



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E DESENVOLVIMENTO
SUSTENTÁVEL

ALEX BARCELLOS VIEIRA

AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA NA SAÚDE
HUMANA: ESTUDO DE CASO PARA REGIÃO DE ANCHIETA - ES

VITÓRIA
2018

ALEX BARCELLOS VIEIRA

**AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA NA SAÚDE
HUMANA: ESTUDO DE CASO PARA REGIÃO DE ANCHIETA - ES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável, área de concentração em Sustentabilidade, Ambiente e Sociedade e linha de pesquisa Saneamento Ambiental e Saúde Pública.

Orientador: Prof.^a M.Sc. Fátima Maria Silva.
Coorientador: Prof. Ph.D. Neyval Costa Reis Junior.

VITÓRIA

2018

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Setorial Tecnológica,
Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

V657a Vieira, Alex Barcellos, 1982-
Avaliação de impactos da poluição atmosférica na saúde humana: estudo de caso para região de Anchieta – ES / Alex Barcellos Vieira. – 2018.
148 f. : il.

Orientador: Fátima Maria Silva.
Coorientador: Neyval Costa Reis Junior.
Dissertação (Mestrado em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Ar – Poluição. 2. Saúde – Impacto – Avaliação. 3. Minérios de ferro. 4. Material particulado. 5. Anchieta (ES). I. Silva, Fátima Maria. II. Reis Junior, Neyval Costa. III. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. IV. Título.

CDU: 628

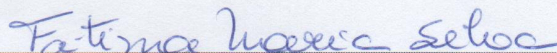
ALEX BARCELLOS VIEIRA

**AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DA POLUIÇÃO
ATMOSFÉRICA NA SAÚDE HUMANA: ESTUDO DE
CASO PARA REGIÃO DE ANCHIETA - ES**

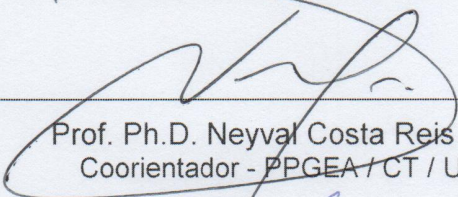
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável (Modalidade Profissional) da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável na área de concentração Sustentabilidade, Ambiente e Sociedade e linha de pesquisa Saneamento Ambiental e Saúde Pública.

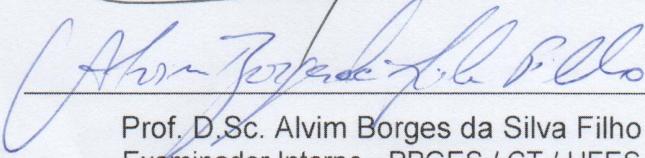
Aprovada em 08 de janeiro de 2018.

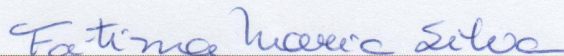
COMISSÃO EXAMINADORA



Prof. D.Sc. Fatima Maria Silva
Orientadora - PPGES / CT / UFES


Prof. Ph.D. Neyval Costa Reis Junior
Coorientador - PPGEA / CT / UFES


Prof. D.Sc. Alvim Borges da Silva Filho
Examinador Interno - PPGES / CT / UFES



p/ Prof.ª D.Sc. Simone Georges El Khouri Miraglia
Examinadora Externa - PPGE / IEE / USP

À minha esposa e companheira de vida. À minha maior fonte de motivação, meu filho! Gisa e Pedro vocês são meu porto seguro, seu carinho e compreensão foram imprescindíveis para realização deste trabalho.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Valtemir e Elza, Irmãos Washington e André obrigado pela força e incentivo.

Aos meus pais Adenir e Isabel, obrigado por cuidarem tão bem do meu filho, me proporcionando valiosos momentos para desenvolvimento deste trabalho.

À professora Fátima Silva por suas valiosas orientações e disponibilidade. Obrigado por ter acreditado neste trabalho o por sua dedicação no desenvolvimento deste saber.

Ao professor Neyval, obrigado pelas orientações e tempo dedicado.

À Banca Examinadora pela disponibilidade em contribuir com esta pesquisa.

Aos colegas Luiz Deister e Rodrigo Pereira pela paciência em ler esta pesquisa e sugestões tecidas ao longo do caminho.

Ao colega Douglas Lougon pela dedicação no fornecimento dos dados de monitoramento de qualidade do ar.

Ao Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – IEMA pela concessão de horário especial para realização do Mestrado.

À Universidade Federal do Espírito Santo – UFES pelo ensino público de qualidade.

A todos que contribuíram para esta pesquisa!

*“Campeões não são feitos em academias.
Campeões são feitos de algo que eles têm
profundamente dentro de si — um desejo,
um sonho, uma visão.”
(Muhammad Ali)*

RESUMO

Este estudo objetiva avaliar os efeitos à saúde decorrentes da emissão atmosférica de material particulado de um complexo de pelotização de minério de ferro existente no município de Anchieta – ES. Para isso foram obtidos e analisados dados de monitoramento de estações de qualidade do ar existentes na área de estudo, considerando dois cenários: o primeiro com a operação típica da atividade (ano de 2015) e o outro com o empreendimento fora de operação (ano de 2016). Com base nos decrementos das concentrações de MP_{10} e $MP_{2,5}$ verificados entre os cenários foi realizada avaliação de impacto à saúde para estimar a redução no número de casos de internação hospitalar por doenças cardiorrespiratórias, em todas as faixas etárias, atribuíveis à melhoria na qualidade do ar. Após o conhecimento da redução no número de casos atribuíveis à melhoria na qualidade do ar, estes tiveram seu custo direto valorado pelo método *Cost of Illness (COI)*. Para desenvolvimento da Avaliação de Impacto à Saúde foram utilizadas evidências epidemiológicas recomendadas pela Organização Mundial da Saúde e, quando existentes, de estudos desenvolvidos no Brasil. Os cálculos necessários ao desenvolvimento deste Estudo foram realizados com auxílio do software *Environmental Benefits Mapping and Analysis Program - Community Edition (BenMAP-CE)* da Agência Norte Americana de Proteção Ambiental (US EPA). Os resultados obtidos indicaram que as operações da atividade, mesmo atendendo aos limites vigentes estabelecidos pela legislação, exercem significativa influência sobre a qualidade do ar da região de estudo, especialmente para o poluente PM_{10} . Aos decrementos nas concentrações ambientais de $MP_{2,5}$, ocorridos em função da interrupção das operações da atividade, foram atribuídas reduções anuais médias de 0,67 casos de internações por doenças respiratórias e 0,30 casos de internações por doenças cardiovasculares. Os impactos à saúde devido às reduções nas concentrações de MP_{10} foram mais significativos, sendo atribuídas reduções anuais médias de 0,52 casos de internações por doenças cardiovasculares e 1,05 casos ou 8,3 casos, conforme coeficiente dose reposta utilizado, de internações hospitalares por doenças respiratórias. A monetização dos efeitos associados às reduções das concentrações de MP_{10} indicou que a parada das operações do complexo de pelotização, no período avaliado, foi responsável por 3,5% e 8,3% (ou 65,8%, conforme coeficiente dose utilizado), da redução no custo total despendidos com os

casos de internação por doenças cardiovasculares e respiratórias, respectivamente, para região de estudo.

Palavras-chave: Poluição do Ar. Material Particulado. Avaliação de Impacto à Saúde.

ABSTRACT

This study aims to evaluate the health effects of atmospheric emissions of particulate matter from an iron ore pelletizing complex in the municipality of Anchieta - ES. For this purpose, data were collected and analyzed from monitoring air quality stations in the study area, considering two scenarios: the first with typical operation of the activity (year of 2015) and the other without activity air emissions (year of 2016). Based on the decreases in PM_{10} and $PM_{2.5}$ concentrations verified among the scenarios evaluated, a health impact assessment was performed to estimate the reduction in the number of hospital admissions for cardiorespiratory diseases, in all age groups, attributable to improved air quality. After knowing the reduction in the number of cases attributable to the improvement in air quality, these had their direct cost valued by the Cost of Illness (COI) method. For the development of the Health Impact Assessment, epidemiological evidence recommended by the World Health Organization and from studies developed in Brazil was used. The calculations required for the development of this Study were carried out with software Environmental Benefits Mapping and Analysis Program - Community Edition (BenMAP-CE) developed by the US Environmental Protection Agency (US EPA). The results indicated that the operations of the activity, even comply with the current limits established by the legislation, have a significant influence on the air quality of the study region, especially for the PM_{10} . The mean annual reductions of 0.67 cases of hospitalizations due to respiratory diseases and 0.30 cases of hospitalizations due to cardiovascular diseases were attributed to decreases in environmental concentrations of $PM_{2.5}$, due to the interruption of operations. The impact on health due to the reductions in PM_{10} concentrations were more significant, with mean annual reductions of 0.52 cases of hospitalizations due to respiratory diseases and 1.05 cases (or 8.3 cases, according to the dose response coefficient used) of hospital admissions by respiratory diseases. The monetization of the effects associated with the PM_{10} concentration reductions indicated that the shutdown of pelleting complex operations in the evaluated period accounted for 3.5% and 8.5% (or 65.8%, according to the dose coefficient used), of the reduction in total cost expended with cases of hospitalization for cardiovascular and respiratory diseases, respectively, for the study region.

Key Words: Air Pollution. Particulate Matter. Health Impact Assessment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização da área de estudo.	21
Figura 2 - Rosa dos ventos para área em estudo no ano de 2015.....	23
Figura 3 - Localização das estações de monitoramento da qualidade do ar em relação ao complexo de mineração objeto de estudo.	28
Figura 4 - Estudo de dispersão do MP ₁₀ emitido das operações do complexo industrial. Isolinhas de concentração para médias de 24h.....	31
Figura 5 - Recorte de estudo utilizado na pesquisa.	32
Figura 6 - Etapas de processamento utilizadas no modelo BenMAP.- CE.....	35
Figura 7 - Determinantes sociais da saúde.	45
Figura 8 - Distribuição das frações do MP de acordo com o diâmetro.	48
Figura 9 - Locais de deposição do MP, em função do diâmetro, ao longo do sistema respiratório.	51
Figura 10 - Estrutura da AIS da poluição do ar.	68
Figura 11 - Processo de triagem dos artigos revisados.	77
Figura 12 - Cenário base (ano de 2015) para concentração de MP ₁₀	97
Figura 13 - Cenário controle (ano de 2016) para concentração de MP ₁₀	97
Figura 14 - Variação da concentração de MP ₁₀ entre os cenários de estudo.	98
Figura 15 - Cenário base (ano de 2015) para concentração de MP _{2,5}	99
Figura 16 - Cenário controle (ano de 2016) para concentração de MP _{2,5}	100
Figura 17 - Variação da concentração de MP _{2,5} entre os cenários de estudo.....	100
Figura 18 - Distribuição da população exposta na região de estudo.	102
Figura 19 - Redução no número de casos de internações por doenças respiratórias – MP _{2,5}	107
Figura 20 - Redução no número de casos de internações por doenças cardiovasculares – MP _{2,5}	107
Figura 21 - Redução no número de casos de internações por doenças cardiovasculares – MP ₁₀	109

Figura 22 - Redução no número de casos de internações por doenças respiratórias - Atkinson e outros (2005) – MP ₁₀	110
Figura 23 - Redução no número de casos de internações por doenças respiratórias – Freitas e outros (2016) – MP ₁₀	110

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Localização e parâmetros monitorados pela RAMQAr_Sul.	28
Tabela 2 - Funções de concentração resposta, expressa em termos do risco relativo, utilizadas na pesquisa.	39
Tabela 3 - Funções de concentração resposta, expressa em termos do risco relativo, utilizadas na pesquisa.	40
Tabela 4 - Descrição dos efeitos de mortalidade e morbidade associados a poluição do ar.	52
Tabela 5 - Padrões de qualidade do ar para o material particulado (padrões primários).	57
Tabela 6 - Padrões de qualidade do ar para o material particulado sugeridos pela OMS.	58
Tabela 7 - Metas intermediárias (MI) e padrão de qualidade final (PF) pelo Decreto Estadual n.º 3463-R para gestão do material particulado (MP10 e MP2,5).	59
Tabela 8 - Ferramentas computacionais para desenvolvimento de estudos de avaliação de impacto à saúde relacionados a poluição do ar em escala global.	71
Tabela 9 - Caracterização das referências utilizadas	78
Tabela 10 - Caracterização dos artigos utilizados na revisão de literatura.	79
Tabela 11 - Síntese do registro de ultrapassagens aos padrões de qualidade do ar da OMS.	92
Tabela 12 - Taxas de incidência base para os efeitos à saúde de interesse.	104
Tabela 13 - Número de casos totais de internações por doenças respiratórias e cardiovasculares na área de estudo.	105
Tabela 14 - Variáveis para valoração dos efeitos à saúde.	113
Tabela 15 - Valoração dos efeitos à saúde.	114

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Variação da temperatura ao longo do ano de 2015.....	24
Gráfico 2 - Precipitação pluviométrica no ano de 2015.	24
Gráfico 3 - Histórico da emissão de material particulado em relação à produção de pelotas de minério de ferro.....	26
Gráfico 4 - <i>Blox plot</i> dos dados de monitoramento de MP ₁₀ registrados nos anos de 2015 e 2016.	94
Gráfico 5 - <i>Blox plot</i> dos dados de monitoramento de MP _{2,5} registrados nos anos de 2015 e 2016.	94
Gráfico 6 - Evolução dos casos de internação hospitalar por doenças respiratórias nos municípios de Anchieta e Guarapari.....	103
Gráfico 7 - Evolução dos casos de internação hospitalar por doenças cardiovasculares nos municípios de Anchieta e Guarapari.	103
Gráfico 8 - Comparativo entre incidências padronizadas – Internações por Doenças Respiratórias.	105
Gráfico 9 - Comparativo entre incidências padronizadas – Internações por Doenças Cardiovasculares.....	106
Gráfico 10 - Percentual de redução nos custos anuais com internação hospitalar conforme referência epidemiológica utilizada.....	116

LISTA DE SIGLAS

AIA – Avaliação de Impacto Ambiental

AIS – Avaliação de Impacto à Saúde

BENMAP - CE – *Environmental Benefits Mapping and Analysis Program - Community Edition*

CID – Código Internacional de Doenças

COI – *Cost of Illness*

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

DATASUS - Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde

DSS – Determinantes Sociais da Saúde

ECHP – *European Centre for Health Policy*

EIA – Estudo de Impacto Ambiental

FUNASA – Fundação Nacional de Saúde

IBAMA – Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

IEMA – Instituto de Energia e Meio Ambiente

IEMA – Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos

MI – Meta Intermediária

MP – Material Particulado

NEPA – *National Environmental Policy Act*

OECD – *Organisation for Economic Co-operational and Development*

OMS – Organização Mundial da Saúde

PAF – Fração do Risco Atribuível

PNMA – Política Nacional de Meio Ambiente

PRONAR – Programa Nacional de Controle de Qualidade do Ar

PS – Partículas Sedimentáveis

PTS – Partículas Totais em Suspensão

RAMQAR SUL – Rede de Monitoramento de Qualidade do Ar do Sul

UFP – *Ultra Fine Particles*

USEPA – *United States Environmental Protection Agency*

VOLY – *Value of Life Year*

VSL – *Value of Statistical Life*

WHO – *World Health Organization*

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	18
2 OBJETIVOS	20
2.1 OBJETIVO GERAL	20
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	20
3 CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO DE ESTUDO	21
3.1 REGIÃO DE ESTUDO	21
3.2 CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS.....	22
3.2.1 Ventos.....	23
3.2.2 Temperatura do Ar.....	23
3.2.3 Precipitação Pluviométrica.....	24
3.3 FONTES DE EMISSÃO DE MATERIAL PARTICULADO (MP) E MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO AR.....	25
3.3.1 Fontes de emissão de MP	25
3.3.2 Monitoramento da Qualidade do Ar	27
4 METODOLOGIA.....	30
4.1 Definição do RECORTE de Estudo.....	31
4.2 AVALIAÇÃO DOS CENÁRIOS DE QUALIDADE DO AR.....	33
4.3 AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS À SAÚDE	34
4.3.1 Estabelecimento dos Cenários de Qualidade do Ar	36
4.3.2 Estimativa dos efeitos à saúde.....	36
4.3.3 Valoração monetária dos efeitos encontrados	41
5 REVISÃO DA LITERATURA.....	43
5.1 A RELAÇÃO SAÚDE E MEIO AMBIENTE.....	43
5.2 MATERIAL PARTICULADO: Definição, Origens e Efeitos à SAÚDE	47
5.2.1 Efeitos à Saúde	49
5.3 ASPECTOS REGULATÓRIOS EM QUALIDADE DO AR	53
5.4 AVALIAÇÃO DE IMPACTO À SAÚDE (AIS).....	61
5.4.1 Avaliação de Impacto à Saúde da Poluição do Ar	66

5.5	VALORAÇÃO MONETÁRIA DE EFEITOS À SAÚDE	73
5.6	TRABALHOS CORRELATOS	76
6	RESULTADOS E DISCUSSÕES	91
6.1	Caraterização dos cenários de qualidade do ar	92
6.1.1	Avaliação da qualidade do ar	92
6.1.2	Cenários de qualidade do ar gerados no BenMAP-CE.....	96
6.2	ESTIMATIVA DOS EFEITOS NA SAÚDE.....	101
6.2.1	Caracterização da População Exposta	101
6.2.2	Incidência Base dos Efeitos à saúde na população exposta.....	103
6.2.3	Estimativa dos Efeitos – MP_{2,5}.....	106
6.2.4	Estimativa dos Efeitos – MP₁₀	109
6.3	VALORAÇÃO DOS EFEITOS À SAÚDE	113
7	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	118
	REFERÊNCIAS	122
	APÊNDICE A – CARTA DE SOLICITAÇÃO DE ACESSO AOS DADOS DE MONITORAMENTO PROTOCOLADA JUNTO AO IEMA	136
	APÊNDICE B – SÉRIES HISTÓRICAS DE MONITORAMENTO.....	137
	APÊNDICE C – ANÁLISE DESCRITIVA DOS DADOS DE MONITORAMENTO.....	140
	APÊNDICE D – ANÁLISE INFERENCIAL DOS DADOS (TESTES DE NORMALIDADE E TESTES DE IGUALDADE).....	142

1 INTRODUÇÃO

A deterioração dos níveis de qualidade do ar é realidade na maioria dos grandes centros urbanos, e tem sua origem na utilização da atmosfera como meio de diluição dos efluentes gasosos gerados nas atividades humanas. Tal situação é preocupante, pois o meio utilizado para receber as cargas atmosféricas contaminantes, é também recurso fundamental à sobrevivência através dos processos de respiração.

