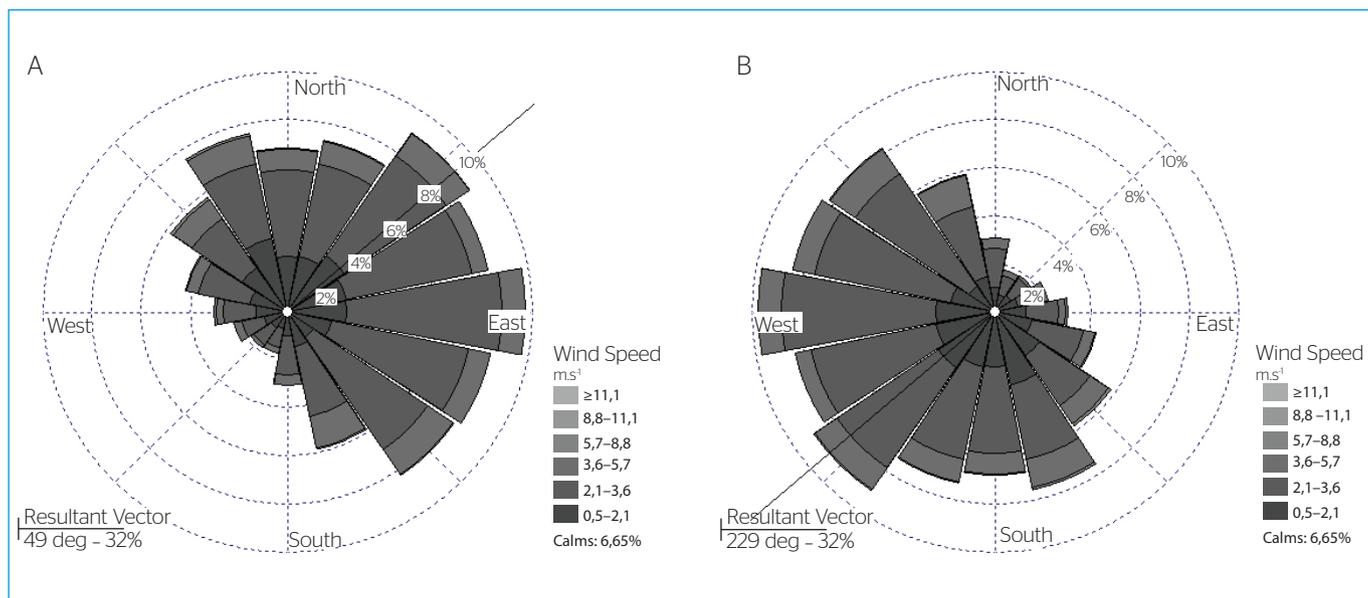


Figura 4 - Rosa dos ventos gerada para a série de dados para o período do ano de 2012; (A) direção do vento; e (B) fluxo de vento.

As médias horárias e diárias representam exposições de curta duração, e não ultrapassam os valores estimados pela USEPA, que são de 30 e 7 $\mu\text{g.m}^{-3}$ para a concentração horária e diária, respectivamente. Comparando os valores, estas concentrações equivalem a 8,63 e 3,86% do padrão americano, para as concentrações horária e diária, respectivamente.

Ao analisar os valores simulados de SO_2 , comparado aos padrões primário e secundário da Resolução CONAMA n° 003/1990, pode-se afirmar que o impacto do empreendimento na qualidade do ar, a longo prazo, é muito baixo, pois a máxima concentração anual é de 0,09 $\mu\text{g.m}^{-3}$. O valor para a máxima concentração diária ainda é baixo, pois se comparado com o padrão primário de 365 $\mu\text{g.m}^{-3}$ e o padrão secundário de 100 $\mu\text{g.m}^{-3}$, representam uma fração de 0,13 e 0,47%, respectivamente. A concentração máxima anual representa um valor pouco significativo se comparados aos padrões, sendo que a maior concentração é menor do que 1%.

