

VI-253 - DISPERSÃO ATMOSFÉRICA: AVALIAÇÃO DA ALTERAÇÃO DA QUALIDADE DO AR OCASIONADO PELAS EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS DE UMA INDÚSTRIA METALÚRGICA DE GRANDE PORTE LOCALIZADA NA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO

Rodrigo Poltronieri de Sousa⁽¹⁾

Químico Industrial pela UNIMEP. Especialista em Gestão Ambiental e Engenharia Ambiental pela UNICAMP. Mestrando em Engenharia Química pela Universidade Estadual de Campinas.

Edson Tomaz⁽²⁾

Engenheiro Químico pela Universidade Estadual de Campinas (1986), Mestre em Engenharia Química pela Universidade Estadual de Campinas (1990) e Doutor em Engenharia Química pela Universidade Estadual de Campinas (1998).

Endereço⁽¹⁾: Rua Padre Bento Pacheco, 3200 – Indaiatuba - SP - CEP 13390-070 - Tel: +55 (19) 99141-1354
- e-mail: poltronieri.rodrigo@gmail.com

RESUMO

Este trabalho analisa a extensão da poluição atmosférica de uma indústria metalúrgica de grande porte, abordando a sistemática de elaboração de um inventário de emissões de poluentes atmosféricos, o estudo de dispersão dos poluentes atmosféricos, a avaliação do atendimento aos padrões legais de qualidade do ar e a análise de metodologias para a adequação dos parâmetros que ultrapassam o limite de intervenção determinado no Estado de São Paulo pelo Decreto Estadual 59.113/13 ^[1].

PALAVRAS-CHAVE: Dispersão Atmosférica, AERMOD, ISC3-PRIME, Inventário de Emissões Atmosféricas, Indústria Automobilística.

INTRODUÇÃO

O desenvolvimento urbano tem afetado a qualidade do ar respirável, principalmente nos grandes centros urbanos. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, IBGE, o estado de São Paulo apresentou um desenvolvimento econômico e populacional expressivo entre os anos de 2001 e 2011. Neste período a população da região passou de aproximadamente 36 milhões de pessoas em 2000 ^[1] para cerca de 41 milhões em 2010 ^[2], um aumento de cerca de 10%, enquanto que a frota de veículos automotores na região sudeste aumentou 50,6% passando de 16.842.890 veículos em 2000 para 33.296.148 unidades em 2010. Em 2014 a frota circulante chegou a 43.109.146 unidades ^[3].

Segundo estimativa da Organização Mundial da Saúde – OMS, no ano de 2012 ocorreu cerca de 3,7 milhões de mortes em todo o mundo devido à poluição atmosférica, ou seja, uma morte a cada 8 registradas. Para a OMS, a degradação da qualidade do ar é o maior problema de saúde ambiental e afeta tanto os países desenvolvidos quanto os países em desenvolvimento. Esta publicação informa que os números atuais são o dobro das divulgações anteriores e destaca que a quantidade óbitos são maiores nos países do Sudeste da Ásia e do Pacífico Ocidental, considerados como regiões com níveis de renda entre baixa e média e onde houve cerca de 2,6 milhões de mortes relacionadas com a contaminação atmosférica, ou seja, cerca de 70 % do total ^[4].

Os efeitos degenerativos da poluição atmosférica afetam também aos materiais e as vegetações. Os danos podem se constatados pela deposição de poluentes sobre as superfícies, pelos processos de corrosão, abrasão, chuvas ácidas dentre outros efeitos que degradam monumentos históricos, construções recentes e também pelos danos causados às produções agrícolas e às áreas de proteções ambientais.

Neste sentido, o estudo de inventário de emissões atmosféricas conjugado com as simulações de dispersão de poluentes permite estimar as concentrações dos poluentes atmosféricas e avaliar sua área de abrangência, além de permitir um melhor direcionamento das medidas de controle para adequação das emissões ao padrão de qualidade do ar.