Essa preocupação ficou evidenciada após o episódio de poluição atmosférica aguda, ocorrido na cidade de Londres no ano de 1952 onde, segundo estatísticas oficiais, mais de 3000 pessoas perderam suas vidas nas três primeiras semanas do evento. Estudos estimam que aos efeitos agudos deste evento possam ser atribuídas 12000 mortes que ocorreram nos meses subsequentes. Após este incidente, as pesquisas que relacionam a qualidade do ar e a saúde pública tiveram um grande crescimento (BELL; DAVIS, 2001).

Os estudos epidemiológicos desenvolvidos desde então demonstram que os incrementos dos níveis de poluentes na atmosfera podem ser relacionados a significativos problemas à saúde, tais como câncer nos pulmões (LOOMIS et al., 2013; LÓPEZ-CIMA et al., 2011; POPE et al., 2011), doenças cardiovasculares e respiratórias (NACHMAN; PARKER, 2012; NELIN et al., 2012; POPE 3rd et al., 2002). Dentre os poluentes atmosféricos, destacam-se o material particulado e ozônio, uma vez que a exposição a estes poluentes está associada à ocorrência de mortes prematuras e desencadeamento de efeitos de morbidade aguda e crônica (BROOME et al., 2015).

O significativo impacto da poluição atmosférica sob a saúde humana fica evidenciado no relatório “*Burden of disease from Ambient Air Pollution for 2012*”, onde, segundo dados da Organização Mundial da Saúde (OMS), no ano de 2012 mais de três milhões de mortes prematuras no mundo podem ser atribuídas a problemas relacionados com a poluição do ar (WHO, 2014).

Nesse contexto a poluição do ar é aspecto recorrente nas discussões realizadas para tomada de decisão no âmbito dos processos de licenciamento ambiental, onde se procura atestar a viabilidade ambiental de atividades econômicas, garantindo que

essas não comprometam os padrões de qualidade do ar estabelecidos em legislação.

No entanto, o atendimento aos padrões de qualidade do ar, não garante a inexistência de impactos à saúde, e neste sentido o conhecimento e quantificação desses impactos torna-se importante na definição da viabilidade ambiental das atividades poluidoras. Tal abordagem é essencial no desenvolvimento de processos produtivos sustentáveis (GURJAR et al., 2010).

Diante da problemática apresentada, onde os instrumentos de regulação ambiental praticados para gestão da qualidade do ar não garantem a inexistência de impactos à saúde, nesta pesquisa buscou-se o reconhecimento e aplicação, em estudo de caso, da metodologia de Avaliação de Impacto à Saúde (AIS), de modo a caracterizar, em termos quantitativos e monetários, os impactos à saúde causados pela alteração na qualidade do ar.

A adoção de técnicas de Avaliação de Impacto à Saúde (AIS) pode trazer um melhor conhecimento sobre a severidade e distribuição espacial dos impactos oriundos de projetos, planos e políticas, sobre a saúde da população exposta, propiciando subsídios ao processo de tomada de decisão (BHATIA; SETO, 2011).

Com o conhecimento dos impactos à saúde derivados da poluição do ar, métodos de valoração econômica podem ser aplicados para estimar sua magnitude em termos financeiros. Tal tratativa traz oportunidades para o estabelecimento de relações custo-benefício, a partir das quais a adoção de controles ambientais mais eficazes pode ser viabilizada economicamente.

O Estudo de Caso teve como objeto a avaliação dos impactos à qualidade do ar causados pela emissão de material particulado, nas frações MP_{10} e $MP_{2,5}$, de um complexo de pelotização de minério de ferro localizado no município de Anchieta, na região sul do Estado do Espírito Santo. A interrupção temporária das atividades deste complexo no final do ano de 2015, em função de desastre ambiental ocorrido na cidade de Mariana – MG, propiciou o estabelecimento de dois cenários comparativos de qualidade do ar, onde foi possível caracterizar a influência desta atividade na degradação da qualidade do ar na região, e, por conseguinte estimar os impactos à saúde que podem ser atribuídos à esta degradação.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar os efeitos à saúde decorrentes da emissão atmosférica de material particulado de um complexo de pelotização de minério de ferro existente no município de Anchieta – ES.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a qualidade do ar na área de estudo a partir da comparação de dados de monitoramento com os padrões estabelecidos pela legislação vigente e recomendados pela OMS, para poluentes MP₁₀ e MP_{2,5}.
- Estimar os efeitos à saúde atribuíveis a alteração na qualidade do ar, em relação às internações hospitalares por doenças respiratórias e cardiovasculares;
- Realizar a valoração monetária dos efeitos à saúde quantificados.

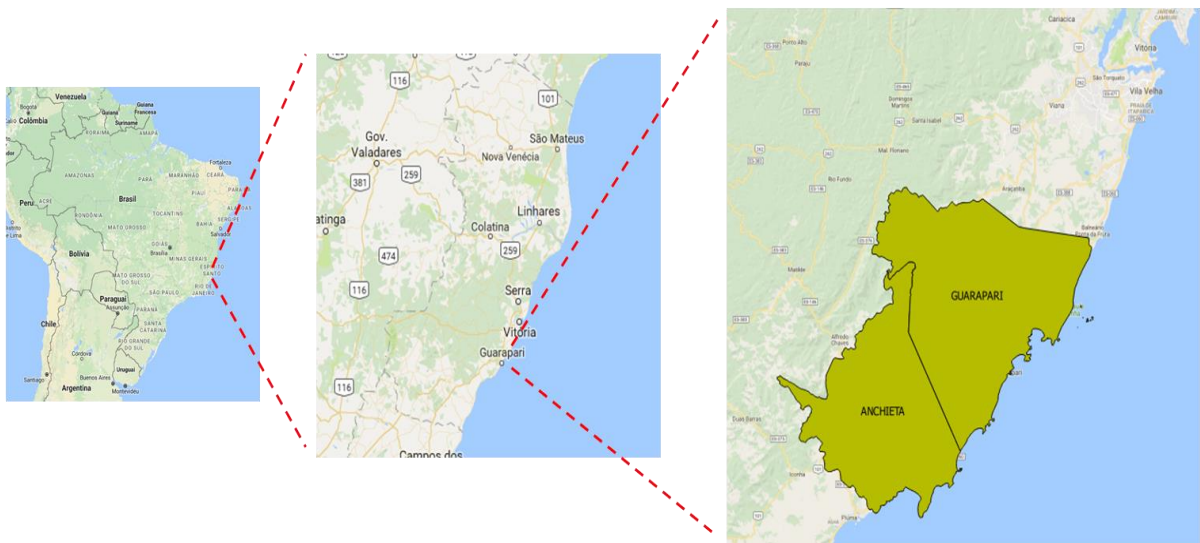
3 CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO DE ESTUDO

Neste capítulo são apresentadas as características da região de estudo, com foco nos elementos que influenciam na sua qualidade do ar, em especial, nas condições meteorológicas e nas fontes de emissão de material particulado. Ainda será apresentada uma caracterização da estrutura de monitoramento da qualidade do ar existente na região.

3.1 REGIÃO DE ESTUDO

A região de estudo está localizada no sul do Estado do Espírito Santo, no sudeste do Brasil, sendo pertencente aos municípios de Anchieta e Guarapari. A Figura 1 apresenta a macrolocalização da região de estudo.

Figura 1 - Localização da área de estudo



Fonte: Imagem adaptada de GOOGLE (2016).

O município de Anchieta, com base no censo de 2010, possui população de 23902 habitantes, perfazendo assim uma densidade demográfica de 58,41 hab/km². Nesse município, o setor industrial responde por mais de 75% do produto interno bruto (PIB), advindo principalmente da operação de um complexo de pelotização de minério de ferro e respectiva unidade portuária, de propriedade da empresa SAMARCO S.A., além de uma unidade de tratamento de gás natural, de propriedade da empresa PETROBRAS S.A. (IBGE, 2016).

O município de Guarapari, com base no censo de 2010, tem população de 121506 habitantes, perfazendo assim numa densidade demográfica de 177,10 hab/km². A atividade econômica desse município é predominantemente baseada no setor de serviços, sendo a indústria pouco desenvolvida (IBGE, 2016).

Neste contexto, a produção e exportação de pelotas de minério de ferro constituem a fonte mais significativa de emissão de material particulado para região de estudo (AMARAL, 2013; ECOSOFT,2016). Assim sendo, foi dada ênfase na caracterização dessa fonte de emissão e nas condições meteorológicas do local onde está instalada, uma vez que estas características são predominantes para a determinação da qualidade do ar na região de estudo.

3.2 CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS

As condições meteorológicas estão intimamente ligadas à qualidade do ar, determinando a magnitude e localização de possíveis problemas de degradação relacionados às emissões antropogênicas de poluentes atmosféricos (PANDIS; SEINFELD, 2006).

Dentre as variáveis meteorológicas, as condições de vento e temperatura são determinantes na diluição dos poluentes, e conseqüentemente na condição da qualidade do ar, principalmente nos primeiros quilômetros a partir da fonte de emissão (PANDIS; SEINFELD, 2006)

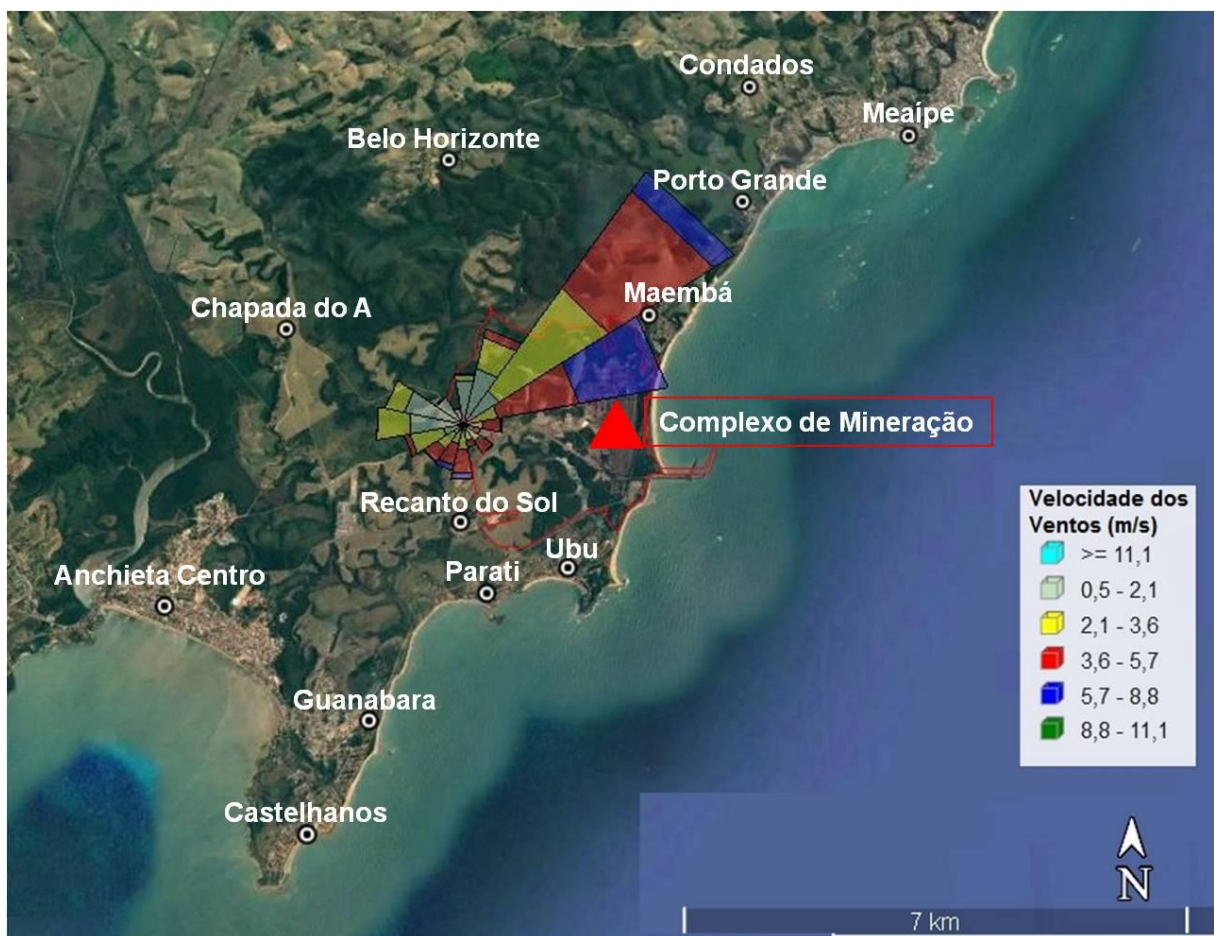
A incidência de precipitação, na forma de chuvas, exerce importante mecanismo de melhoria da qualidade do ar, agindo na remoção das partículas e gases suspensos da atmosfera (GODISH, 1997).

As variáveis meteorológicas descritas a seguir refletem as condições monitoradas durante o ano de 2015, numa estação meteorológica existente nas imediações do complexo de pelletização de minério de ferro, no município de Anchieta, com coordenadas geográficas decimais (lat/long – WGS84): -20,718124° / -40,518029° (ECOSOFT, 2016).

3.2.1 Ventos

A Figura 2 apresenta a distribuição das velocidades e direções dos ventos medidos no período entre 01/01/2015 a 31/12/2015, além da identificação das comunidades existentes nas proximidades do complexo de mineração. Verifica-se nesse período a predominância de ventos no quadrante compreendido entre as direções norte e leste.