Na simulação com o NO_2 , o valor de 189,36 $\mu\text{g.m}^{-3}$ representa 59,18% do padrão primário e 99,66% o valor do padrão secundário. A concentração máxima horária estimada para o poluente NO_2 foi a que esteve mais próxima do padrão secundário e, por este motivo, requer atenção, uma vez que os padrões secundários se referem às concentrações de poluentes abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população, assim como ao meio ambiente em geral (BRASIL, 1990). Com relação à concentração anual, pode-se afirmar que o impacto a longo prazo é muito baixo, já que os padrões anuais, primário e secundário, valem ambos 100 $\mu\text{g.m}^{-3}$ e a concentração ficou em aproximadamente 6 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Verificou-se que não houve violação ao padrão estabelecido pela Resolução CONAMA n° 003/1990.

Dentre os poluentes estudados, o CO é o que apresenta o valor do padrão de qualidade do ar mais elevado. Para fins de comparação com relação a concentração máxima horária e diária, pode-se afirmar que o impacto a curto prazo é muito baixo, verificando que os padrões estão longe de serem violados.

Comportamento da concentração média diária dos poluentes

Como forma de visualizar a distribuição de concentrações em torno da indústria e avaliar as áreas atingidas pela pluma de poluentes, mapas de concentração com média diária foram gerados por meio da execução

do programa. O círculo, em destaque em cada figura, representa a localização do centro da cidade.

No caso do poluente MP_{10} , Figura 5, o centro da cidade, se mostrou pouco impactado. As concentrações máximas diárias ficam entre 0,36 e 4,11 $\mu\text{g.m}^{-3}$. As maiores concentrações diárias estão no entorno das fontes emissoras, localizadas a noroeste e sudeste com valores de 10,37 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Esse resultado se dá em função da ação do vento, que sopra predominantemente de nordeste, conforme visto anteriormente por meio de análise da rosa dos ventos. A noroeste da indústria, existem regiões com cotas da ordem de 780 m, apresentando concentração máxima diária de 6,62 $\mu\text{g.m}^{-3}$ em situações isoladas, um pouco mais elevadas em relação à base das fontes, que estão a uma média de 730 m. A região a sudoeste da cidade também foi impactada pela pluma do poluente, com concentração máxima diária entre 1,61 e 4,11 $\mu\text{g.m}^{-3}$, devido à predominância de fluxos de vento nesta direção e a cotas topográficas elevadas. Em média a região sudoeste apresenta uma altitude de 840 m com ventos de intensidade fraca com velocidades que variam de 2,1 a 3,6 m.s^{-1} , contribuindo para as maiores concentrações nesta região.

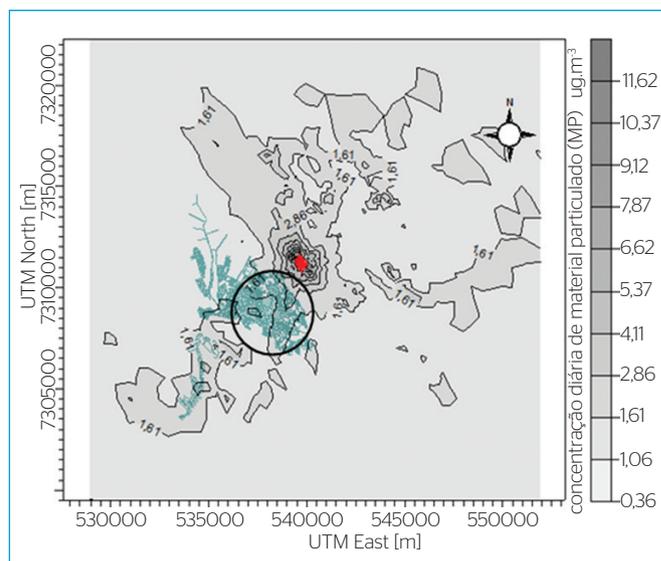


Figura 5 - Mapa de concentração com média diária (24 h) para o material particulado inalável.