MATERIAIS E MÉTODOS

Este estudo utilizou-se de alguns *softwares* de modelagem para quantificar as emissões atmosféricas e determinar seu raio de abrangência. Dentre os principais programas tem-se; O *TANKS - versão 4.0.9d*^[13], utilizado na quantificação das emissões dos produtos armazenados em tanques; o *WATER9*^[14], utilizado para determinar as constantes de ANTOINE, o peso molecular e em alguns casos a pressão de vapor dos produtos químicos manuseados nesta empresa; o programa *AERMOD View 6.5*^[15], interface gráfica desenvolvida de *Lakes Environmental* que possui em seu banco de dados o algoritmo *ISC-Prime* desenvolvido pelo EPA, o qual foi utilizado na modelagem da dispersão dos poluentes atmosféricos. Sua vantagem vai desde uma interface gráfica intuitiva e de fácil compreensão quanto à interpretação dos efeitos topográficos e o estudo de dispersão de acordo com os receptores estipulados no projeto. Outro programa importante na obtenção dos dados foi o *GLOBAL MAPPER*^[16], utilizado para tratar o relevo da área objeto do estudo, obtido do *USGS - United States Geological Survey*. O trabalho consistiu basicamente de três etapas, a saber: (1) levantamento de dados da empresa e das emissões, (2) elaboração do inventário de emissões atmosféricas e (3) modelagem da dispersão dos poluentes em si, realizada com base em dois cenários distintos: um considerando que as chaminés dotadas de chapéu chinês, o qual foi denominado no trabalho como lançamento indireto e a avaliação das mesmas emissões considerando o lançamento direto, ou seja, sem obstrução na saída das chaminés. Este estudo de dispersão foi realizado para os seguintes poluentes: monóxido de carbono (CO), material particulado (MP), dióxidos de enxofre (SO_x), óxidos de nitrogênio (NO_x) e hidrocarbonetos totais. Por fim, com base nos dados estimados compararam-se as concentrações com a legislação vigente no Estado de São Paulo, o Decreto Estadual nº 59.113/2013^[5].

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com base nos levantamentos e estudos realizados neste processo, são apresentados abaixo os resultados obtidos em cada etapa, ou seja, inventários de emissão de poluentes atmosféricos, o estudo da dispersão destes poluentes e uma etapa para a análise de possibilidades de ações para o enquadramento da qualidade do ar.

INVENTÁRIO DE EMISSÃO DE POLUENTES

No inventário das emissões de fontes fixas foram consideradas apenas as emissões oriundas dos tanques de armazenamento de combustíveis, utilizados no processo de abastecimento de veículos e das chaminés, visto que as emissões fugitivas são irrelevantes na empresa analisada devido à baixa volatilidade dos produtos empregados nos diversos processos produtivos.

As emissões oriundas dos tanques de armazenamento foram calculadas com o auxílio dos programas *TANKS 4.0.9d*^[13], no qual foram introduzidas as informações pertinentes às características construtivas dos tanques e o respectivo estado de conservação, as características físico-químicas dos produtos utilizados e os volumes manipulados, bem como os dados meteorológicos da região. Com base nestas informações obteve-se a totalização das emissões por perda de trabalho (*Working Loss*), a qual se refere ao volume lançado para a atmosfera devido à volatilização natural dos produtos e as emissões conhecidas por "perdas por respiro" (*Breathing Loss*) a qual se refere ao volume emitido para a atmosfera em virtude da variação do volume interno do tanque provocado pelo processo de carga e descarga dos produtos armazenados.

Para os produtos manipulados pela empresa que não constavam no catálogo do *TANKS*, utilizou-se do programa *WATER9*^[14], para determinar as características físico-químicas e a constante de ANTOINE. Esta ferramenta além de possui uma lista de mais de 900 compostos químicos e também possui um algoritmo que permite estimar as características físico-químicas das substâncias analisadas com base método de predição UNIFAC.

Os dados meteorológicos utilizados no programa *TANKS*^[13], foram obtidos através do site da CETESB^[6], considerando a leitura horária dos diversos parâmetros dentro de um período de três anos consecutivos. Este inventário também considerou a fração de COV (Compostos Orgânicos Voláteis) emitida durante o processo de abastecimento de veículos, com base no método de cálculo constante no item 5.2 do AP 42^[7] o qual utiliza o fator de emissão de COV de 1320 mg litro⁻¹ de gasolina dispensada.

A tabela 1 apresenta o total de COV emitido para a atmosfera pelos tanques de armazenamento. Estes tanques são todos aéreos, exceto os utilizados para armazenamento de gasolina. Neste caso, foi ajustado o programa TANKS^[13] para trabalhar com a opção de tanque enterrado, a fim de zerar a estimativa de emissões por *Breathing Loss*, uma vez que o equipamento não sofre radiação solar. Existem alguns tanques com formato quadrado, que não estão previsto pelo programa TANKS^[13], deste modo suas emissões foram estimadas convertendo suas dimensões para um tanque cilíndrico de mesmo volume.

Tabela 1: Resumo das emissões de COV por produto

| Produto | Quantidade de tanques | Emissão em kg ano ⁻¹ |
|---------------|-----------------------|---------------------------------|
| Gasolina | 2 | 782,8 |
| Diesel | 6 | 21,9 |
| Solvente Sujo | 1 | 30,4 |
| Etilenoglicol | 6 | 24,7 |
| Total | | 859,8 |

Neste estudo também foram contempladas as taxas de emissões referentes às cabinas de pintura e estufas de secagem, cadeiras e aquecedores, pós-queimadores e bancos de provas de motores. Para o levantamento desses índices, foram utilizados os dados existentes nos relatórios de monitoramento da indústria com relação aos poluentes emitidos e as respectivas taxas.