Figura 2 – Rosa dos ventos para área em estudo no ano de 2015

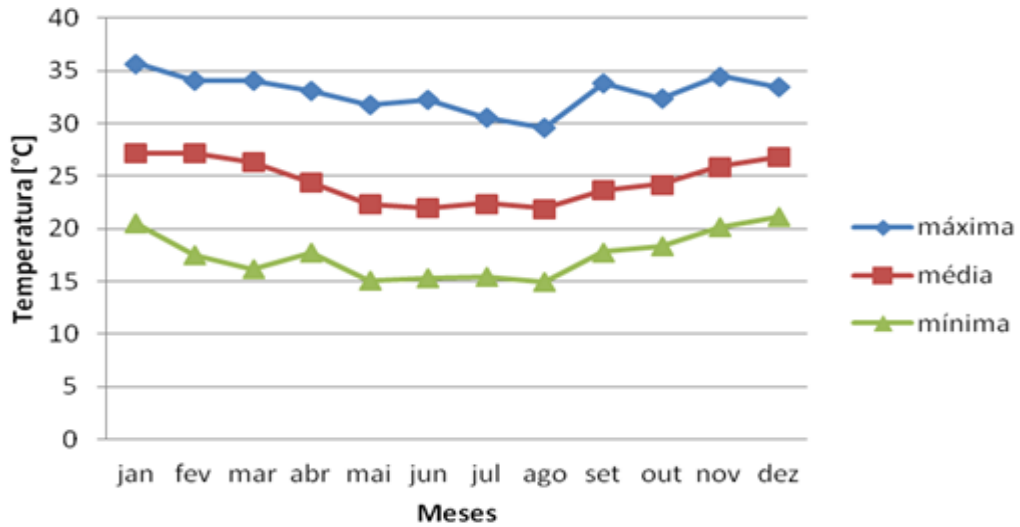


Fonte: Adaptado de ECOSOFT (2016).

3.2.2 Temperatura do Ar

O Gráfico 1 apresenta o comportamento das medidas de temperatura registradas ao longo do ano de 2015, com indicação das temperaturas máximas, médias e mínimas para cada mês daquele ano.

Gráfico 1 - Variação da temperatura ao longo do ano de 2015

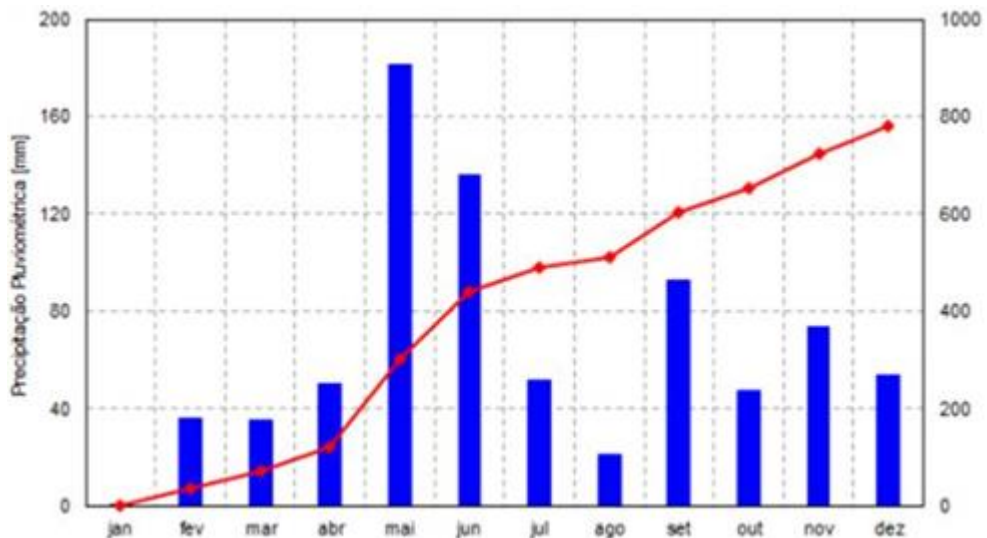


Fonte: ECOSOFT (2016).

3.2.3 Precipitação Pluviométrica

A incidência de chuvas possui efeito positivo na melhoria da qualidade do ar, uma vez que retira da atmosfera o material particulado suspenso além de atuar na redução da emissão deste poluente em áreas descobertas. No Gráfico 2 é apresentada o registro de precipitação pluviométrica ao longo dos meses do ano de 2015.

Gráfico 2 - Precipitação pluviométrica no ano de 2015



Fonte: ECOSOFT (2016).

As barras em azul indicam o nível acumulado de precipitação no mês, enquanto que a curva em vermelho indica o total acumulado no ano. Para o ano de 2015 os meses de maio e junho tiveram as maiores precipitações pluviométricas, enquanto que os meses de janeiro e agosto foram os mais secos (menores precipitações pluviométricas).

3.3 FONTES DE EMISSÃO DE MATERIAL PARTICULADO (MP) E MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO AR

3.3.1 Fontes de emissão de MP

A fonte mais significativa de emissão de material particulado na região de estudo é um complexo de pelletização de minério de ferro, dotado de quatro plantas pelletizadoras, e respectivo porto de exportação, de propriedade da empresa SAMARCO S.A. (AMARAL, 2013; ECOSOFT, 2016).

Localizada na região de Ubu, município de Anchieta, o complexo de pelletização da Samarco Mineração S.A. processa a polpa de minério de ferro extraída na localidade de Germano, região central de Minas Gerais. A polpa é transportada até o complexo de pelletização em Ubu, por meio de mineroduto, sendo o principal insumo na produção de pelotas de minério de ferro. Este mineroduto é composto por duas linhas de tubulações, com mais de 400 km de extensão cada, onde a polpa de minério (30% de água + 70% de sólidos) é transportada sob pressão (SAMARCO, 2013).

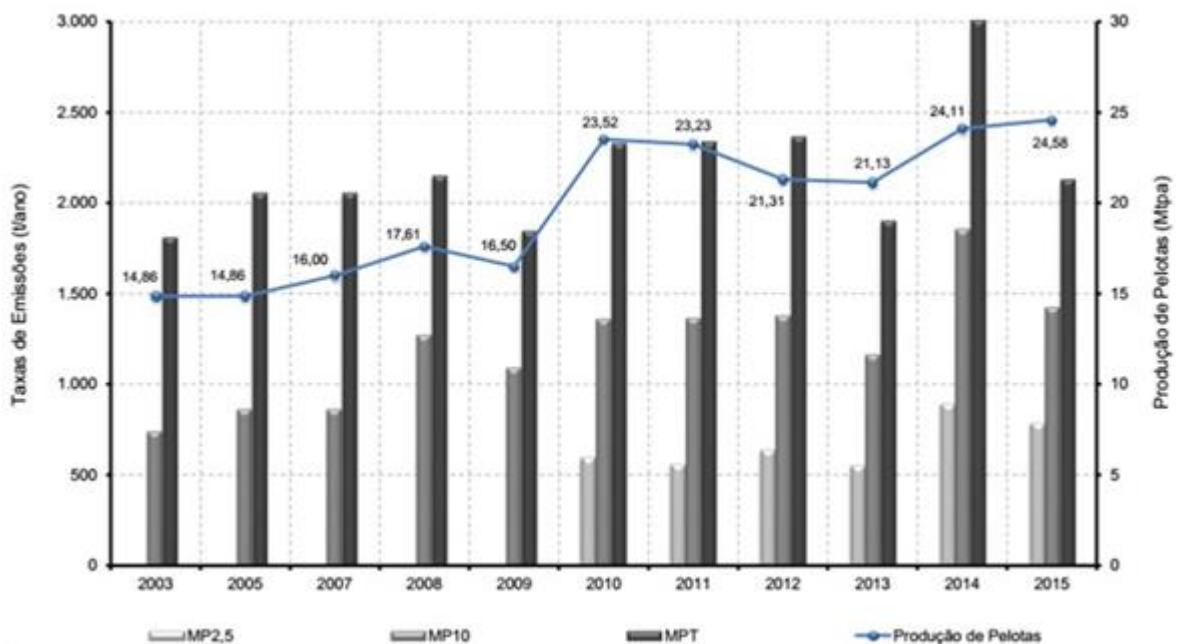
Depois de produzidas, as pelotas são estocadas em pátios até seu embarque no terminal marítimo da empresa na ponta de Ubu, onde toda a produção é escoada.

O processo produtivo desse complexo de pelletização possui várias fontes de emissão de material particulado, nas diversas frações granulométricas. O acompanhamento da emissão deste poluente na atmosfera é dado pelo monitoramento das fontes ou pela utilização de fatores de emissão derivados da literatura, para as fontes que não possuem monitoramento. Anualmente, é consolidado e apresentado ao Órgão Estadual de meio ambiente, um inventário das

fontes de poluição do ar, onde é declarado o quantitativo de poluentes atmosféricos emitidos para aquele ano.

No Gráfico 3 é apresentada a consolidação do inventário de fontes do complexo de pelotização em estudo, para o ano de 2015, além da evolução histórica da emissão de material particulado, nas frações granulométricas regulamentadas, em relação à produção de pelotas de minério de ferro (em milhões de toneladas por ano - Mtpa) (QUALITYAMB,2016).

Gráfico 3 - Histórico da emissão de material particulado em relação à produção de pelotas de minério de ferro



Fonte: QUALITYAMB (2016).

Da evolução histórica, nota-se um incremento produtivo no ano de 2014, dado pelo início das operações da 4ª unidade de pelotização. Com a entrada dessa nova unidade, que aumentou a capacidade produtiva do complexo em 37%, a expectativa era alcançar a produção de 30,5 milhões de toneladas/ano de pelotas de minério de ferro nos próximos anos (SAMARCO, 2013).

No entanto, no ano de 2015, tal crescimento produtivo não se efetivou, uma vez que, por força de sinistro¹ ocorrido na localidade de Mariana – MG, o fornecimento de

¹ Trata-se do rompimento da barragem de rejeitos de mineração operada pela empresa SAMARCO S.A. na localidade de Mariana – MG. Tal acidente liberou um significativo volume de rejeitos, estimado entre 50 a 60 milhões de metros cúbicos, culminando numa onda de destruição e contaminação desde o local do acidente até a foz do rio doce, localizada em Regência, no Estado do Espírito Santo (SEGURA et al., 2016).

polpa de minério para o complexo de Ubu foi comprometido, resultando, no início de dezembro de 2015, na completa interrupção das operações da empresa em Anchieta. Tal interrupção perdurou durante todo o ano de 2016.

No que compete ao licenciamento ambiental, a atividade de produção de pelotas de minério de ferro na ponta de Ubu, encontra-se regularmente licenciada, sendo amparada pela licença de operação (LO) n.º 417/2010, emitida pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA), órgão ambiental responsável pelo licenciamento ambiental, em nível estadual, no Estado do Espírito Santo.

3.3.2 Monitoramento da Qualidade do Ar

Em função da magnitude das emissões atmosféricas do complexo de pelletização frente às outras fontes de emissão existentes na região em estudo, como condição para sua operação, consta a obrigação de monitorar continuamente a qualidade do ar na área sob influência direta de suas operações. Tal obrigação se dá em função de condição imposta em Termo de Compromisso Ambiental (TCA) firmado entre a empresa SAMARCO S.A, IEMA e Ministério Público do Espírito Santo.

Para isso foi instalada a rede de monitoramento da qualidade do ar do sul do estado (RAMQAr-Sul), composta de 6 (seis) estações de monitoramento, distribuídas nos municípios de Anchieta e Guarapari, que acompanham a qualidade do ar nessa região.

Esta rede de monitoramento visa acompanhar os impactos da operação do complexo de pelletização na qualidade do ar dos citados municípios, especialmente nos núcleos populacionais mais expostos aos impactos. Para isso, a localização das estações deve ser cuidadosamente estudada a fim de identificar os locais mais adequados para monitoramento dos impactos na qualidade do ar.

Os parâmetros medidos em cada estação de monitoramento componente da RAMQAr-Sul, assim como sua localização podem ser visualizados na Tabela 1 e na Figura 3, respectivamente.

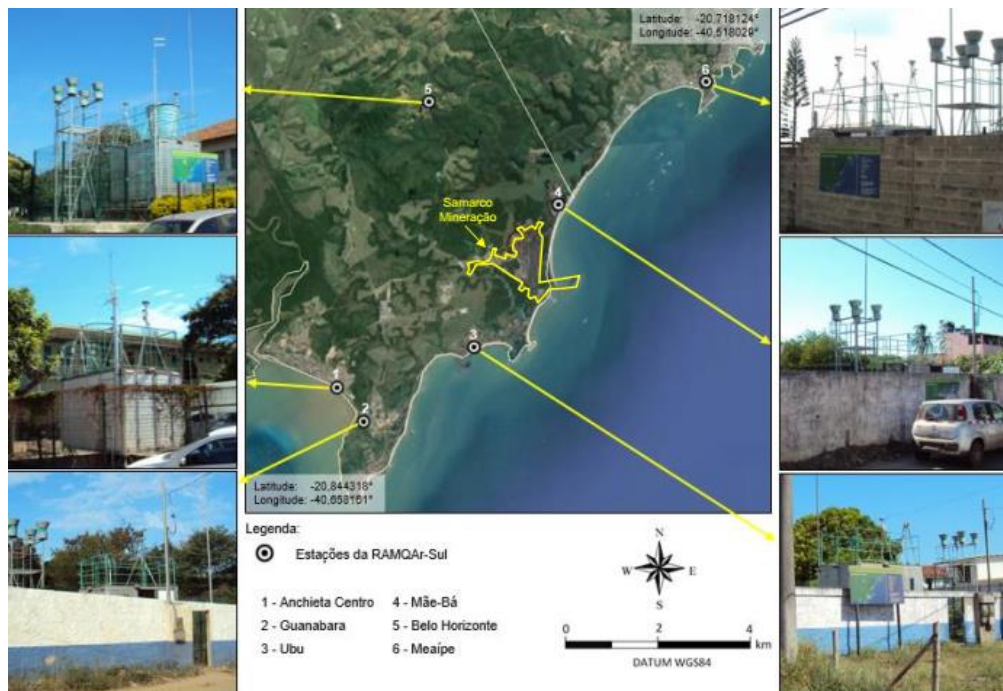
Tabela 1 - Localização e parâmetros monitorados pela RAMQAr_Sul

Identificação da Estação de Monitoramento de Qualidade do Ar (EMQAr)	Coordenadas UTM – SIRGAS 2000 24K		Parâmetros Monitorados								
	LONG (E)	LAT (N)	SO ₂	NO ₂	CO	O ₃	MP _{2,5}	MP ₁₀	PTS	VV*	DV**
Anchieta Centro	330011	7697699	X	X	X		X	X	X	X	X
Belo Horizonte	332485,87	7705588,08	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Guanabara	330756,81	7696770,87	X	X	X		X				
Mãe-Bá	336105,37	7702794,41		X				X	X		
Meaípe	340167	7706214	X	X	X		X	X	X	X	X
Ubu	333799,16	7698850,65		X				X	X		

*Velocidade do Vento; ** Direção do Vento.

Fonte: Adaptado de ECOSOFT (2016)

Figura 3 - Localização das estações de monitoramento da qualidade do ar em relação ao complexo de mineração objeto de estudo



Fonte: ECOSOFT (2016).

Os dados utilizados nesta pesquisa referem-se às médias de 24 horas, consideradas válidas, registradas nestas estações de monitoramento durante os anos de 2015 e 2016. Os dados foram solicitados e obtidos junto ao Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – IEMA, conforme requerimento apresentado no Apêndice A desta dissertação.

Conforme apresentado na Tabela 1 e Figura 3 as estações Mãe-bá e Ubu são as mais próximas ao complexo de mineração, e, portanto, nesses pontos espera-se que as concentrações de material particulado, nas frações MP_{10} e $MP_{2,5}$, sejam mais elevadas. No entanto, nestas estações não é realizado o monitoramento para $MP_{2,5}$, poluente de interesse nesta pesquisa.

Sendo assim, para as citadas estações, as concentrações médias de $MP_{2,5}$ foram obtidas a partir das concentrações médias de MP_{10} , monitoradas nas respectivas estações, valendo-se de um fator de conversão que relaciona a concentração mássica de $MP_{2,5}$ e MP_{10} . Alguns autores recomendam a utilização do valor 0,7 como relação adequada para conversão das médias de MP_{10} em $MP_{2,5}$ (MEDINA; BOLDO, 2005; PASCAL et al., 2013).

Este valor é superior aos encontrados por Maioli (2011), que pesquisou o comportamento dessa relação em várias estações da cidade de Vitória - ES, obtendo valores que variaram entre 0,273 e 0,528.

Nesta pesquisa, considerando a proximidade das estações Mãe-bá e Ubu com complexo de pelotização, para transformação dos dados monitorados de MP_{10} foi utilizada a relação entre as concentrações mássicas ($MP_{2,5}/MP_{10}$) encontradas na caracterização das fontes de emissão existentes neste complexo, tendo esta um valor aproximado de 0,5 (QUALITYAMB, 2016).

4 METODOLOGIA

Para avaliar os efeitos à saúde decorrentes da alteração da qualidade do ar, métodos quantitativos e qualitativos podem ser adotados, sendo que, em função da escassez de dados existentes, a maioria dos estudos desenvolvidos tem natureza qualitativa (RHODUS et al., 2013).