Tabela 1 - Concentrações máximas estimadas pelo modelo Aermod.

| Poluente | Média | Concentração máxima estimada ($\mu\text{g.m}^{-3}$) | Coordenadas do receptor de maior concentração (UTM) | Padrão de qualidade do ar ($\mu\text{g.m}^{-3}$) ¹ | |
|------------------|-------|---|---|---|------------|
| | | | | Primário | Secundário |
| MP_{10} | 24 h | 11,62 | 539546,67 (S) - 7311621,64 (O) | 150 | |
| | 1 ano | 2,06 | 539846,67 (S) - 7310721,64 (O) | 50 | |
| TRS^2 | 1 h | 2,59 | 540696,67 (S) - 7313771,64 (O) | 30 | |
| | 24 h | 0,27 | 539446,67 (S) - 7311721,64 (O) | 7 | |
| SO_2 | 24 h | 0,47 | 539446,67 (S) - 7311721,64 (O) | 365 | 100 |
| | 1 ano | 0,09 | 539846,67 (S) - 7310721,64 (O) | 80 | 40 |
| NO_2 | 1 h | 189,36 | 541196,67 (S) - 7314271,64 (O) | 320 | 190 |
| | 1 ano | 5,83 | 539846,67 (S) - 7310721,64 (O) | 100 | |
| CO | 8 h | 13,26 | 539546,67 (S) - 7311621,64 (O) | 10.000 | |
| | 24 h | 5,63 | 539546,67 (S) - 7311621,64 (O) | 40.000 | |

Fonte: ¹BRASIL, 1990; ²USEPA, 1979.

A Figura 6 mostra que a dispersão do poluente TRS se dividiu em três regiões concentradas. A concentração diária atingiu valores entre 0,06 e 0,09 $\mu\text{g.m}^{-3}$, no centro da cidade e na região sudoeste do município. Já a região a noroeste das fontes emissoras apresentou maiores concentrações, com valores de 0,24 $\mu\text{g.m}^{-3}$ próximos às fontes e concentrações entre 0,15 e 0,18 $\mu\text{g.m}^{-3}$, na mesma direção, porém mais distantes das fontes, em cotas topográficas elevadas a uma altitude média de 800 m. Verifica-se a influência da direção do vento e topografia na dispersão dos poluentes, além da influência da proximidade as fontes emissoras.

A Figura 7 ilustra a distribuição das concentrações do poluente SO_x como SO_2 sobre a região receptora. As áreas mais impactadas, com médias diárias, estão localizadas principalmente a noroeste das fontes, chegando a valores de até 0,42 $\mu\text{g.m}^{-3}$. O centro da cidade não foi o mais impactado, a máxima concentração nesta região ficou em 0,10 $\mu\text{g.m}^{-3}$. O transporte do poluente se deu de forma difusa, com concentrações máximas de 0,16 a 0,21 $\mu\text{g.m}^{-3}$, encontradas em todas as direções entorno à região de estudo, porém em núcleos isolados com cotas de ordem acima de 840 m. Ressalta-se a identificação dos picos de concentração em locais coincidentes com as fontes emissoras, devido a maior proximidade e ocorrências das emissões.

A dispersão do poluente NO_x como NO_2 com concentração média máxima horária pode ser analisada na Figura 8. A dispersão do poluente sobre a região de estudo ocorre predominantemente para a região nordeste e sudeste, com dispersão isolada para a região sudoeste. Concentrações médias horárias acima de 68,59 $\mu\text{g.m}^{-3}$ e situações isoladas de máxima concentração horária de 169,23 $\mu\text{g.m}^{-3}$ são identificadas no mapa de concentração, na região nordeste, devido a cotas topográficas elevadas em relação à fonte de emissão, com valores médios da ordem de 930 m e fluxos de vento de intensidade fraca, com velocidades que variam de 2,1 a 3,6 m.s^{-1} . O centro

da cidade foi atingido, porém não foi o mais impactado, com concentração máxima horária de 68,59 $\mu\text{g.m}^{-3}$. A região sudoeste da cidade também foi impactada pela pluma do poluente, com concentração máxima horária de 108,84 $\mu\text{g.m}^{-3}$, por influência da predominância dos fluxos de ventos para esta região e devido a cotas topográficas elevadas da ordem de 840 m nesta região.