Verificou-se que o principal processo de pintura possui um conjunto de chaminés com configuração atípica, tipo "pescoço de ganso", onde a saída dos gases ocorre dentro de um dispositivo metálico revestido interiormente com mantas filtrante, o que impossibilita a medição de sua eficiência, bem como a determinação da velocidade de emissão dos poluentes. Deste modo, adotou-se uma velocidade de saída próxima à zero, enquanto para as demais chaminés foram realizados os ajustes recomendados pelo EPA^[8], visto que todas elas utilizam chapéu chinês.

Os valores das taxas de emissão dos relatórios de monitoramento das caldeiras, aquecedores e banco de prova não apresentam valores com boa repetibilidade. Deste modo, optou-se pela utilização de fatores de emissão para estas fontes, obtidos através da base de dados do EPA - *Compilation of Air Pollutant Emission Factors*^[7]. Os fatores empregados são indicados para caldeiras de pequeno porte (< 100 MMBTU/h) que operam sem a utilização de equipamento de controle de emissões e com gás natural, com poder calorífico (PCI) de 1020 Btu/scf. Como o PCI do gás natural brasileiro é de 915 Btu/scf (8615,13 Kcal/Nm³), ajustou-se o valor do fator de emissão para a característica do gás natural nacional, obtendo-se assim os seguintes fatores: NO_x=1,435 g/Nm³, CO = 1,206 g/Nm³, MP = 0,109 g/Nm³, VOC = 0,079 g/Nm³ e SO₂ = 0,008 g/Nm³.

A tabela 2 apresenta as potências e consumo médio de gás das caldeiras e aquecedores de cada equipamento, bem como o respectivo fator de emissão em g/s com base no consumo médio de gás natural.

Tabela 2. Dados de potência e emissão das caldeiras e aquecedores

| PR | EQUIPAMENTO | POTÊNCIA Btu/h | CONSUMO MÉDIO GÁS NATURAL | FATOR DE EMISSÃO g/s* | | | | |
|--------|-------------|-------------------|---------------------------------|-----------------------|-------|-----------------|-------|-------|
| | | | | NO _x | VOC | SO _x | MP | CO |
| PR BE | Caldeira 1 | 38.095.680 | 575 Nm ³ /h | 0,229 | 0,013 | 0,001 | 0,012 | 0,193 |
| PR BE | Caldeira 5 | 38.095.680 | 575 Nm ³ /h | 0,229 | 0,013 | 0,001 | 0,012 | 0,193 |
| PR DG | Caldeira 10 | 16.666.860 | 250 Nm ³ /h | 0,099 | 0,005 | 0,001 | 0,008 | 0,084 |
| PR DG | Caldeira 11 | 16.666.860 | 250 Nm ³ /h | 0,099 | 0,005 | 0,001 | 0,008 | 0,084 |
| PR AAF | Aquecedor 3 | 19.841.500 | 302 Nm ³ /h | 0,120 | 0,007 | 0,001 | 0,009 | 0,101 |
| PR AAF | Aquecedor 5 | 19.841.500 | 302 Nm ³ /h | 0,120 | 0,007 | 0,001 | 0,009 | 0,101 |

* valores ajustados ao PCI do gás nacional e às condições operacionais; PR: Prédio

As emissões do banco de provas foram estimadas considerando o *mix* de motores para teste, a capacidade de teste de motores e o tempo de duração (de 70 minutos entre o tempo de preparação, o teste e a desmontagem), para as quais foram elaborados dois cenários, um voltado ao inventário de emissões em si, o qual contempla a situação de operação atual e um segundo cenário, onde é simulada a utilização de um equipamento de controle

de poluentes (EPC) adotado nos veículos atuais. Para tanto, obteve-se os valores das emissões nos relatórios de Emissões Veiculares no Estado de São Paulo, onde se utilizou os fatores referentes a 2011^[10] para o primeiro cenário e os fatores referentes ao ano de 2013^[9], visto que a partir de 2012 todos os veículos movidos a diesel utilizam sistema de tratamento dos gases para adequação atendimento à fase P7 do PROCONVE^[9].

Em detrimento da falta do fator de emissão de SO₂ adotou-se o cálculo de emissão com base na característica do combustível, com base no método de cálculo apresentada no relatório, "Emissões veiculares no Estado de São Paulo 2011", emitido pela CETESB^[10].