No entanto, a utilização de métodos quantitativos na avaliação de impactos à saúde (AIS), propicia o entendimento destes impactos em termos de magnitude e significância, e ainda fornece subsídios que podem ser utilizados na sua valoração monetária. A transformação dos impactos em bases monetárias propicia melhor avaliação do custo-benefício das políticas, planos ou projetos (BHATIA; SETO, 2011).

Isto posto, nesta pesquisa foi utilizada uma abordagem quantitativa, baseada nas recomendações da Organização Mundial da Saúde (OMS), para avaliação dos impactos à saúde (AIS) provocados pela alteração da qualidade do ar (OSTRO, 2004). Sendo assim foram realizadas as seguintes etapas:

1. Estabelecimento de cenários comparativos de qualidade do ar, baseados em dados medidos em estações monitoramento, para avaliação dos incrementos (ou da redução) de concentrações de poluentes;
2. Definição da população exposta e dos efeitos à saúde a serem estudados;
3. Levantamento das taxas de incidência base dos efeitos à saúde de interesse na população em estudo (ex.: número de casos internação hospitalar por doenças respiratórias para cada 100000 habitantes);
4. Definição das funções concentração resposta, derivadas de estudos epidemiológicos, que relacionem os efeitos à saúde de interesse com os poluentes atmosféricos em estudo.

Ao cumprir as citadas etapas, foram obtidas as informações necessárias para estabelecimento das funções de impacto à saúde. A utilização destas funções permitiu quantificar os efeitos à saúde que podem ser atribuídos à alteração na qualidade do ar. Após o reconhecimento quantitativo dos efeitos, métodos econômicos foram aplicados para sua valoração monetária.

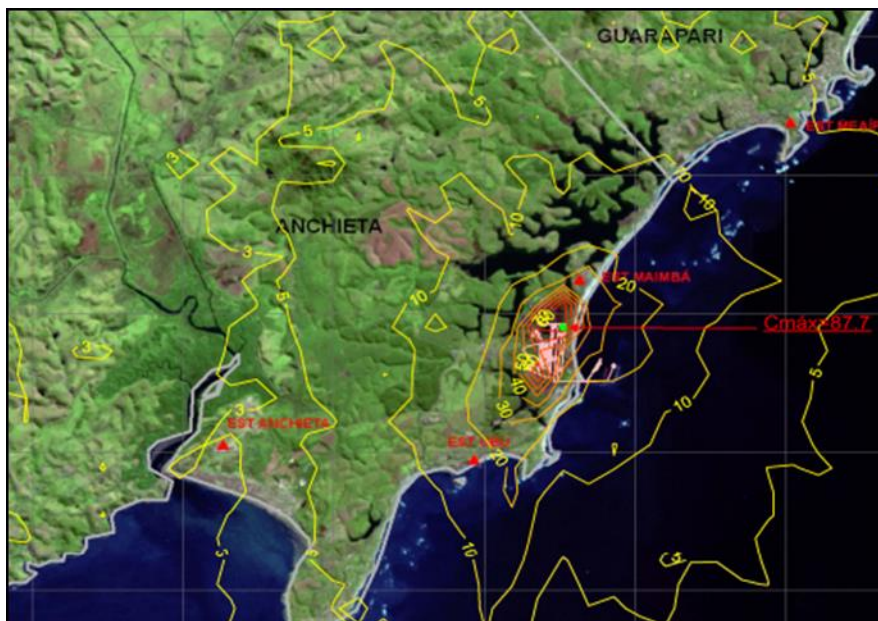
4.1 DEFINIÇÃO DO RECORTE DE ESTUDO

Considerando o objetivo principal desta pesquisa, foi necessário a realização de recorte de estudo adequado, visando à representação da extensão dos impactos causados pela emissão de material particulado (nas frações MP_{10} e $MP_{2,5}$) das operações do complexo de pelotização em análise. Neste caso, o termo recorte, pode ser entendido como uma delimitação, espacial e temporal, utilizada para melhor caracterização dos impactos à saúde provocados pela atividade analisada.

O primeiro aspecto considerado nesta avaliação foi o comportamento dos poluentes na atmosfera. Para isso, foram obtidas, junto aos estudos de impactos ambientais apresentados à época do licenciamento do complexo de pelotização, informações sobre os poluentes emitidos por esta atividade e sua dispersão na atmosfera.

Na Figura 4 são apresentas as isolinhas de concentração (média de 24 horas), obtidas para avaliação da dispersão do MP_{10} emitido da atividade em análise. Observa-se que os impactos podem ser percebidos além da localidade de Meaípe, distrito de Guarapari, a uma distância aproximada de 8km do complexo de pelotização.

Figura 4 - Estudo de dispersão do MP_{10} emitido das operações do complexo industrial. Isolinhas de concentração para médias de 24h

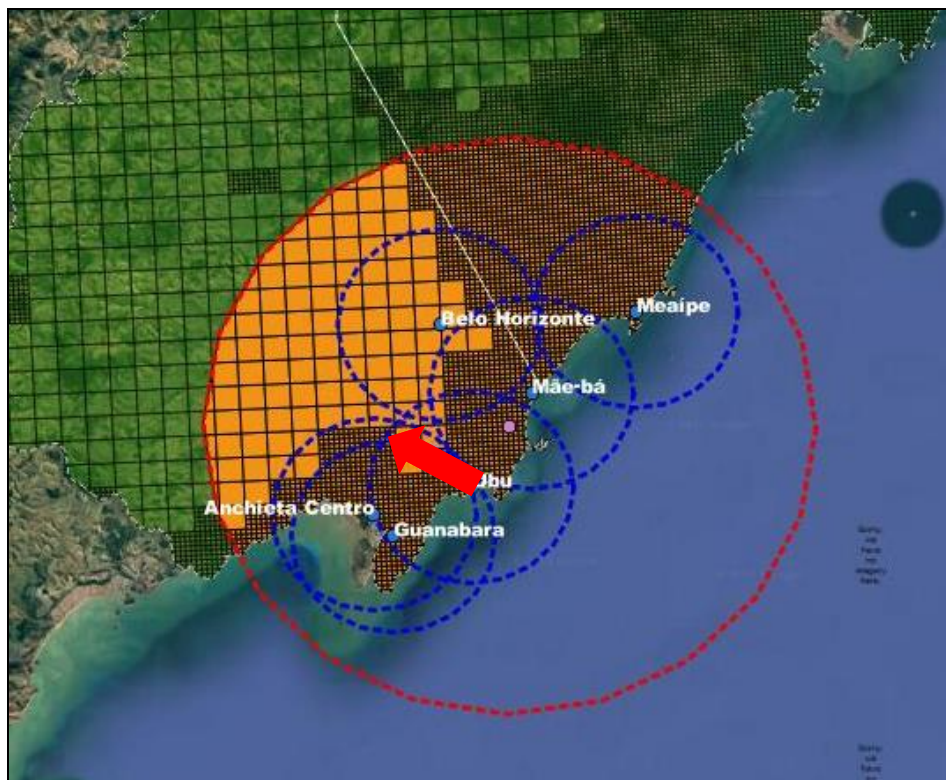


Fonte: CEPEMAR (2009).

Outro ponto considerado na definição do recorte de estudo, foi a representatividade espacial dos dados monitorados nas estações de qualidade do ar disponíveis na região. As medições de material particulado em estações de monitoramento de qualidade do ar são fortemente influenciadas por emissões veiculares, uma vez que estas podem ocorrer próximas aos pontos de medição. Sendo assim, foi considerado o atual distanciamento das estações em relações às vias públicas existentes, assim como o fluxo estimado de veículos nessas vias, para classificar as estações de monitoramento, em termos de representatividade os dados monitorados, como escala de bairro. Tal caracterização pressupõe que a medida de material particulado obtido na estação é representativa para uma distância mínima de 4 km no entorno da estação de monitoramento (CETESB, 2013).

Sendo assim, considerando os dois critérios citados, foi estabelecido um raio de 12km em torno do complexo de pelotização como região de recorte para esta pesquisa. Na Figura 5 visualizam-se os raios de representatividade das estações considerados (círculos em azul), o raio de recorte da pesquisa (círculo vermelho) e a localização do complexo de pelotização (seta em vermelho).

Figura 5 - Recorte de estudo utilizado na pesquisa



Fonte: Adaptado de Google Earth (2016).

Além do recorte espacial realizado, também foi necessário a realização de um recorte temporal na série histórica de dados monitorados na RAMQAr-SUL. A interrupção das atividades da empresa, em dezembro de 2015, propiciou a caracterização da qualidade do ar na região de estudo, sem a influência das operações do complexo industrial, uma vez que, o monitoramento da qualidade do ar teve continuidade durante todo o ano de 2016. Assim sendo, nesta pesquisa foram considerados dois cenários, sendo eles:

- Cenário de Base: Considera o monitoramento de qualidade do ar realizado durante o ano de 2015, com o complexo de pelotização em operação;
- Cenário Controle: Considera o monitoramento de qualidade do ar realizado durante o ano de 2016, sem a operação do complexo de pelotização.

Pela avaliação dos cenários apresentados foi possível a identificação da alteração da qualidade do ar, para os parâmetros MP_{10} e $MP_{2,5}$, causada pela operação do complexo de pelotização.

4.2 AVALIAÇÃO DOS CENÁRIOS DE QUALIDADE DO AR

Foram obtidos, junto ao Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA), os dados de série histórica do monitoramento da RAMQAr- Sul relativos aos anos de 2015 e 2016, para material particulado, nas frações MP_{10} e $MP_{2,5}$, conforme cenários de base e controle definidos.

A partir destas informações, foi realizado um comparativo das séries históricas monitoradas, em cada cenário e estação de monitoramento, com os padrões de qualidade estabelecidos pela legislação Estadual² vigente e aqueles recomendados pela Organização Mundial da Saúde³

De forma a evidenciar a influência da operação da atividade em estudo, as séries registradas para o material particulado, nas frações de interesse, foram comparadas

² Decreto Estadual n.º 3463-R de 16/12/2013, que estabelece novos padrões de qualidade do ar para o Estado do Espírito Santo.

³ Padrões de qualidade do ar estabelecidos no documento "*WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*" (WHO, 2005).

estatisticamente utilizando o teste de hipóteses de Mann-Whitney para o intervalo de confiança de 95%.

4.3 AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS À SAÚDE

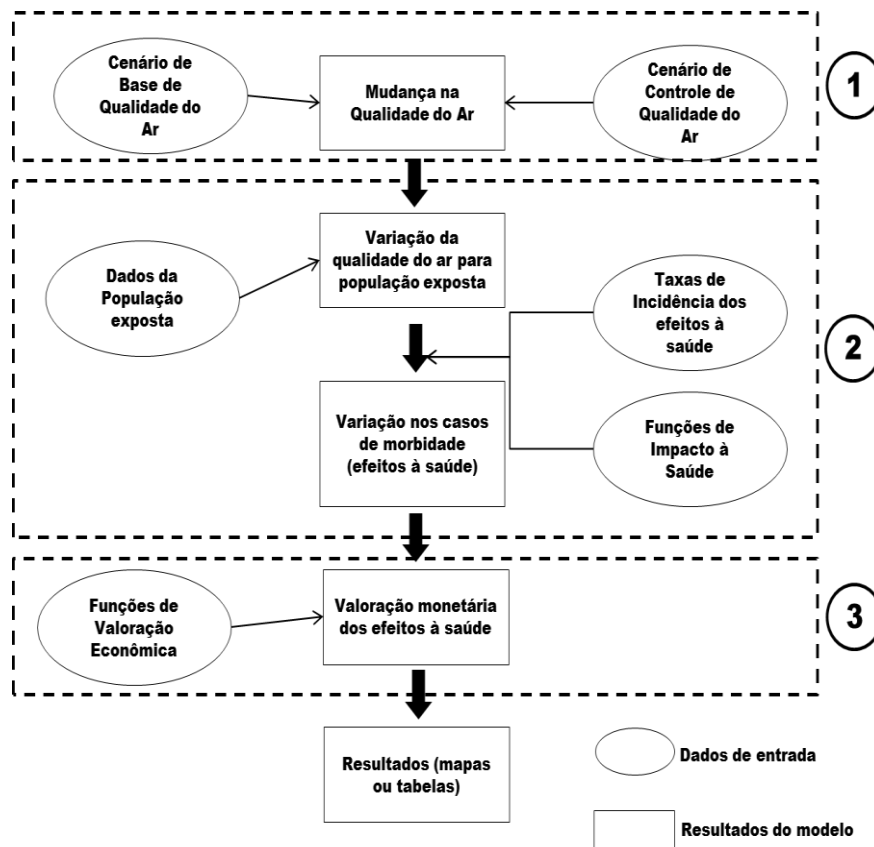
Para estimativa dos impactos à saúde e respectiva valoração econômica, foi utilizado o software “*Environmental Benefits Mapping and Analysis Program - Community Edition (BenMAP-CE)*”, na versão 1.3, desenvolvido pela Agência Norte Americana de Proteção Ambiental (USEPA).

A utilização dessa ferramenta pressupõe a realização das seguintes etapas de análise (DING et al., 2015):

- 1- Estabelecimento dos cenários de qualidade do ar;
- 2- Estimativa dos efeitos à saúde; e
- 3- Valoração monetária dos efeitos encontrados

As etapas de processamento utilizadas no BenMAP-CE podem ser visualizadas na Figura 6.

Figura 6 - Etapas de processamento utilizadas no modelo BenMAP.- CE



Fonte: Adaptado de USEPA (2015).

O BenMAP – CE opera com o conceito de grade, onde a área de estudo é dividida, virtualmente, em células menores, para as quais atribuem-se as variáveis necessárias ao cálculo dos efeitos à saúde e respectiva valoração monetária. A definição desta grade (*grid definition*) pode ser realizada diretamente no *software*, com a utilização de divisões em células regulares, ou pela importação de arquivo vetorial no formato *shapefile* (USEPA, 2015).

Nesta pesquisa, foi realizada a importação do arquivo vetorial da grade estatística do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

A grade estatística do IBGE distribui espacialmente o quantitativo da população, registrado no censo de 2010, em várias células, sendo atribuído para cada uma delas um valor de população residente. As células possuem tamanho de 1X1km para áreas rurais e 200X200 metros em áreas urbanas (IBGE, 2016).

Dado que o arquivo vetorial da grade do IBGE abrange uma extensão de área muito superior ao recorte realizado nesta pesquisa, foi necessário realizar sua adequação. Para isto, com auxílio do software QGIS (versão 2.18), o arquivo vetorial foi

manipulado para seleção da área de interesse. Após essa tratativa, a grade resultante refletiu a área de recorte considerada nesta pesquisa, sendo composta por 3182 células distribuídas nos municípios de Anchieta e Guarapari.

4.3.1 Estabelecimento dos Cenários de Qualidade do Ar

Os dados das estações de monitoramento componentes da RAMQAR-Sul foram inseridos no *software* BenMAP – CE com a utilização de formato específico adequado a sua leitura. Entre as informações necessárias destacam-se a localização geográfica das estações e os valores das médias diárias registradas nos anos de 2015 (cenário base) e 2016 (cenário controle) para os poluentes de interesse.

A partir dessas informações, utilizando como opção o método de interpolação “*Voronoi Neighborhood Averaging (VNA)*”, o *software* calcula as concentrações de MP_{10} e $MP_{2,5}$ para todas células componentes da grade de estudo.

No método VNA, o *software* seleciona, com base em critérios geométricos, as estações de monitoramento que melhor circundam a célula onde se deseja estimar a concentração de poluentes. A concentração é calculada com base na média, ponderada pela distância ao quadrado, dos valores de concentração existentes nas estações selecionadas (USEPA, 2015).

Após a estimativa das concentrações de MP_{10} e $MP_{2,5}$ em todas as células integrantes da grade de estudo, o *software* calculou a diferença entre os cenários base e controle. Esta diferença é utilizada para estimativa dos efeitos à saúde em cada célula, obtendo assim uma distribuição espacial das concentrações de material particulado em toda grade de estudo.

4.3.2 Estimativa dos efeitos à saúde

Para estimar a variação no número de casos de internações hospitalares, por doenças respiratórias e cardiovasculares, que podem ser atribuídos à alteração nas concentrações de MP_{10} e $MP_{2,5}$, identificadas conforme descrição do item anterior,

foi necessário fornecer ao BenMAP-CE as características da população exposta, a incidência base dos efeitos a saúde de interesse, as funções concentração resposta (CR) e a função de impacto a saúde a serem consideradas para cada célula componente da grade de estudo.