No caso do poluente CO, conforme Figura 9, verifica-se que as máximas concentrações diárias que atingiram o centro da cidade são menores que 1,25 $\mu\text{g.m}^{-3}$, com máxima de 1,88 $\mu\text{g.m}^{-3}$. As regiões a noroeste e sudeste das fontes foram as mais impactadas com máxima diária de 5,01 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Núcleos com concentrações isoladas podem ser vistos nas regiões nordeste e sudeste com máxima de 5,63 $\mu\text{g.m}^{-3}$. A sudoeste da cidade, a máxima concentração diária varia entre 0,63 e 1,88 $\mu\text{g.m}^{-3}$. As áreas com maiores

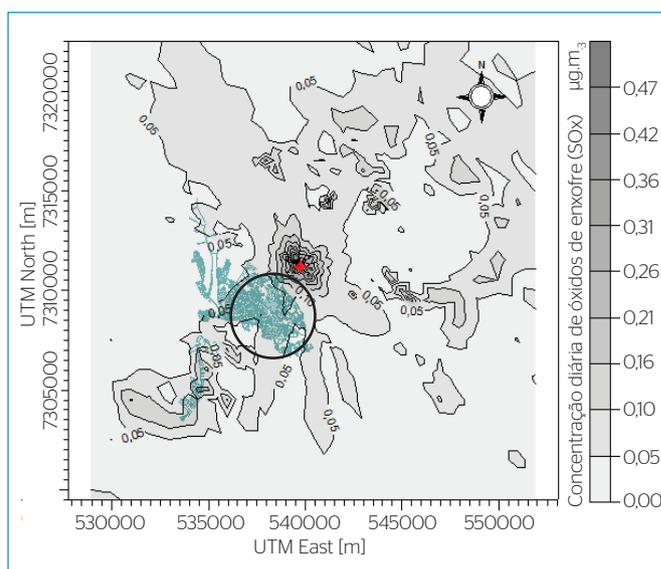


Figura 7 - Mapa de concentração com média diária (24 h) para o óxido de enxofre como dióxido de enxofre.

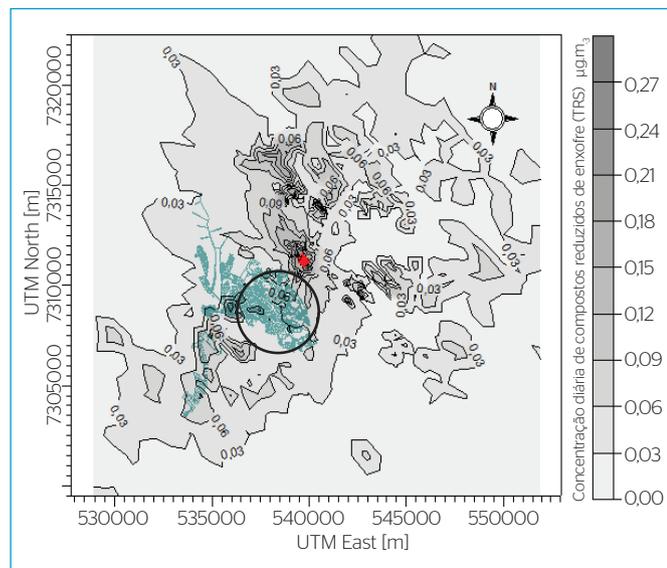


Figura 6 - Mapa de concentração com média diária (24 h) para compostos reduzidos de enxofre.

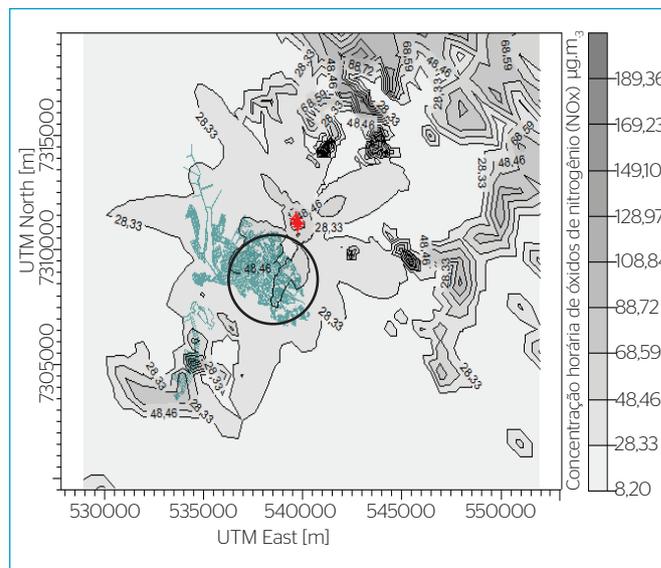


Figura 8 - Mapa de concentração com média horária (1 h) para o óxido de nitrogênio como dióxido de nitrogênio.