Na tabela 3 são apresentados os fatores de emissão calculados para os dois cenários e sua respectiva redução percentual considerando a utilização de um sistema de controle de emissões de poluentes e mantendo todas as condições operacionais e estruturais idênticas para a condição de lançamento indireto.

Tabela 3. Emissões estimadas do banco de provas

| POLUENTE | 2011 (g/s) | 2013 (g/s) | REDUÇÃO |
|-----------------|------------|------------|---------|
| CO | 0,614 | 0,184 | 70% |
| HC | 0,118 | 0,019 | 84% |
| NO _x | 3,947 | 1,240 | 69% |
| MP | 0,067 | 0,012 | 82% |
| SO ₂ | 0,192 | 0,004 | 99% |

Com base nas taxas de emissões calculadas para as diversas fontes e considerando as condições operacionais de cada uma delas, concatenou-se na tabela 4 o resultado do inventário de emissões atmosféricas por tipo de fonte.

Tabela 4. Inventário de Emissões de Poluentes Atmosféricos - 2013

| FONTE | TEMPO MÉDIO DE OPERAÇÃO ANUAL (h) | POLUENTE T/ano | | | | |
|------------------------------------|---|-------------------|-----------------|------|------|-----------------|
| | | HCT ^{II} | NO _x | CO | MP | SO _x |
| Aquecedor de óleo térmico | 5.760 | 0,2 | 2,5 | 2,1 | 0,2 | 0,0 |
| Banco de prova de motores a diesel | 3.840 | 1,7 | 54,5 | 8,5 | 0,9 | 2,6 |
| Cabines de pintura | 3.840 | 63,4 | NA | NA | 21,6 | NA |
| Caldeiras | 8.760 | 0,6 | 10,3 | 8,7 | 0,6 | 0,1 |
| Pós-queimador - RTO ^I | 3.840 | 0,2 | 2,6 | 1,8 | ND | ND |
| Tanque coleta solvente sujo | --- | 0,0 | NA | NA | NA | NA |
| Tanques de gasolina | --- | 0,8 | NA | NA | NA | NA |
| Abastecimento veículos | --- | 0,8 | NA | NA | NA | NA |
| Tanques produtos diversos | --- | 0,0 | NA | NA | NA | NA |
| Tanques produtos diversos | --- | 0,0 | NA | NA | NA | NA |
| Total | --- | 67,6 | 70,0 | 21,2 | 23,3 | 1,4 |

Obs.: ND = Não detectado; NA = Não analisado.

^I Refere-se às emissões oriundas das estufas de secagem, após o tratamento no pós-queimador.

^{II} Emissões de COV dos tanques de produto químicos foram consideradas como HCT.

Premissas consideradas: a) a empresa operou em 2 turnos de oito horas cada, de segunda a sexta feira, b) 240 dias uteis no ano, c) os equipamentos de processo, tais como banco de prova, estufas, cabines de pintura e pós-queimador RTO, operaram em dois turnos de oito horas cada, totalizando 3840 horas, d) cada uma das centrais de vapor e a central de óleo térmico sempre mantinha um equipamento em *stand-by* enquanto o outro estava em operação.

ESTUDO DE DISPERSÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS

Após a realização do inventário de emissões, foi desenvolvido um estudo de dispersão de poluentes atmosférico considerando todas as chaminés do processo produtivo a fim de avaliar o impacto no entorno da empresa.

Para tanto foram obtidos os dados topográficos e meteorológicos da região estudada, bem como os detalhes construtivos dos prédios localizados na planta a fim de contemplar os efeitos de *building downwash* (em tradução livre, interferência das edificações sobre a dispersão dos poluentes) proveniente das construções. Os dados topográficos foram gerados através do programa "*Global Mapper*^[6]" o qual utiliza os dados "*Terra Server-USA/WWS*", disponíveis através do próprio programa, enquanto que os dados meteorológicos utilizados foram obtidos da estação de monitoramento de qualidade do ar da CETESB, localizada na Avenida Kennedy, 700, em São Caetano do Sul, sob coordenadas UTM: 23K0341228 - 7387148 e altitude de 745m e tratados de modo a obter um grau de dados válidos superior a 75%.

Já o *layout* da empresa foi inserido no programa de modelagem através do uso de uma planta georeferenciada fornecida pela própria empresa com extensão dxf. Na sequência, foram ajustadas alturas de cada um dos prédios, gerando deste modo uma visão tridimensional do site, o que permitiu analisar as áreas sob influência de *building downwash*.

A tabela 5 apresenta a concentração máxima determinada nas curvas de isoconcentração para os cenários de lançamento direto e indireto e compara-os com a meta intermediária 1 e o padrão final de emissão estabelecido pelo decreto estadual 59.113/13^[5].