4.3.2.1 Características da População Exposta

Considerando os efeitos à saúde de interesse, foi necessário quantificar, para cada célula existente na grade de estudo, o total da população residente, caracterizando assim a população exposta à alteração na qualidade do ar. Não foi objeto desta pesquisa, dado os efeitos à saúde estudados, a segregação da população em faixas etárias, uma vez que a grade estatística do IBGE não disponibiliza essa informação. A partir desta grade foi obtida a população exposta, considerando apenas as pessoas residentes dentro da delimitação espacial estabelecida como recorte de estudo.

Para inserir as informações da população exposta, para cada célula componente do domínio, no BenMAP-CE, foi necessária a construção de tabela de dados, onde cada célula recebeu uma identificação na forma linha-coluna. Esta etapa foi realizada com a exportação das informações do arquivo vetorial da grade de estudo para o formato de tabela, utilizando para isso o *software* QGIS (versão 1.3). Após essa extração, a tabela resultante recebeu duas colunas adicionais, para efetivação da identificação no formato linha-coluna.

O estabelecimento de identificação única para todas as células da grade de estudo é requisito do BenMAP-CE para entrada das variáveis de cálculo necessárias. Este sistema de endereçamento também é utilizado na apresentação dos resultados gerados (USEPA, 2015).

4.3.2.2 Incidência base dos efeitos à saúde na população exposta

Foi realizada consulta ao banco de dados do Sistema Único de Saúde (DATASUS) para levantamento do quantitativo de eventos de internação hospitalar devido a

doenças respiratórias ou cardiovasculares segundo Código Internacional de Doenças n.º 10 - CID-10 (capítulos X – doenças respiratórias e IX – doenças cardiovasculares).

Neste sistema foi selecionado o filtro de buscas “morbidade hospitalar do SUS – por local de residência – Espírito Santo”, antes da seleção do efeito à saúde e município de interesse. Tal filtro possibilita identificar os casos de morbidade atendidos pela rede pública de saúde, de acordo com o município de residência do paciente, não importando o local onde o atendimento foi realizado (DATASUS, 2016).

As taxas de incidência base, para os efeitos estudados, foram calculadas considerando a média dos registros obtidos no período entre 2011 e 2015. Essa tratativa objetivou a atenuação de possíveis picos na série de registros, sendo assim mais representativa para caracterização das taxas de incidência base na população exposta.

As incidências base para os efeitos considerados foram inseridas no modelo, considerando o sistema de identificação linha-coluna das células componentes da grade de estudo, e localização espacial das células, conforme município. Ou seja, para as células localizadas no município de Anchieta foram atribuídos os valores de incidência calculados para esse município, sendo a mesma tratativa realizada para o município de Guarapari.

4.3.2.3 Funções Concentração Resposta (C-R)

As funções de concentração resposta são obtidas de estudos epidemiológicos e expressam o comportamento do efeito à saúde de interesse em relação à alteração da concentração dos poluentes na qualidade do ar, podendo ser expressas em termos de risco relativo (RR) ou de um coeficiente numérico (HUBBELL; FANN; LEVY, 2009).

Idealmente as funções de concentração resposta devem ser derivadas de estudos epidemiológicos desenvolvidos nas condições da população em que a avaliação de impacto à saúde está sendo desenvolvida (MARTENIES; WILKINS; BATTERMAN, 2015). Entretanto, o que se verifica na prática é a concentração do desenvolvimento

de estudos epidemiológicos nos Estados Unidos e na Europa (ANENBERG et al., 2016).

Para identificação de funções concentração resposta desenvolvidas para a realidade brasileira, e especialmente para região de estudo, foram utilizados os resultados dos estudos dos pesquisadores Pereira e Limongi (2015). Nesta pesquisa os autores identificaram os trabalhos epidemiológicos, sobre desfechos em saúde relacionados à poluição do ar, publicados no Brasil até o ano de 2013. Assim sendo, utilizando os mesmos critérios de pesquisa, foi realizada uma complementação das buscas, estendendo o horizonte de pesquisa até o ano de 2016.

Devido à escassez de funções concentração resposta para os efeitos e população de interesse nesta pesquisa, também foram utilizadas recomendações de publicações internacionais. A Tabela 2 apresenta o descritivo das funções concentração resposta, em termos de risco relativo, utilizadas nesta pesquisa.

Tabela 2 - Funções de concentração resposta, expressa em termos do risco relativo, utilizadas na pesquisa

Efeito a Saúde	Poluente	Medida de Exposição	Risco Relativo (RR) [por 10µg/m ³] - IC 95%	Referência
Internação hosp. por doenças respiratórias	MP _{2,5}	Média de 24 horas	1,019 (0,9982 - 1,0402)	(WHO, 2014)
Internação hosp. por doenças cardiovasculares			1,0091 (1,0017 - 1,0166)	
Internação hosp. por doenças respiratórias	MP ₁₀		1,011 (1,006 - 1,017)	(ATKINSON et al., 2005)
Internação hosp. por doenças cardiovasculares			1,006 (1,003 - 1,009)	
Internação hosp. por doenças respiratórias			1,0967 (1,0754 - 1,1184)	(FREITAS et al., 2016)

Fonte: Elaboração do Autor.

Das referências apresentadas na Tabela 2 apenas a pesquisa de Freitas e outros (2016) foi conduzida no Brasil, na cidade de Vitória, no Estado do Espírito Santo.

Os valores de risco relativo (RR) constantes na Tabela 2 foram derivados para obtenção do coeficiente de risco (β), uma vez que o BenMAP-CE utiliza este valor para entrada das funções de concentração resposta. Para transformação dos valores de risco relativo foram utilizadas as equações (1) a (4) a seguir (USEPA, 2015):

$$\beta = \frac{\ln(RR)}{\Delta MP} \quad (1)$$

$$\sigma_{\beta, 2,5\%} = \frac{\beta - \beta_{2,5\%}}{1,96} \quad (2)$$

$$\sigma_{\beta, 97,5\%} = \frac{\beta_{97,5\%} - \beta}{1,96} \quad (3)$$

$$\sigma_{\beta} \cong \frac{\sigma_{\beta, 2,5\%} + \sigma_{\beta, 97,5\%}}{2} \quad (4)$$

Onde:

β : coeficiente de risco que relaciona à exposição do poluente atmosférico com o efeito a saúde em estudo;

RR : risco relativo;

ΔMP : variação da concentração do poluente em que o risco relativo (RR) foi avaliado;

$\sigma_{\beta, 2,5\%}$ e $\sigma_{\beta, 97,5\%}$ = Desvio padrão para os percentis 2,5 e 97,5 do coeficiente beta;

σ_{β} : desvio padrão do coeficiente beta.

O resultado da transformação dos valores de risco relativo para os coeficientes de risco (β), utilizados como dados de entrada no BenMAP-CE, é apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 - Funções de concentração resposta, expressa em termos do risco relativo, utilizadas na pesquisa

Efeito a Saúde	Poluente	Medida de Exposição	Beta(β) - IC 95%	Referência
Internação hosp. por doenças respiratórias	MP _{2,5}	Média de 24 horas	0.00188 (-0.00018 - 0.00394)	(WHO, 2014)
Internação hosp. por doenças cardiovasculares			0.000905884 (0.00017 - 0.00165)	
Internação hosp. por doenças respiratórias	MP ₁₀		0.00113 (0.00062 - 0.00166)	(ATKINSON et al., 2005)
Internação hosp. por doenças cardiovasculares			0.00060 (0.00030 - 0.00090)	
Internação hosp. por doenças respiratórias			0.00923 (0.00727 - 0.01119)	(FREITAS et al., 2016)

Fonte: Elaboração do Autor.

4.3.2.4 Função de Impacto à Saúde

Nesta pesquisa foi utilizada a forma logarítmica linear para quantificar os efeitos à saúde atribuíveis à alteração na qualidade do ar para os cenários analisados. A equação (5) representa a forma matemática utilizada nesta pesquisa para relacionar as variáveis: incidências base, variação na concentração de poluentes, coeficiente de risco e população exposta. Esta forma matemática é usualmente aplicada em estudos de avaliação de impacto à saúde da poluição do ar (ABE; MIRAGLIA, 2016; BAE; PARK, 2009; BARRETT et al., 2015; BOLDO et al., 2011; BROOME et al., 2015; CHEN et al., 2016; DING et al., 2016; FANN et al., 2012; LI et al., 2016; LU et al., 2016; USEPA, 2010a; VOORHEES et al., 2014).

$$\Delta y = y_0 \cdot (1 - e^{-\beta \Delta x}) \cdot Pop \quad (5)$$

Onde:

Δy : mudança no número de casos do efeito à saúde em estudo;

y_0 : taxa de incidência base do efeito à saúde existente na população em estudo;

β : coeficiente de risco que relaciona à exposição do poluente atmosférico com o efeito a saúde em estudo. Esse coeficiente é derivado de estudos epidemiológicos;

Δx : variação da qualidade do ar em função do poluente de interesse considerando um cenário de base;

Pop : número de pessoas expostas à alteração da qualidade do ar em estudo.

4.3.3 Valoração monetária dos efeitos encontrados

Os custos associados aos eventos de internação hospitalar, para doenças respiratórias e cardiovasculares, foram valorados utilizando uma simplificação do método do Custo da Doença (*cost of illness*) proposta Huang e outros (2012) representada pela equação (6).

$$C_i = (C_{pi} + GDP_p * T_{Li}) * \Delta_{Li} \quad (6)$$

Onde:

C_i : custo total associado ao efeito i;

C_{pi} : custo por caso relacionado ao tratamento do efeito i;

GDP_p : Produto interno bruto per capita por dia;

T_{Li} : Tempo médio de trabalho perdido em função do efeito i ;

Δ_{Li} : Incremento no número de eventos associados ao efeito à saúde i .

O custo por caso (C_{pi}) foi obtido diretamente do sistema DATASUS, utilizando o valor médio de custos por internação hospitalar, para cada efeito, para o período entre os anos de 2014 e 2015 (DATASUS, 2016).

O produto interno bruto *per capita*, para o ano de 2015, foi obtido junto à base de dados do IBGE, considerando o município de Anchieta (IBGE, 2017b). Para cálculo do produto interno bruto *per capita* por dia foi considerado o ano com 365 dias.

Para determinação do tempo médio de trabalho perdido em função da internação, foi considerada a média dos dias de internação computados para os efeitos de interesse, nos municípios de Anchieta e Guarapari, entre 2014 e 2015. O valor médio dos dias de internação para os casos de interesse foi obtido diretamente do sistema DATASUS (DATASUS, 2016). Não foram excluídos dos casos de internação aqueles casos que não podem ser associados à perda de capacidade laborativa (indivíduos menores do que 14 anos de idade ou aposentados), obtendo assim uma aproximação conservadora, conforme recomendações da USEPA (2015).

O incremento no número de casos (Δ_{Li}) foi calculado pelo BenMAP – CE, para todas as células componentes do domínio de estudo, considerando cada efeito e poluentes de interesse. A valoração monetária total associada aos efeitos é dada pelo somatório das estimativas realizadas em cada célula.

Considerando que os efeitos das frações de material particulado podem ser contabilizados em dobro, apenas uma das frações deve ser utilizada para estimativa dos custos associados (WHO, 2014). Sendo assim, para valoração monetária dos efeitos quantificados, foi considerada apenas a fração de material particulado que resultou na maior alteração da incidência nos casos de internações hospitalares.

5 REVISÃO DA LITERATURA

5.1 A RELAÇÃO SAÚDE E MEIO AMBIENTE

O papel do meio ambiente como importante condicionador da saúde nem sempre esteve claro ao longo da história, houve momentos que foi largamente utilizado na explicação dos processos de adoecimento, assim como momentos em que as variáveis ambientais eram totalmente descartadas como causa das doenças.

O primeiro registro de estudo das condições ambientais como possíveis condicionadoras da saúde é atribuído ao filósofo grego Hipócrates, na obra “*Dos ares, das águas e dos lugares*”, escrita no início do século V (GOUVEIA, 1999; RIBEIRO, 2004).

A obra de Hipócrates foi o primeiro trabalho a estabelecer uma relação causal entre as doenças e os fatores ambientais (qualidade das águas, qualidade do ar, etc.), sendo considerada a base dos estudos epidemiológicos por muitos anos (ROSEN, 1994).

Durante a idade média, as teorias que relacionavam meio ambiente à saúde foram abandonadas, sendo substituídas pelo entendimento que as doenças, e respectivas curas, seriam resultantes de fatores de ordem mística ou religiosa (RIBEIRO, 2004).

Apenas no século XIX, impulsionado pela revolução industrial e tecnológica vivenciada na Inglaterra, houve a retomada concreta de ações intervencionistas no meio ambiente. As intervenções ambientais tinham como objetivo a melhoria das condições de saúde, especialmente nos ambientes físicos e sociais das fábricas, sendo esse movimento denominado “reforma sanitária” (ROSEN, 1994). Tal movimento teve repercussão em todos os países onde o industrialismo prosperou, dentre estes os Estados Unidos, França e Alemanha (RIBEIRO, 2004).

A relação entre as questões de saúde e o meio ambiente, especialmente antes da Revolução Industrial, eram norteadas por aspectos relativos ao saneamento básico. Entretanto, os avanços dos processos produtivos alcançados nessa época também diversificaram os impactos ambientais das atividades, tanto em relação a sua natureza quanto a sua abrangência geográfica. Assim, somente o controle sanitário

dos ambientes não seria suficiente para garantia da saúde, sendo necessária a observação de outros aspectos tais como a poluição do ar, empregos de biocidas na agricultura, poluição sonora, condições sociais, entre outros (HELLER, 1998).

No entanto, ainda no século XIX, com o avanço do conhecimento microbiológico, o interesse na melhoria dos ambientes físico e social foi deixado em segundo plano, sendo dada ênfase à concepção biológica da doença, ou seja, o processo de adoecimento era atribuído a uma única causa, sendo esta combatida por um agente específico (GOUVEIA, 1999).

Nesse momento, as ciências médicas, depositando todas suas crenças na eficácia dos achados microbiológicos, se desenvolveram utilizando como bases o modelo determinístico biológico para explicação das doenças infecciosas, relegando as bases socioambientais (OLIVEIRA; EGRY, 2000).

Mesmo com os grandes avanços no controle das doenças transmissíveis, verificados no período pós Segunda Guerra Mundial, as populações menos favorecidas socialmente, e, portanto, em piores condições ambientais, estavam à margem das melhorias na saúde. Esta constatação, fez com que a temática socioambiental voltasse a ser considerada como condicionadora da saúde (OLIVEIRA; EGRY, 2000).

Sedimentando a dimensão multicausal para definição do conceito de saúde, a Organização Mundial da Saúde (OMS), em sua constituição, no ano de 1948, estabeleceu: “Saúde é o estado de completo bem estar físico, mental e social e não é meramente a ausência de doença ou enfermidades” (WHO, 1948, tradução nossa). Tal definição superou a abordagem negativista comumente utilizada (ausência de doença) por uma visão integradora, onde se busca evitar todas as condições indesejáveis que possam contribuir para a deterioração do estado de saúde (OLIVEIRA; EGRY, 2000).

Esta definição abrangente de saúde foi recepcionada pela legislação nacional na Lei Federal n.º 8080/90, onde a saúde é vista como uma resultante de fatores determinantes e condicionantes, dentre eles a alimentação, a moradia, o saneamento básico, a renda, o lazer, o meio ambiente, dentre outros (BRASIL, 1990).

O modelo de saúde adotado pela legislação nacional considera que o estado de saúde é influenciado por diversos fatores denominados determinantes sociais da saúde (DSS). Os DSS estariam dispostos em diferentes camadas, segundo seus níveis de abrangência, indo desde determinantes individuais até a camada externa mais distante onde estão situados os fatores macro determinantes, conforme modelo proposto por Dahlgren e Whitehead (CNDSS, 2008). O arranjo dos DSS pode ser visualizado na Figura 7.

Figura 7 - Determinantes sociais da saúde.



Fonte: CNDSS (2008).

Nesse modelo verifica-se que as condições do meio ambiente influenciam todos os outros determinantes sociais da saúde, sendo assim, é imprescindível a existência de um meio ambiente equilibrado e de qualidade para manutenção da saúde.