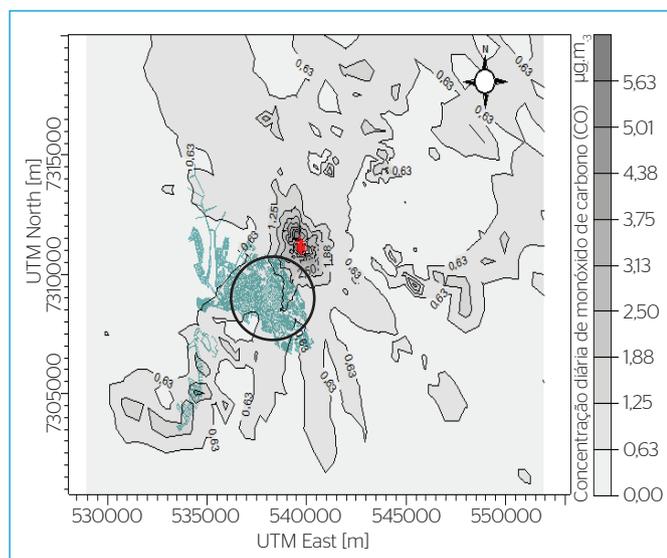


Figura 9 - Mapa de concentração com média horária (24 h) para monóxido de carbono.

concentrações resultam principalmente devido à proximidade as fontes emissoras do poluente.

Poluição atmosférica e efeitos à saúde

Com base em estudos epidemiológicos desenvolvidos dentro e fora do país, cada poluente apresenta, individualmente, efeitos à saúde para faixas de concentração distintas. A Tabela 2 apresenta dados relacionados a esta análise. As máximas concentrações estimadas pelo modelo Aermod (Tabela 1) foram comparados a valores limites de concentração que apresentam algum efeito à saúde, específicos para cada poluente.

Verificou-se que as máximas concentrações simuladas para a região de estudo estão abaixo de um valor significativo que poderia causar algum efeito à saúde da população. Porém, torna-se importante ressaltar que ainda existe a concentração de fundo (*background*) que não foi somada à contribuição da emissão industrial, assim como, não foram consideradas as emissões da frota veicular na estimativa da máxima concentração de todos poluentes que poderiam aumentar o nível da concentração. No entanto, a concentração de NO_x merece atenção, pois o valor da concentração do poluente estimada pelo modelo teve um valor próximo ao valor do limite

Tabela 2 - Efeitos dos poluentes sobre a saúde.

| Poluente | Média | Concentração estimada ($\mu\text{g.m}^{-3}$) | Concentração limite ($\mu\text{g.m}^{-3}$) | Efeitos à saúde |
|------------------|----------------------|--|--|--|
| MP_{10} | Diária ¹ | 11,62 | >50-150 | Tosse seca e cansaço |
| TRS | Diária ² | 0,27 | 8-355 | Limiar do odor. Não causa efeitos à saúde |
| SO_2 | Diária ¹ | 0,47 | >20-40 | Tosse seca e cansaço |
| NO_2 | Horária ¹ | 189,36 | >200-240 | |
| CO | Diária ³ | 5,63 | 177 | Insuficiência cardíaca ou síndrome coronária aguda (SCA) |

Fonte: ¹CETESB (2012); ²Wimberry (1985); ³Domínguez-Rodríguez *et al.* (2011).

que pudesse causar algum efeito a saúde da população exposta à poluição da indústria, tal como tosse seca e cansaço.

CONCLUSÕES

As concentrações máximas estimadas pelo modelo para os poluentes se mantiveram inferiores às concentrações estabelecidas pela legislação segundo a resolução CONAMA n° 003/1990 e padrões da USEPA para o poluente TRS. Contudo a concentração máxima horária para o poluente NO_2 foi a que esteve mais próxima do padrão secundário de qualidade do ar e, por este motivo, requer atenção, uma vez que a simulação considerou somente a contribuição das fontes fixas do sistema de recuperação química do processo Kraft de produção de celulose da indústria tomada como estudo de caso. Com base nos mapas de concentração, verificou-se que as áreas mais impactadas estão a noroeste e sudeste das fontes, para a maioria dos casos. As maiores concentrações com médias diárias ocorrem devido à proximidade das fontes emissoras e em cotas topográficas elevadas em relação à fontes de emissão, além de serem afetadas pela intensidade e direção dos ventos, condições fundamentais para resultar em áreas com maiores concentrações para estas médias.