Tabela 5. Quadro comparativo da emissão média prevista entre os modelos matemáticos considerando apenas a área no entorno, expresso em $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

| POLUENTES | TEMPO AMOSTRAGEM | ISC-PRIME | | | |
|------------------|----------------------|-----------|-----------------|--------|----------|
| | | MI1 | PF | DIRETO | INDIRETO |
| MP ₁₀ | 24 HORAS | 120 | 50 | 44,1 | 65,5 |
| | MMA ^I | 40 | 20 | 11,8 | 14,2 |
| SO _x | 24 HORAS | 60 | 20 | 3,8 | 5,7 |
| | MMA ^I | 40 | --- | 0,5 | 0,6 |
| NO _x | 1 HORA | 260 | 200 | 381,9 | 917,5 |
| | MMA ^I | 60 | 40 | 19,8 | 26,2 |
| CO | 1 HORA ^{II} | --- | 40.000 (35 ppm) | 65,4 | 148,5 |
| | 8 HORAS | --- | 10.000 (9 ppm) | 31,2 | 62,2 |
| HCT | 24 HORAS | --- | --- | 124,0 | 181,0 |
| | MMA ^I | --- | --- | 35,0 | 41,0 |

^I MMA: Média aritmética anual

^{II} Dado baseado no CONAMA 03/90

Os resultados apurados demonstraram que apenas os valores de MP e o NO_x excederam o padrão final de qualidade do ar, com relação ao lançamento indireto, porém depreende-se que os trabalhos de adequação ao padrão de qualidade do ar devem focar o controle das emissões do NO_x, emitido pelo banco de provas de motores, uma vez que o processo de pintura localizado no prédio "DA", o qual apresenta maior contribuição em termos de MP ($\pm 39\%$) será desativado em breve, e ainda que sem a sua contribuição os resultados da modelagem para o cenário o lançamento indireto é de $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para o período de amostragem de 24 horas e $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para o período de amostragem anual. Logo, amostragem anual, depreende-se que os trabalhos devem focar o controle das emissões do NO_x, emitido pelo banco de provas de motores.

ADEQUAÇÃO AO PADRÃO DE QUALIDADE DO AR

O inventário de emissões demonstra que 78% da contribuição do NO_x é proveniente do banco de provas, enquanto que 4% dos pós-queimadores para controle de COV, 14 % das caldeiras de geração de vapor e os outros 4 % dos aquecedores de óleo térmico.

A figura 1 ilustra a área de influencia da pluma de NO_x considerando o cenário de lançamento indireto, enquanto que a figura 2 contempla o lançamento direto. Ambas as figuras reportam a maior concentração encontrada no período analisado, para os tempos de amostragem de uma hora e anual.

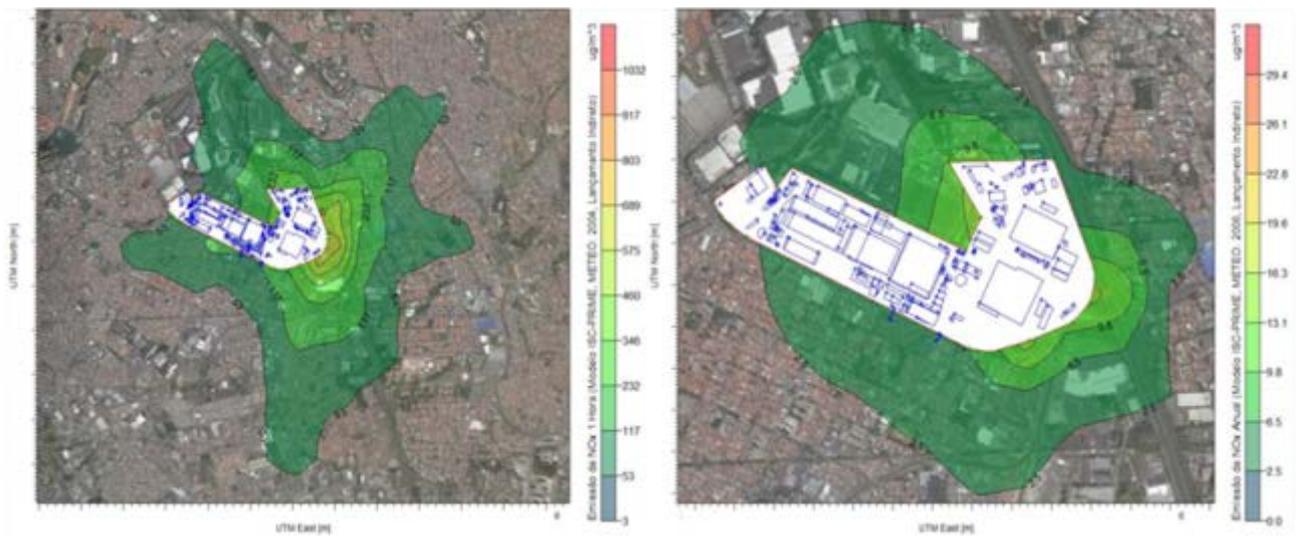


Figura 1. Curva de isoconcentração de NO_x, Concentrações máximas médias de 1 hora e anual para dados meteorológicos de 2004 e lançamento indireto.