A saúde humana está intrinsecamente ligada aos ambientes físico e social e tem uma série de determinantes que vão além das opções individuais de estilos de vida. Fatores como o estado do ambiente, o acesso a recursos para satisfazer as necessidades básicas, a exposição a riscos e a capacidade para lidar com estes, o rendimento e o nível de escolaridade, assim como a rede de relações sociais com amigos, família e vizinhos, todos têm impactos consideráveis sobre a saúde e o bem-estar (QUIGLEY et al., 2006).

Mesmo sendo o meio ambiente fator necessário à qualidade de vida e manutenção da saúde, a tratativa de utilização da natureza praticada pelo homem, busca o

crescimento econômico a qualquer custo, implicando assim na degradação da qualidade dos recursos naturais (CAMPONOGARA, 2012).

Dada a importância das condições ambientais como macro determinante da condição de saúde, a partir da segunda metade do século XX, foi estruturada uma área do conhecimento específica e dedicada ao estudo da interação entre saúde e meio ambiente, denominada Saúde Ambiental (RIBEIRO, 2004).

Em 1993, em encontro realizado na cidade de Sofia – Bulgária, a OMS inseriu aspectos mais práticos na definição de Saúde Ambiental, estabelecendo (WHO, 1993):

“Saúde ambiental são todos aqueles aspectos da saúde humana, incluindo a qualidade de vida, que estão determinados por fatores físicos, químicos, biológicos, sociais e psicológicos no meio ambiente. Também se refere à teoria e prática de valorar, corrigir, controlar e evitar aqueles fatores do meio ambiente que, potencialmente, possam prejudicar a saúde de gerações atuais e futuras”.

Esta definição representa a complexidade das interações que interferem nas condições de saúde humana condicionada pelas variáveis ambientais, sendo necessário o conhecimento de diferentes áreas de estudo (ciências sociais, ciências da saúde, ciências exatas, etc.) para compreensão dessa relação.

O entendimento da relação entre saúde e meio ambiente também deve considerar os problemas ambientais causados pela ação antrópica, com foco na degradação ambiental dos recursos naturais, tais como o ar, água e solos, notadamente importantes à sobrevivência.

Dentre os impactos causados pela ação humana, a poluição atmosférica é o fator ambiental que oferece a maior ameaça à saúde pública, sendo responsável, no ano de 2012, por uma em cada nove mortes registradas no mundo (WHO, 2016).

Por definição legal, considera-se que a atmosfera está poluída quando nesta existem formas de matéria ou energia com intensidade, quantidade, concentração, tempo de exposição ou características em desacordo com os padrões de qualidade estabelecidos, tornando o ar impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde, inconveniente ao bem-estar público, danoso aos materiais, à fauna e flora, prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade (BRASIL, 1990).

Dentre os poluentes que podem deteriorar a qualidade do ar, o material particulado (MP) ganha destaque, por ser um poluente diretamente emitido nas atividades humanas e ainda pela existência de evidências consistentes que relacionam sua exposição à ocorrência de efeitos adversos à saúde, principalmente no sistema respiratório e cardiovascular (WHO, 2006).

5.2 MATERIAL PARTICULADO: DEFINIÇÃO, ORIGENS E EFEITOS À SAÚDE

Considera-se material particulado (MP) ou aerossol, a mistura de partículas, líquidas ou sólidas, emitidas por atividades antrópicas e naturais ou formadas na atmosfera por mecanismos secundários (MP secundário), que se encontram presentes num fluxo gasoso (PANDIS; SEINFELD, 2006; BROOK et al., 2004).

No caso dos estudos de poluição do ar, a atmosfera atua como meio gasoso para diluição, transporte e transformação dos poluentes nela lançados, além de fornecer os gases necessários para realização dos processos de respiração (DESONIE, 1997).

Apesar de o MP presente na atmosfera ter uma diversidade química considerável, principalmente, devido à associação entre suas partículas componentes, usualmente é classificado conforme seu diâmetro aerodinâmico⁴ (GODISH, 1997).

As partículas presentes na atmosfera podem ter diâmetros aerodinâmicos variando desde poucos nanômetros até dezenas de micrômetros, sendo aquelas com diâmetros menores que 2,5 μm denominadas de “finas”, enquanto aquelas com diâmetro maior do que 2,5 μm e menor do que 10 μm são denominadas “grossas” (PANDIS; SEINFELD, 2006; BROOK et al., 2004).

Em termos práticos, considerando os possíveis efeitos no sistema respiratório, o MP pode ser dividido em duas frações granulométricas, sendo o MP₁₀, a fração de MP

⁴ Define-se como diâmetro aerodinâmico a medida do diâmetro de uma esfera hipotética, com densidade unitária (1 g.cm⁻³), que tem a mesma velocidade terminal que a partícula de interesse (GODISH, 1997; PANDIS; SEINFELD, 2006).

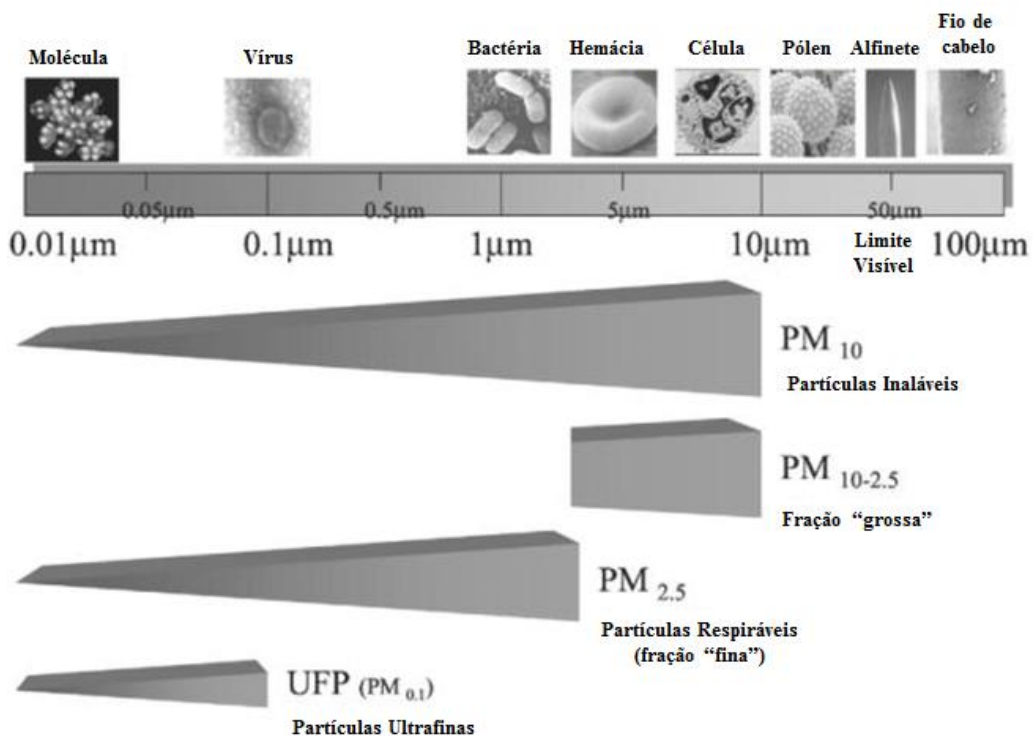
com diâmetro menor do que $10\mu\text{m}$ e o $\text{MP}_{2,5}$ a fração com diâmetro menor do que $2,5\mu\text{m}$ (BRUNEKREEF; HOLGATE, 2002).

O MP_{10} , também denominado partículas inaláveis, geralmente é capturado pelo sistema respiratório superior, enquanto que o $\text{MP}_{2,5}$, também denominado partículas respiráveis, tem a capacidade de alcançar os bronquíolos pulmonares (KAMPA; CASTANAS, 2008).

Dentro do MP “fino” existe ainda uma subdivisão destinada a categorizar as partículas com diâmetro menor do que $0,1\mu\text{m}$, sendo estas denominadas partículas ultrafinas (UFP). Tais partículas são predominantes, em número, nos níveis de MP na atmosfera e tem a capacidade de atingir o sistema circulatório, podendo se disseminar para outros órgãos (BROOK et al., 2004; RÜCKERL et al., 2011).

Na Figura 8 apresenta-se uma comparação da distribuição granulométrica típica do MP com o tamanho de elementos conhecidos.

Figura 8 - Distribuição das frações do MP de acordo com o diâmetro



Fonte: Adaptado de Brook et al. (2004).

Os aspectos físicos e químicos do MP variam de acordo com as condições do uso e ocupação do solo onde estão sendo avaliados, especialmente considerando as

fontes antropogênicas de emissão existentes (CHEUNG et al., 2011; GODOY et al., 2009).

O MP “fino” pode ter origem primária resultante de processos de combustão ou ser formado na atmosfera a partir de reações químicas entre precursores gasosos tais como óxidos de enxofre, óxidos de nitrogênio, metais e compostos orgânicos voláteis, emitidos de fontes naturais ou antropogênicas (PANDIS; SEINFELD, 2006; ESWORTHY, 2015).

O tráfego de veículos é o maior emissor de material particulado, sendo esse originado da queima de combustíveis, desgaste de componentes dos veículos e pelo processo de ressuspensão do MP depositado nas vias (DE KOK et al., 2006).

Já o MP “grosso” é gerado principalmente por processos mecânicos tais como ação dos ventos sobre os solos, atividades da construção civil, mineração, operações agrícolas entre outras (ESWORTHY, 2015; GODISH, 1997).

No que tange à composição química, o MP pode apresentar uma diversidade de componentes dentre eles nitratos, sulfatos, carbono orgânico e elementar, compostos orgânicos, compostos biológicos e traços de elementos metálicos (ex. ferro, cobre, níquel, zinco e vanádio) (WHO, 2013; CHEUNG et al., 2011; NASCIMENTO, 2015).

Dadas as propriedades granulométricas e químicas do MP, os principais impactos relacionados à sua presença na atmosfera estão relacionados à perda de visibilidade; exposição dos animais e seres humanos a substâncias perigosas via inalação; alteração do clima em escala regional e global; além de problemas relacionados ao incômodo por sua deposição (GODISH, 1997).

5.2.1 Efeitos à Saúde

Os efeitos do MP sobre o sistema cardiorrespiratório são reconhecidos desde a década de 70, sendo associados à exposição a altas concentrações de MP em conjunto com os óxidos de enxofre (POPE, 2000).

Até a década de 90 acreditava-se que o MP servia como “agente de transporte” para outras substâncias químicas, em especial os óxidos de enxofre, ingressarem no

sistema respiratório. Trabalhos realizados nessa época mudaram essa ótica, demonstrando que o MP, além da função de transporte, estava relacionado à efeitos deletérios à saúde, mesmo na ausência de outros elementos químicos (HARRISON; YIN, 2000).

Desde então vários estudos vem sendo realizados, estabelecendo uma relação consistente entre os efeitos à saúde e o MP, considerando períodos de curta exposição (horas ou dias) ou períodos de longa exposição (meses ou anos) (WHO, 2013).

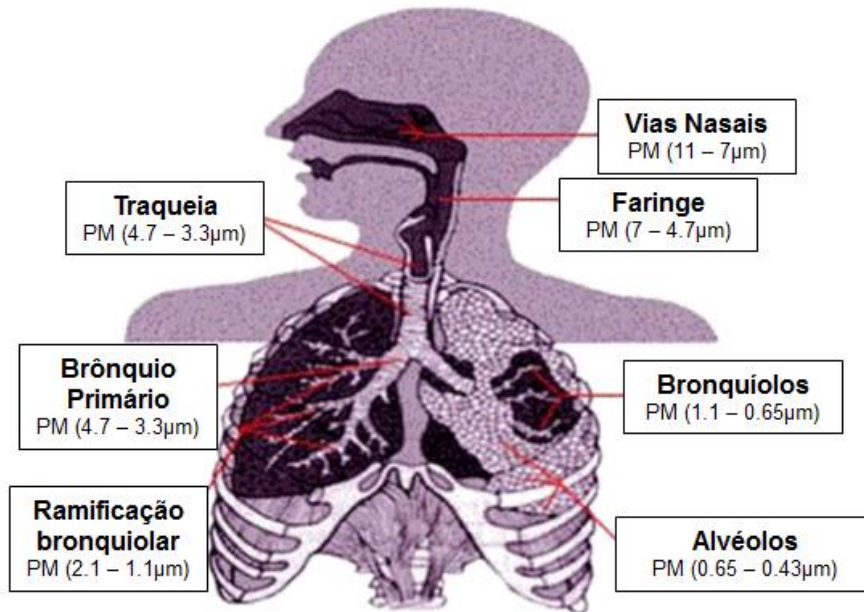
Para se avaliar a exposição ao MP o tamanho da partícula é a variável de maior importância, uma vez que determina o nível de ingresso desse poluente no sistema respiratório. Neste sentido as frações do MP que apresentam maior potencial para afetar a saúde, pela sua entrada no sistema respiratório, são aquelas que apresentam diâmetro aerodinâmico menor do que $10\mu\text{m}$ (KIM; KABIR, E.; KABIR, S., 2015; BROWN et al., 2013).

Dependendo do tamanho, composição química e área superficial, o MP pode impor diferentes riscos à saúde, uma vez que pode se depositar em diferentes locais do trato respiratório (RÜCKERL et al., 2011).

Apesar de maior foco ser dado ao tamanho das partículas do MP e, especialmente a sua concentração mássica, a avaliação do número de partículas (área superficial) e sua composição química podem refletir em avanços nas técnicas de controle do MP e conseqüentemente em menores efeitos na saúde (HARRISON; YIN, 2000; ATKINSON et al., 2014).

Na Figura 9 são apresentadas as partes componentes do sistema respiratório e os padrões de deposição do MP conforme o tamanho da partícula. As maiores frações do MP ficam retidas nas vias de entrada e de condução do ar respirado (boca, nariz, faringe e traqueia) enquanto que as partículas mais finas tem a capacidade de atingir os níveis alveolares nos pulmões (KIM; KABIR; KABIR, 2015).

Figura 9 - Locais de deposição do MP, em função do diâmetro, ao longo do sistema respiratório



Fonte: Adaptado de KIM; KABIR, E.; KABIR, S. (2015).

Além de afetar diretamente do sistema respiratório, o ingresso do MP pelas vias respiratórias pode desencadear processos de oxidação e inflamação dos tecidos pulmonares, culminando em efeitos ao sistema cardiovascular (POPE, 2000).

A interação do MP com os tecidos pulmonares está relacionada ao desencadeamento de processos que liberam substâncias com potencial oxidativo e inflamatório no sistema circulatório, provocando, dentre outros efeitos a aterosclerose (ARAUJO, 2011). Os efeitos resultantes desses danos são refletidos nos casos de mortalidade e morbidade (BRUNEKREEF; HOLGATE, 2002; CANÇADO et al., 2006).

Dentre os efeitos causados pela exposição ao MP destacam-se os casos de internação e atendimento hospitalar por doenças respiratórias e cardiovasculares, ataques de asma, crises de bronquite, diabetes, perda de capacidade laboral, câncer e mortes prematuras (KIM; KABIR; KABIR, 2015).

Para o efeito de mortalidade, estudos desenvolvidos apresentam claras evidências entre a associação da exposição ao MP, tanto em curta quanto em longa duração, com eventos de mortalidade total e mortalidade específica por doenças

cardiopulmonares (POPE 3rd et al., 2002; POPE et al., 2004; KREWSKI et al., 2009; LEPEULE et al., 2012).

Considerando o tamanho da partícula, para avaliação do efeito mortalidade, estudos demonstram que os efeitos provenientes da exposição ao MP₁₀ existem, mas são pouco expressivos quando comparados aos efeitos decorrentes da longa exposição à fração MP_{2,5} do material particulado (RÜCKERL et al., 2011).

Além dos casos de mortalidade, a exposição à longo prazo ao MP, especialmente na sua fração mais fina, foi relacionada à incidência de diabetes e alterações neurológicas em adultos e crianças (RÜCKERL et al., 2011).