Verificou-se, com base na literatura, que as máximas concentrações estimadas pelo modelo, no cenário estudado, para os poluentes na região de estudo, estão abaixo de um valor significativo que pudesse causar algum efeito a saúde da população.

REFERÊNCIAS

AUER JR., A.H. (1978) Correlation of land use and cover with meteorological anomalies. *Journal of Applied Meteorology*, v. 17, n. 5, p. 636-643.

BRASIL. (1990) Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n° 003/1990, de 28 de junho de 1990. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, p. 15937-15939.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. (2012) *Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo: relatório técnico*. São Paulo: CETESB.

CURTIS, L.; RESA, W.; SMITH-WILLIS, P.; FENYVES, E.; PAN, Y. (2006) Adverse health effects of outdoor air pollutants. *Environmental International*, v. 32, v. 6, p. 815-830.

- DOMÍNGUEZ-RODRÍGUEZ, A.; ABREU-AFONSO, J.; RODRÍGUEZ, S.; JUÁREZ-PRERA, R.A.; ARROYO-UCAR, E.; JIMÉNEZ-SOSA, A.; GONZÁLEZ, Y.; ABREU-GONZÁLEZ, P.; AVANZAS, P. (2011) Estudio comparativo de las partículas en aire ambiente em pacientes ingresados por insuficiencia cardiaca y síndrome coronario agudo. *Revista Española de Cardiología*, v. 64, n. 8, p. 661-666.
- JAWJIT, W.; KROEZE, C.; SOONTARANUN, W.; HORDIJK, L. (2007) Options to reduce the environmental impact by eucalyptus-based Kraft pulp industry in Thailand: model description. *Journal of cleaner production*, v. 15, n. 18, p. 1827-1839.
- MELO, A.M.V.; SANTOS, J.M.; MAVROIDIS, I.; REIS JR, N.C. (2012) Modelling of odour dispersion around a pig farm building complex using AERMOD and CALPUFF. Comparison with wind tunnel results. *Building and Environment*, v. 56, p. 8-20.
- MOREIRA, D. & TIRABASSI, T. (2004) Modelo matemático de dispersão de poluentes na atmosfera: um instrumento técnico para a gestão ambiental. *Ambiente & Sociedade*, v. 7, n. 2, p. 159-171.
- MOURA, A.M.; FOELKEL, C.E.; FRIZZO, S.M.B. (2002) Characterizations of the reduced sulphur compounds generated in kraft and pre-hydrolysis Kraft pulping. *Ciência Florestal*, v. 12, n. 1, p. 49-58.
- SOUSA, S.I.V.; PIRES, J.C.M.; MARTINS, E.M.; FORTES, J.D.N.; ALVIM-FERRAZ, M.C.M.; MARTINS, F.G. (2012) Short-term effects of air pollution on respiratory morbidity at Rio de Janeiro – Part I: air pollution assessment. *Environmental international*, v. 44, p. 18-25.
- SONAWANE, N.V.; PATIL, R.S.; SETHI, V. (2012) Health benefit modelling and optimization of vehicular pollution control strategies. *Atmospheric Environmental*, v. 60, p. 193-201.
- USEPA - United Stated Environmental Protection Agency (1979). *Control of TRS emission from existing mills*. North Carolina: Research Triangle Park.
- USEPA - United Stated Environmental Protection Agency - USEPA. (2004) *Users guide for the AMS/EPA regulatory model - AERMOD*. EPA-454/B-03-001.
- USEPA - United Stated Environmental Protection Agency. (2015) *Sulfur dioxide: health*. Air & Radiation, Six common pollutants. Disponível em: <<http://www.epa.gov/oaqps001/sulfurdioxide/health.html>>. Acesso em: 07 maio 2015.
- WIMBERRY, W.T. (1985) *Technical assistance document for monitoring total reduced sulfur (TRS) from Kraft pulp mills*. Washington: Environmental Protection Agency. 198 p.
- WHO - World Health Organization (2006). *Air Quality guidelines - Global update 2005*. World Health Organization. Copenhagen: Regional Office for Europe.