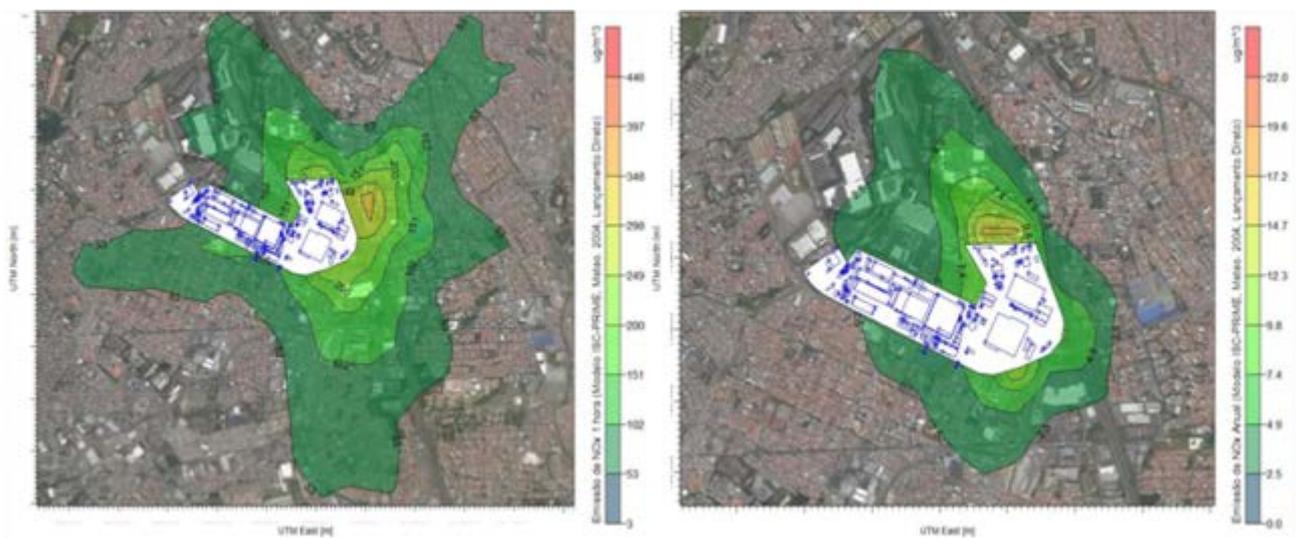


Figura 2. Curva de isoconcentração de NO_x, Concentrações máximas médias de 1 hora e anual para dados meteorológicos de 2004 e lançamento direto

Estas curvas de isoconcentração das figuras 1 e 2 demonstram que o padrão de qualidade do ar foi superado pelas emissões de NO_x, assim torna-se necessário a adoção de medidas de controle para este poluente. Com o objetivo de delimitar a área de atuação do trabalho, modelou-se cada uma das fontes separadamente considerando o cenário de lançamento indireto, uma vez que todas as chaminés possuem chapéu chinês. A tabela 6 apresenta a contribuição máxima de cada das fontes enquanto a figura 3 ilustra a área de influência do poluente emitido pelo processo de maior impacto, neste caso, o banco de prova de motores, considerando o cenário de lançamento indireto.

Tabela 6. Contribuição de Emissões de NO_x por tipo de fonte expressa em µg/m³

| FONTE | PADRÃO DE QUALIDADE (PF) | 1 HORA | ANUAL |
|--------------------------|-------------------------------|--------|-------|
| Aquecedores Óleo Térmico | Concentração máxima média: | 35,2 | 1,5 |
| Banco de Provas | | 912,5 | 22,4 |
| Caldeiras | Anual: 40µg/m ³ | 82,6 | 5,4 |
| Pós-queimadores | Horária: 200µg/m ³ | 69,7 | 5,9 |

Observa-se na tabela 6, que o valor das concentrações máximas das emissões do banco de provas de motores é a única que supera o padrão de qualidade do ar e é cerca de 10 vezes superior ao segundo maior pico de concentração, enfatizando que as ações de controle para o NO_x deve ser priorizada nesta fonte.

Sabe-se que a simples remoção do chapéu chinês já é suficiente para melhorar significativamente o padrão de qualidade do ar, uma vez que proporciona uma melhor dispersão dos poluentes. Os valores apresentados na tabela 5 sinalizam que a concentração máxima de NO_x podem sofrer uma redução na ordem de 60% apenas com esta alteração.