Com base nos trabalhos já realizados sobre os efeitos à saúde ocasionados pela exposição aos poluentes atmosféricos, e em especial ao MP, a OMS recomenda que os efeitos listados na Tabela 4 sejam considerados nos estudos de avaliação de impacto à saúde (WHO, 2013b):

Tabela 4 - Descrição dos efeitos de mortalidade e morbidade associados a poluição do ar

Efeito Mortalidade	Efeito Morbidade
<ul style="list-style-type: none"> ✓ Mortes prematuras atribuíveis, considerando todas as causas e idades e exposições de curto prazo (um ou mais dias); ✓ Mortes prematuras atribuíveis, considerando todos os casos de derivados de doenças cardiopulmonares, faixa etária acima de 30 anos e exposições de longo prazo; ✓ Redução na expectativa de vida (<i>years of life lost</i>), para adultos acima de 30 anos, associada a exposições de longo prazo; ✓ Casos de mortalidade infantil para faixa de 0 a 1 anos de idade. 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Sintomas de bronquite para faixa etária abaixo de 18 anos; ✓ Bronquite crônica para adultos acima de 30 anos; ✓ Ataques de asma para todas as idades; ✓ Internações hospitalares para doenças relacionados aos sistemas cardiovascular, respiratório e cerebrovascular, considerando todas as idades; ✓ Atendimento ambulatoriais relacionados a doenças cardiorrespiratórias, considerando todas as idades; ✓ Dias de restrição de atividades (perda laboral) para adultos.

Fonte: Adaptado de Who (2013b)

Os estudos epidemiológicos demonstram que pessoas em todas as faixas etárias de idade podem sofrer de efeitos à saúde derivados da exposição ao MP (RÜCKERL et al., 2011).

No entanto, os idosos, crianças e pessoas com doenças cardiovasculares preexistentes são as mais susceptíveis, sendo que, as variáveis magnitude e tempo de exposição ao MP serão determinantes na avaliação dos efeitos à saúde (POPE, 2000).

O impacto causado pela poluição do ar impõem efeitos negativos à saúde da população exposta, mesmo em baixas concentrações, não sendo possível o estabelecimento de um limiar de concentração onde inexistam efeitos, especialmente em populações mais vulneráveis, como por exemplo, as crianças e os idosos (WHO, 2013b; MAYNARD, 2015).

Considerando não ser possível o estabelecimento de limiares onde inexistam efeitos à saúde da população exposta, a imposição de limites para concentração de poluentes no ar ambiente deve ter como premissa básica a busca pelo o menor valor possível, observando as limitações locais em termos de políticas e prioridades em saúde pública (WHO, 2006).

5.3 ASPECTOS REGULATÓRIOS EM QUALIDADE DO AR

A explosão do crescimento populacional associado à melhoria de aspectos econômicos e tecnológicos vivenciados no cenário mundial no período pós Segunda Guerra Mundial, se transformou em fonte de preocupações e anseios da sociedade no início da década de 1960, especificamente em relação às questões referentes ao uso dos recursos naturais, condições de trabalho e saúde humana.

O modelo econômico de desenvolvimento, baseado na ideia de “lucro a qualquer custo”, que implicava o aumento da produção de bens em detrimento da utilização dos recursos naturais, culminava no comprometimento da qualidade de vida e até mesmo numa ameaça à sobrevivência (SEIFFERT, 2011).

Neste contexto, a publicação do livro “Primavera Silenciosa”, no ano de 1962, nos Estados Unidos, despertou a atenção da sociedade para as questões ambientais, iniciando uma revolução na forma de pensar sobre a relação meio ambiente e sociedade (DEMARCO, 2015). A atuação de movimentos sociais naquele país viria a contribuir com a criação, no ano de 1969, do primeiro arcabouço legal, na forma de política⁵, para regulamentar as relações do homem com o meio ambiente.

⁵ Política, por definição, é o conjunto de diretrizes oriundas da vontade da sociedade, por meio dos seus grupos organizados, onde a execução dos seus programas e ações destinam-se a atingir aos objetivos nela estabelecidos. Estando os objetivos relacionados ao meio ambiente tem-se uma Política Ambiental (PHILLIPI JR; ROMÉRO; BRUNA, 2004).

A política ambiental norte americana denominada *National Environmental Policy Act* (NEPA) sedimentou o uso das Avaliações de Impacto Ambiental (AIA) para análise de projetos, políticas ou programas, em busca do menor impacto ao meio ambiente (SEIFFERT, 2011).

Além da gestão prévia de impactos ambientais, a NEPA caracterizou o meio ambiente como bem público a ser administrado pelo Estado, este que deveria tomar as ações necessárias à manutenção da qualidade ambiental, além de divulgar a situação da qualidade ambiental à sociedade. Essa abordagem resultaria no estabelecimento de padrões de qualidade desejáveis para os recursos ambientais (MAY; LUSTOSA; VINHA, 2003).

No Brasil, a aplicação da AIA e o controle das atividades degradadoras do meio ambiente, só veio a ser consolidada pela Lei Federal n.º 6938, de 31 de agosto de 1981, que estabeleceu a Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA), no entanto, estados como São Paulo e Rio de Janeiro já aplicavam os conceitos da AIA (SÁNCHEZ, 2008).

Para Seiffert (2011), com a PNMA, a proteção do meio ambiente e de sua qualidade, passa a ser reconhecido como elemento necessário à qualidade de vida, um notável avanço para a visão anterior onde a proteção ambiental estava subordinada ao desenvolvimento econômico.

A PNMA tem como objetivo principal, assegurar condições ambientais adequadas à manutenção da vida. Para isso, essa lei caracteriza o meio ambiente como patrimônio público, atribuindo ao Estado (ente público) a responsabilidade de regular as relações entre as atividades econômicas e o meio ambiente (BRASIL, 1981).

Ao tratar o meio ambiente como patrimônio público, procura-se assegurar a coletividade o acesso a todos os bens e serviços ambientais. Entretanto, o que se observa na prática, é a concentração dos benefícios ambientais em torno daqueles que exploram os recursos naturais, ao passo que, os custos ambientais dessa exploração (externalidades ambientais⁶ negativas) são distribuídos para toda a sociedade (JORDAN, 2001).

⁶ O conceito de externalidade ambiental foi introduzido pelo economista inglês Arthur Cecil Pigou em 1920, onde se definiu externalidade ambiental como os efeitos (benéficos ou adversos), originados na produção de um bem ou serviço, que afetam terceiros (outras empresas ou pessoas) sem que haja uma relação comercial ou contratual entre os envolvidos (MOURA, 2000).

Dado o desequilíbrio verificado na distribuição dos benefícios e custos ambientais, verifica-se a necessidade da existência de instrumentos de regulamentação que disciplinem o uso dos recursos ambientais (HARDIN, 1968).

Neste sentido aplicam-se as regulamentações ambientais que podem ser definidas como o conjunto de regras e instrumentos utilizados pelos órgãos públicos competentes a fim de alcançar os objetivos das políticas públicas de meio ambiente (RIBEIRO, 2012).

No Brasil, o modelo regulatório praticado, considera as variáveis ambientais como fatores determinantes para saúde da população, assim sendo, instrumentos regulatórios devem ser aplicados a fim de garantir a devida qualidade dos recursos ambientais (BRASIL, 1981).

Dentre os instrumentos de regulação previstos na política ambiental brasileira, destacam-se o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental, a avaliação de impactos ambientais e o licenciamento ambiental das atividades efetiva ou potencialmente degradadoras do meio ambiente (BRASIL, 1981).

O controle das atividades econômicas pela aplicação dos instrumentos apresentados deve objetivar, dentre outros aspectos, a manutenção da saúde e bem estar da população. Tal intenção fica nítida na definição de impacto ambiental dada pela Resolução CONAMA⁷ n.º 01/1986, que estabelece no seu Artigo 1º (BRASIL, 1986):

Artigo 1º - Para efeito desta Resolução, considera-se impacto ambiental qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam:

I - **a saúde, a segurança e o bem-estar da população; [grifo nosso]**

II - as atividades sociais e econômicas;

III - a biota;

IV - as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente;

V - a qualidade dos recursos ambientais

[...]

Para prevenção da degradação da qualidade do ar, verifica-se a existência de duas linhas regulatórias, sendo a primeira o controle das emissões atmosféricas direto nas atividades (padrões de emissão), e a segunda, o estabelecimento de padrões de

⁷ Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA): - órgão consultivo e deliberativo, instituído pela Política Nacional de Meio Ambiente com a finalidade de assessorar, estudar e propor ao Conselho de Governo, diretrizes de políticas governamentais para o meio ambiente e os recursos naturais e deliberar, no âmbito de sua competência, sobre normas e padrões compatíveis com o meio ambiente ecologicamente equilibrado e essencial à sadia qualidade de vida;

qualidade, que fixam o limite máximo em termos de concentração de poluentes na atmosfera.

A estratégia adotada pela legislação brasileira para preservação da qualidade do ar foi a adoção de limites máximos de emissão, por tipologias de atividades e para alguns poluentes prioritários, deixando o acompanhamento da qualidade do ar como ação complementar de controle (BRASIL, 1989).

O programa nacional de controle da qualidade do ar (PRONAR), instituído pela Resolução CONAMA n.º 05, de 15 de junho de 1989, seguia tendências internacionais para gestão da qualidade do ar, e tinha como premissa o estabelecimento de padrões de qualidade para o ar de acordo com classes caracterizadas pelo uso e ocupação do solo no território (PEREIRA JR., 2007).

A citada Resolução prevê a utilização de dois tipos de padrão de qualidade a serem utilizados na gestão da qualidade do ar, sendo eles definidos da seguinte forma (BRASIL, 1989):

- a) são padrões primários de qualidade do ar as concentrações de poluentes que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população, podendo ser entendidos como níveis máximos toleráveis de concentração de poluentes atmosféricos, constituindo-se em metas de curto e médio prazo.
- b) são padrões secundários de qualidade do ar, as concentrações de poluentes atmosféricos abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem estar da população, assim como o mínimo dano à fauna e flora, aos materiais e meio ambiente em geral, podendo ser entendidos como níveis desejados de concentração de poluentes, constituindo-se em meta de longo prazo. Os padrões de qualidade do ar aqui descritos serão definidos através de Resolução específica do CONAMA.

Os padrões de qualidade do ar são concentrações de referência, baseadas em pesquisas científicas, que limitam o nível máximo de determinado poluente na atmosfera, visando a preservação da saúde e do bem estar das pessoas (CAVALCANTI, 2010).

A definição dos valores de concentração para padrões de qualidade deve seguir as recomendações da Organização Mundial da Saúde (OMS), no sentido de adotar limites concentração de poluentes compatíveis com a saúde e o bem-estar humano (PEREIRA JR., 2007).

A escolha dos poluentes a serem regulados e respectivos valores limites foi baseada na experiência do Estado de São Paulo, que por sua vez, utilizou como referência os valores de concentração estabelecidos, na década de 70, pela legislação norte-americana (SANTANA et al., 2012). Tal aparato legal viria a ser conhecido

nacionalmente na publicação da Resolução CONAMA n.º 03 de 28 de junho de 1990.

A Resolução CONAMA n.º 03 preconiza limites máximos de concentração no ar ambiente para os poluentes: material particulado (nas frações suspensa – PTS; e inalável – MP₁₀); fumaça; dióxido de enxofre (SO₂); monóxido de carbono (CO); ozônio e dióxido de nitrogênio (NO₂). Na ausência da definição de classes de uso de ocupação do solo, conforme preconizado pela Resolução CONAMA n.º 05/1989, foi estabelecido que o padrão primário de qualidade deveria ser adotado nas ações de gestão da qualidade do ar (BRASIL, 1990).

Na Tabela 5 podem ser visualizados os padrões nacionais de qualidade do ar (padrões primários), estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 03/1990, para as diversas frações granulométricas de material particulado.

Tabela 5 - Padrões de qualidade do ar para o material particulado (padrões primários)

POLUENTE	CRITÉRIO TEMPORAL DE AVALIAÇÃO	PADRÃO PRIMÁRIO DE QUALIDADE (µg/m³)
Partículas Totais em Suspensão (PTS)	Média de 24 horas	240
	Média geométrica anual	80
Partículas Inaláveis (MP ₁₀)	Média de 24 horas	150
	Média geométrica anual	50

Fonte: Adaptado de BRASIL (1990).

Os critérios temporais de avaliação levam em consideração potenciais efeitos à saúde originados pela exposição à poluição do ar. Estes efeitos são classificados como agudos ou crônicos, e podem ser associados a períodos de curta (por exemplo, horária ou diária) ou longa (anual) exposição, respectivamente (CAMARA, 2015).

Os padrões de qualidade são elementos essenciais para nortear os instrumentos de gestão da qualidade do ar, sendo assim estes devem ser constantemente atualizados considerando os avanços nas pesquisas relativas aos riscos à saúde e ao meio ambiente derivados da poluição do ar (CAVALCANTI, 2010).

No entanto os padrões de qualidade estabelecidos pela legislação federal não acompanharam os avanços das pesquisas científicas, ficando defasados em relação às orientações da OMS, tanto em relação ao limite máximo de concentração, quanto à incorporação de novos poluentes, como é o caso da fração fina do material particulado (MP_{2,5}) (SANTANA et al., 2012).

As orientações da OMS, publicadas no documento “*WHO Air quality guidelines*”, baseiam-se em evidências científicas mais recentes e na opinião de especialistas na temática, para propor concentrações limites para material particulado (nas frações MP₁₀ e MP_{2,5}), ozônio, dióxido de nitrogênio e dióxido de enxofre (WHO, 2016).

Dentre os poluentes previstos, a OMS considera o material particulado (MP) como poluente atmosférico que apresenta maior ameaça à saúde da população mundial, estando relacionado a incidência de doenças respiratórias, cardiovasculares e câncer (WHO, 2016).

Na Tabela 6 são apresentados os padrões de qualidade sugeridos pela OMS, considerando à exposição ao MP.

Tabela 6 - Padrões de qualidade do ar para o material particulado sugeridos pela OMS

POLUENTE	CRITÉRIO TEMPORAL DE AVALIAÇÃO	PADRÃO PRIMÁRIO DE QUALIDADE (µg/m³)
MP _{2,5}	Média de 24 horas	25
	Média anual	10
MP ₁₀	Média de 24 horas	50
	Média geométrica anual	20

Fonte: Adaptado de Who (2016).

No Estado do Espírito Santo, verifica-se a existência de política própria para gestão da qualidade do ar, regida pelo Decreto Estadual n.º 3463-R, publicado em 16 de dezembro de 2013, que estabelece novos padrões de qualidade do ar e dá providências correlatas (ESPIRITO SANTO, 2013).

Esta normativa aplica-se a todo o território do Estado, e apresenta padrões mais restritivos que a legislação federal, indo ao encontro das diretrizes da OMS estabelecida para os poluentes material particulado (MP₁₀ e MP_{2,5}), partículas totais em suspensão (PTS), poeira sedimentável (PS), dióxido de enxofre, dióxido de nitrogênio, monóxido de carbono e ozônio (ESPIRITO SANTO, 2013).

A execução do Decreto prevê a melhoria gradativa da qualidade do ar no Estado, através do cumprimento de metas intermediárias de qualidade do ar (MI), até alcançar os níveis sugeridos pela OMS (ESPIRITO SANTO, 2013).

A Tabela 7 apresenta os valores das metas intermediárias e do padrão final a serem observados na gestão da qualidade do ar no Estado do Espírito Santo considerando apenas o poluente material particulado nas frações MP₁₀ e MP_{2,5}.

Tabela 7 - Metas intermediárias (MI) e padrão de qualidade final (PF) pelo Decreto Estadual n.º 3463-R para gestão do material particulado (MP₁₀ e MP_{2,5}).

POLUENTE	Concentrações médias de 24 horas consecutivas (µg/m ³)				Concentrações médias aritméticas anuais (µg/m ³)			
	MI1	MI2	MI3	PF	MI1	MI2	MI3	PF
MP _{2,5}	-	50	37	25	-	20	15	10
MP ₁₀	120	80	60	50	45	33	25	20

Fonte: Adaptado de ESPÍRITO SANTO (2013).

Para o MP_{2,5} optou-se pelo não estabelecimento de meta intermediária inicial (MI1), devido à inexistência de registro histórico da concentração desse poluente no Estado, uma vez que ele não era regulamentado pela legislação anterior. No Decreto está prevista a realização de monitoramento inicial deste poluente, com o propósito de conhecer as concentrações atualmente existentes no Estado, e a partir daí confirmar ou até mesmo modificar os valores estabelecidos para as metas intermediárias 2 e 3 (ESPÍRITO SANTO, 2013).

Para o MP₁₀, a partir da publicação do Decreto, o padrão de qualidade a ser utilizado como norteador na gestão da qualidade do ar é a meta intermediária 1 (MI1) (ESPÍRITO SANTO, 2013).

Apesar de o Decreto Estadual em análise prever mecanismos para avançar nas metas intermediárias, indo ao encontro do estabelecido pela OMS, em consulta ao Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA), Órgão responsável pela gestão da qualidade do ar neste Estado, não foram constatados avanços neste sentido, permanecendo como padrão de qualidade a meta intermediária inicial (MI1).