Em detrimento a esta observação, modelou-se um terceiro cenário com o objetivo de simular qual seria a concentração de NO_x, considerando a substituição das 8 chaminés de 0,6 metros de diâmetro por um único duto com diâmetro de 1,7 metros e velocidade de emissão de 3,944 m/s. A taxa de emissão proposta é equivalente à somatória das taxas de emissão das chaminés existentes, assim como o novo diâmetro proposto é equivalente a somatória das áreas das chaminés atualmente empregadas. As demais condições operacionais mantiveram-se inalteradas.

A tabela 7 apresenta as concentrações máximas de NO_x de acordo com a altura de chaminé proposta pelo *GEP* - *Good Engineering Practice*, gerado pelo BPID do próprio *ISC-PRIME*, considerando o lançamento direto.

Tabela 7. Concentração máxima de NO_x de acordo com altura de lançamento

| ALTURA (metros) | 1 HORA (µg/m³) | MAA (µg/m³) |
|----------------------------|--------------------------------------|-----------------------------------|
| 12 | 240 | 16 |
| 20 | 164 | 13 |
| 25 | 155 | 12 |
| 35 | 104 | 10 |
| 40 | 91 | 9 |
| 45 | 82 | 8 |
| 55 | 69 | 7 |

A partir dos resultados obtidos em relação ao poluente NO_x, observou-se que uma altura de lançamento de 20 metros é suficiente para atender o padrão de qualidade do ar com relação a este poluente.

O controle deste poluente pode ser realizado também por processo de redução não catalítica, utiliza ureia ou amônia para converter o NO_x a nitrogênio e água, com uma eficiência da ordem de 30 a 50% e por redução catalítica, a qual dependendo do tipo de catalisador pode apresentar uma eficiência entre 70 a 90 % ^[11].

A figura 3 ilustra a simulação considerando o uso de um sistema de controle com 50% de eficiência na redução de poluentes e mantendo todas as condições operacionais e estruturais idênticas para a condição de lançamento indireto.

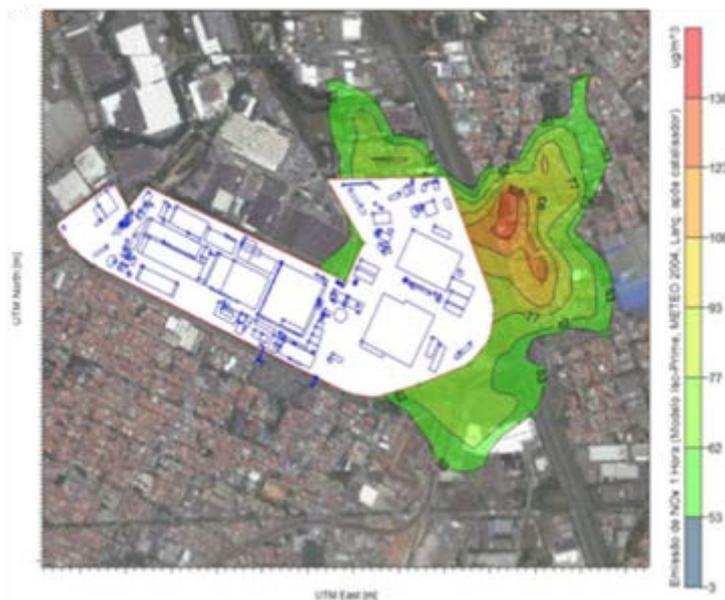


Figura 3. Curva de isoconcentração, lançamento indireto com tempo de amostragem 1 h

Observa-se que nas duas propostas, os valores máximos encontrados estão abaixo do padrão final estabelecido pelo decreto estadual 59.113/13 [5].

De modo análogo ao que foi desenvolvido para o NO_x , modelou-se a contribuição das fontes de MP por prédio considerando o lançamento indireto, como demonstrado na tabela 8.

Tabela 8. Contribuição de material particulado por fonte

| FORTE | 1 HORA | ANUAL |
|-------|--------|-------|
| PR BA | 32,1 | 5,4 |
| PR CD | 2,3 | 0,3 |
| PR DA | 64,3 | 12,2 |
| PR DF | 19,0 | 3,4 |
| PR FG | 5,3 | 0,4 |

PR: Prédio

Pode-se observar que com a desativação dos processos localizados no prédio "DA" as concentrações máximas deste poluente estará dentro dos limites estabelecidos pelo Decreto Estadual nº 59113/2013 [5], uma vez que o valor máximo da segunda maior fonte de contribuição corresponde a um pouco mais que a metade do padrão final da qualidade do ar.

CONCLUSÕES

A comparação entre os cenários de lançamento direto e indireto demonstram que o emprego do chapéu chinês afeta de forma expressiva a dispersão dos poluentes atmosféricos, prejudicando a qualidade do ar no entorno da fonte. Os dados registrados na tabela 5 demonstram que a concentração máxima para o poluente NO_x no cenário de lançamento direto é cerca de 70% inferior ao valor obtido na modelagem considerando o cenário de lançamento indireto, nas mesmas configurações estruturais e operacionais. As modelagens demonstram ainda que se utilizado um único duto de lançamento, a fim de evitar o efeito de *building downwash*, a concentração máxima de NO_x poderá ser cerca de 73% inferior se considerando um cenário de lançamento direto, com a uma altura de lançamento de 12 metros e cerca de 82% se a altura da chaminé for de 20 metros de altura, onde se espera uma concentração máxima de $164 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Deste modo, pode-se depreender que deve ser priorizada a utilização de chaminés que permitam o lançamento dos gases sem interferência, como por exemplo, as chaminés o tipo *Tube in Tube*. (em uma tradução livre,

chaminé tipo Tubo no Tubo) e seguindo os critérios de GEP (*Guideline for determination of GEP stack height*, na tradução livre Guia para determinação da altura de chaminés) ^[12].

Do ponto de vista administrativo, o inventário de emissões atmosféricas demonstrou ser uma ferramenta de gestão ambiental importante para a indústria, uma vez que permite comparar a evolução de suas emissões ao longo do tempo e deste modo direcionar as ações de controle de forma eficiente e eficaz. Para tanto, os dados gerados neste tipo de trabalho devem seguir os procedimentos já validados pelos órgãos ambientais a fim de proporcionar maior credibilidade aos resultados.

Do mesmo modo, o estudo de dispersão é uma ferramenta importante na avaliação da alteração da qualidade do ar provocado pela empresa em sua circunvizinhança, assim como, na avaliação do seu respectivo atendimento legal. Uma vantagem desta ferramenta é que ela permite estimar o resultado das medidas propostas de forma experimental, ou seja, antes da implantação definitiva dos processos ou equipamentos, evitando assim, a perda de recursos financeiros e o atendimento aos prazos envolvidos.

Logo, pode-se afirmar que a adoção das melhores práticas de projeto de chaminés, conjugado com as ferramentas de gestão são essenciais para a melhora e preservação da qualidade do ar respirável.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. IBGE, Censo Demográfico 2000, [Online]. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2000/tabelagrandes_regioes211.shtm. Acesso em: 21 Abril 2016.
2. IBGE, Indicadores Sociais Municipais: uma análise dos resultados do universo do Censo Demográfico, 2010. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/indicadores_sociais_municipais/indicadores_sociais_municipais_tab_zip.shtm. Acesso em 01 Abril 2016.
3. "DENATRAN, Frota de Veículos 2015. Disponível em: <http://www.denatran.gov.br/index.php/estatistica/253-frota-2014>. Acesso em 21 Abril 2014.
4. WHO, Ambient (outdoor) air quality and health. Disponível em: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/>. Acesso em: 21 Abril 2014.
5. SÃO PAULO. Decreto Estadual 59.113 de 23 de Abril de 2013. Diário Oficial do Estado de São Paulo. DOESP, 2013.
6. CETESB, QUALAR, Sistema de Informação da qualidade do ar. Disponível em: <http://qualar.cetesb.sp.gov.br/qualar/reiMediaMensal.do?method=gerarRelatorio>. Acesso em: 7 Fev. 2016
7. EPA, Compilation of Air pollutant emission Factors, vol. Volume 1: Stationary point and Area Sources, North Caroline: U.S. Environmental Protection Agency, 1995.
8. EPA, Memoradum, North Carolina: USEPA, 1993.
9. BRUNI, Antônio de Castro, "Emissões veiculares no estado de São Paulo 2012, CETESB, São Paulo, 2013.
10. SERPA E. L. et al, Emissões veiculares no estado de São Paulo 2011, CETESB, São Paulo, 2012.
11. SCHNELLE K. B. and BROWN C. A., Air pollution control technology handbook, Flórida: CRC Press, 2002.
12. EPA, Guideline for Determination of Good Engineering Praticice Stack Height (Technical Support Document for the Stack Height Regulations), Estados Unidos: EPA, 1985.
13. EPA. TANKS. Versão 4.09D, 2005
14. EPA. WATER9. Versão 2, 2006
15. ENVIRONMENTAL, Lakes. AERMOD View, Interface for the U.S. EPA ISC and AERMOD Models. Versão 6.1. 2009
16. GEOGRAPHICS, Blue Marble. GlobalMapper. Versão v8.00. 2006