O modelo existente para gestão da qualidade do ar no Brasil, e especificamente no Estado do Espírito Santo, é baseado na imposição de limites, sejam eles para emissão dos poluentes (limites de emissão), ou de preservação da qualidade do ar (padrões de qualidade).

Tal abordagem prevê a imposição de um conjunto de normas, regras, procedimentos e padrões a serem atendidos pelas atividades econômicas utilizadores dos recursos naturais, sob pena de sofrer sanções pela atuação do poder de polícia do Estado, sendo, portanto, uma abordagem de comando e controle (MARGULIS, 1996).

O uso da abordagem de comando e controle é nítido na política de gestão da qualidade do ar no Brasil, uma vez que, a estratégia de gestão prevista prioriza o estabelecimento de padrões de emissão para fontes de poluição, colocando em segundo plano, o controle da qualidade do ar (CAVALCANTI, 2010).

Os principais instrumentos de regulação ambiental baseados na abordagem de comando e controle são as licenças, o zoneamento e os padrões (MARGULIS, 1996).

A licença ambiental, ato administrativo resultante do procedimento de licenciamento ambiental, é a forma legal onde o órgão ambiental competente estabelece as condições, limites e controles ambientais a serem obedecidos pelas atividades econômicas, efetiva ou potencialmente degradadoras da qualidade ambiental (BRASIL, 1997).

O zoneamento ambiental é o instrumento que organiza o território de forma a disciplinar o seu uso e ocupação, através da imposição de medidas e padrões de qualidade ambiental. Tais medidas visam a manutenção da qualidade dos recursos naturais e a conservação de sua biodiversidade (BRASIL, 2002).

Os padrões são os instrumentos mais utilizados na gestão ambiental e estão presentes tanto nas licenças ambientais quanto nos processos de zoneamento ambiental. Estes podem ser empregados para controlar a concentração máxima (padrão de qualidade) ou a emissão (padrão de lançamento ou emissão) de poluentes nos extratos ambientais (ar, solo, água, etc.); ou até mesmo impor a utilização de determinada tecnologia para abatimento de poluição (padrão tecnológico) (MARGULIS, 1996).

Mesmo sendo amplamente difundida como modelo de regulação na gestão da qualidade do ar, a tratativa, exclusiva, de imposição de padrões, sejam eles de emissão ou qualidade do ar, nivela todas as atividades econômicas num mesmo patamar regulatório e não incentivam a busca pela eficiência⁸ na resolução dos problemas ambientais (RIBEIRO; KRUGLIANSKAS, 2015).

⁸ A regulação ambiental é considerada efetiva quando melhora significativamente, quando não resolve, o problema ambiental para qual foi proposta. Por outro lado, a regulação ambiental pode ser considerada eficiente quando além melhorar, ou até mesmo resolver, o problema ambiental para qual foi proposta, pratica essa ação aos menores custos econômicos diretos ou indiretos (OECD, 2006).

Nesta ótica, após atingir o padrão de emissão estabelecido para um determinado poluente atmosférico, as atividades econômicas não teriam motivação para obter menores taxas de emissão, tampouco incentivo para se instalarem em locais com a qualidade do ar menos comprometida (XIE; YUAN; HUANG, 2017).

Outro ponto de fragilidade desta abordagem consiste no fato de não existir evidência epidemiológica que estabeleça um limiar, onde não seja detectado nenhum efeito à saúde em virtude da exposição à poluição do ar. Dessa forma espera-se que os padrões de qualidade do ar sejam cada vez mais restritivos (POPE, 2000; POPE POPE 3rd; DOCKERY, 2006; WHO-EUROPE, 2005).

Ao passo que padrões de qualidade do ar ficam mais restritivos, o custo relativo ao controle das fontes de emissão aumenta consideravelmente, sendo desejável agregar uma avaliação de custo-benefício para o atendimento desse novo patamar de qualidade do ar (DAVIDSON et al., 2007).

Dentre os custos que não são contabilizados na avaliação da qualidade do ar pela imposição de padrões, se destacam aqueles relativos aos impactos à saúde decorrentes da exposição à poluição do ar, sendo considerados externalidades negativas impostas à sociedade (SILVEIRA et al., 2016).

Para Cavalcanti (2010) a regulação da qualidade do ar não deve ficar restrita a imposição do modelo de comando e controle, através do estabelecimento de padrões de emissão. Deve-se estabelecer um modelo em que as ações de controle das atividades econômicas sejam baseadas nos possíveis impactos à saúde das populações residentes no seu entorno.

5.4 AVALIAÇÃO DE IMPACTO À SAÚDE (AIS)

O processo de regulação das atividades econômicas no âmbito do licenciamento ambiental, utilizando a Avaliação de Impacto Ambiental (AIA), deveria considerar em seu escopo, os aspectos relativos ao meio físico, biótico e socioeconômico, incluindo nestes as questões de saúde. No entanto, o que se verifica nos processos de licenciamento ambiental praticados no Brasil, é a omissão da análise dos impactos sobre a saúde (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2014).

Embora seja nítida a inter-relação existente entre as modificações ambientais provocadas pelas atividades econômicas e os impactos à saúde das populações expostas, as metodologias utilizadas nos estudos necessários aos procedimentos de licenciamento ambiental continuam priorizando os aspectos físicos, químicos e biológicos, deixando num segundo plano as dimensões sociais, onde estão inseridos os aspectos de saúde, em posição periférica (SILVA, 2009).

O desenvolvimento de processos de planejamento, como é o caso do licenciamento ambiental, sem considerar os efeitos sobre a saúde humana, pode implicar custos sociais (externalidades negativas) na forma do aumento da carga de doenças e diminuição do bem estar da população exposta (QUIGLEY et al., 2006).

Sendo as condições ambientais macro determinantes no estado de saúde, vários aspectos, fora da área médica, devem ser contemplados. Faz-se necessária a aplicação de base conceitual multidisciplinar para inserir a saúde nos processos de tomada de decisão, e neste sentido aplicam-se os processos de Avaliação de Impactos à Saúde - AIS (VEERMAN, 2005).

Os primeiros trabalhos utilizando a AIS surgiram na década de 1980 como resposta ao novo conceito de saúde pública, onde as condições sociais e ambientais são tratadas como determinantes de maior importância no condicionamento da saúde humana (STEINEMANN, 2000).

A evolução do conhecimento que interliga as variáveis sociais, os aspectos relativos aos ambientes construídos e as questões de saúde, propicia a inserção dessas questões nos processos de tomada de decisão, utilizando os Estudos de Impacto Ambiental como mecanismo para promover essa integração (BHATIA, 2007).

Neste contexto a Organização Mundial da Saúde, em encontro realizado na cidade de Copenhague, recomendou que na elaboração de estudos de impacto ambiental para avaliação de propostas de projetos, sejam considerados todos os impactos que possam mudar o bem estar das pessoas, e não somente aqueles com relação direta com o desencadeamento de doenças (WHO, 1987).

Em 1986 a Carta de Ottawa, publicada em função da primeira Conferência Internacional sobre Promoção da Saúde, realizada em Ottawa (Canadá), concretiza os aspectos de saúde na agenda dos tomadores de decisão, enfatizando que as decisões tomadas por estes podem trazer consequências para saúde, e que a

interação da população e meio ambiente em que vive constitui base para uma abordagem sócio-ecológica da saúde (WHO, 1986).

Um marco importante para a consolidação da AIS no cenário mundial ocorreu no ano de 1999, quando o Centro Europeu para Políticas Saudáveis (*European Centre for Health Policy - ECHP*), da Organização Mundial de Saúde, e a Escola de Saúde Pública Nórdica organizaram um encontro para discussão das práticas existentes em AIS (ECHP, 1999).

Desse encontro, surgiu a definição mais comumente utilizada para descrever os estudos de impacto à saúde, denominada Consenso de Gothenburgo, assim como os valores que devem ser observados no emprego dessa ferramenta, sendo eles: a democracia, igualdade, desenvolvimento sustentável e o uso da ética (COMMITTEE ON HEALTH IMPACT ASSESSMENT et al., 2011).

Conforme estabelecido no Consenso de Gothenburgo, a Avaliação de Impacto a Saúde pode ser definida como:

Avaliação de Impacto a Saúde (AIS) é a combinação de procedimentos, métodos e ferramentas pelas quais políticas, programas ou projetos podem ser julgados de acordo com seus potenciais efeitos na saúde da população, assim como a distribuição desses efeitos na população (ECHP, 1999, tradução nossa).

A base para o desenvolvimento da AIS deve considerar os princípios da democracia, igualdade, desenvolvimento sustentável e do uso da ética, sendo abaixo definidos (ECHP, 1999):

- Democracia: O processo de AIS deve ser transparente garantindo acesso as pessoas para participação na elaboração, implementação e monitoramento das políticas que influenciam nas suas vidas;
- Igualdade: O desenvolvimento da AIS deve considerar a distribuição dos impactos na população, considerando aspectos de gênero, idade, questões étnicas e condição socioeconômica;
- Desenvolvimento Sustentável: Todos impactos devem ser avaliados, desde os de curto prazo até os de longo prazo;
- Uso da ética: Os dados qualitativos e quantitativos devem ser baseados em diversos campos do conhecimento científico para se obter uma sólida base para avaliação de todos (quantos forem possíveis) impactos a saúde.

Sendo assim, a AIS é uma ferramenta que propicia ampla participação das partes interessadas nos processos de tomada de decisão, de forma a compartilhar

potenciais benefícios e minimizar danos decorrentes das ações tomadas (SPICKETT; KATSCHERIAN; HARRIS, 2013).

Além de minimizar os danos à saúde, o conhecimento adquirido no desenvolvimento da AIS pode possibilitar a majoração dos efeitos positivos, decorrentes dos projetos, planos ou políticas sob análise (DAVENPORT, 2006).

Ainda, a realização da AIS pode contribuir com o processo de tomada de decisão gerando informações para indicar as melhores alternativas para proteção e promoção da saúde das comunidades diretamente afetadas pelas decisões (BHATIA; CORBURN, 2011).

Para realização da AIS não existe método bem definido que contemple todas as relações entre os aspectos ambientais e as variáveis de saúde, no entanto, sua realização pressupõe a realização das seguintes etapas características (BHATIA, 2011; COMMITTEE ON HEALTH IMPACT ASSESSMENT et al., 2011; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2014; QUIGLEY et al., 2006):

- Seleção ou Triagem (*Screening*): Nessa etapa avalia-se se o projeto, plano ou política em análise possui potenciais impactos sobre a saúde e se a AIS trará informações às partes interessadas na tomada de decisão;
- Alcance/Conteúdo ou Escopo/Abrangência (*Scoping*): Após definição da necessidade da realização da AIS na etapa anterior, nesse momento é estabelecido quais os aspectos/impactos à saúde serão considerados na AIS, de acordo com os potenciais impactos ambientais. Delimita-se a área de influência (população exposta) onde os impactos serão avaliados. Nessa etapa ainda são definidos os profissionais necessários à avaliação (multidisciplinaridade), fonte dos dados necessários, métodos de avaliação aplicáveis e responsabilidades dos envolvidos;
- Análise/Avaliação (*Assessment*): Caracteriza as condições de base na saúde para os impactos em estudo (incidência/prevalência) e utiliza métodos quantitativos ou qualitativos para avaliar os impactos potenciais;
- Recomendações (*Recommendations*): com base nos resultados das avaliações e análises, caso identificados efeitos à saúde da população exposta, sugere-se a implementação de medidas para atenuação e gerenciamento;

- Comunicação (*Reporting*): Realiza-se a documentação e apresentação dos resultados às partes interessadas no processo;
- Monitoramento e Acompanhamento (*Monitoring and Evaluation*): As ações de monitoramento compreendem o estabelecimento de indicadores, para monitorar as alterações na saúde e em seus fatores determinantes derivadas da execução das recomendações da AIS. O acompanhamento tem sentido mais amplo e avalia a eficácia da implementação das propostas da AIS.

O conceito de avaliação de impacto à saúde não é novo, e está sendo adotado por vários países como o Canadá, Austrália, Alemanha, Holanda, Suécia e Reino Unido, há mais de 30 anos. Em alguns países essa experiência é mais recente, como nos Estados Unidos e Tailândia, onde a AIS foi implementada há pelo menos 15 anos (COMMITTEE ON HEALTH IMPACT ASSESSMENT et al., 2011).

Nos Estados Unidos, desde o desenvolvimento da primeira AIS, no ano de 1999, foi identificado, até meados de 2014, que mais de 300 avaliações foram concluídas ou em progresso (BOURCIER et al., 2015)

Basicamente existem duas formas para inclusão da AIS nos processos de tomada de decisão, sendo pela sua incorporação dentro dos processos de avaliação de impactos ambientais, de forma integrada, fazendo parte dos estudos ambientais desenvolvidos, ou sendo desenvolvida como estudo independente. Seja qual for a forma adotada, o objetivo da AIS permanece sendo a busca pelas decisões mais alinhadas com as necessidades de saúde da população afetada (BHATIA; SETO, 2011).

A AIS é uma ferramenta que destaca a relação de interdependência entre os mais diversos tipos de estudos de avaliação de impacto (social, ambiental, de direitos humanos) e as partes interessadas (afetadas), dando-lhes a oportunidade da participação no processo com vistas à promoção da saúde e do desenvolvimento (WINKLER et al., 2013).

Recomenda-se, sempre que possível, que a realização da AIS aconteça dentro do âmbito das análises dos Estudos de Impacto Ambiental, uma vez que para este está consolidado todo aparato legal para sua realização, inclusive com a previsão de avaliação de aspectos ligados a saúde (BHATIA, 2007).

Enquanto nos países desenvolvidos a utilização da AIS é prática corrente, nos países de baixa e média renda essa prática ainda é incipiente, e quando adotada, ocorre por força de instituições financeiras, que a exigem como condicionante para fornecimento de créditos para projetos (WINKLER et al., 2013)

No Brasil essa realidade não é diferente, uma vez que as questões de saúde não estão vinculadas ao processo de tomada de decisão, exceto para aqueles projetos desenvolvidos em regiões endêmicas de malária, onde a participação do ministério da saúde, por meio da Fundação Nacional da Saúde (FUNASA), é item obrigatório (SILVEIRA; ARAÚJO NETO, 2014; BRASIL, 2001).

Um panorama da inserção da saúde no processo de licenciamento ambiental foi retratado em pesquisa realizada entre os anos de 2004 e 2007, considerando o universo de 36 estudos ambientais apresentados ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Nesta pesquisa foi identificado que o setor de saúde contribuiu para metade dos estudos analisados. Uma limitação apontada pela pesquisa foi à inexistência de critérios técnicos, definidos pelo Órgão Licenciador, para coleta de contribuições dos setores de saúde no âmbito dos processos de licenciamento ambiental (SILVEIRA, 2008).

Nas diversas ações antrópicas, seja na forma de novas políticas, projetos ou planos, a poluição do ar é aspecto de maior recorrência e representa o fator ambiental de maior risco à saúde humana (MARSHALL et al., 2015). Neste sentido, o desenvolvimento de avaliações para contabilizar os potenciais efeitos da poluição do ar sobre a saúde humana, pode contribuir na execução de ações para melhoria na qualidade do ar, e conseqüentemente, da saúde da população exposta (WHO, 2016).

5.4.1 Avaliação de Impacto à Saúde da Poluição do Ar

A AIS da poluição do ar caracteriza-se como uma avaliação quantitativa do risco à exposição aos poluentes atmosféricos, sendo assim, trata-se de uma ferramenta analítica componente de uma AIS que, por definição, possui escopo avaliativo mais abrangente envolvendo outros fatores de risco além da poluição atmosférica (WHO REGIONAL OFFICE FOR EUROPE, 2016).

Os estudos de avaliação de risco e avaliação de impacto à saúde possuem metodologias avaliativas semelhantes, no entanto diferem-se pelo fato de o primeiro avaliar os efeitos potenciais à saúde derivados de situações hipotéticas (prognóstico), enquanto que o último avalia cenários reais de exposição (KRZYZANOWSKI, 1997). Sendo assim, a utilização do termo “avaliação de impactos à saúde (AIS) da poluição do ar” é mais adequado para avaliação de cenários resultantes do monitoramento da qualidade ambiental do ar, portanto, será doravante aplicado nesta pesquisa.

A estrutura básica para desenvolvimento dos estudos de AIS da poluição do ar compreende a realização de etapas sucessivas, sendo elas (HUBBELL; FANN; LEVY, 2009; MEDINA et al., 2013; WHO, 2000):

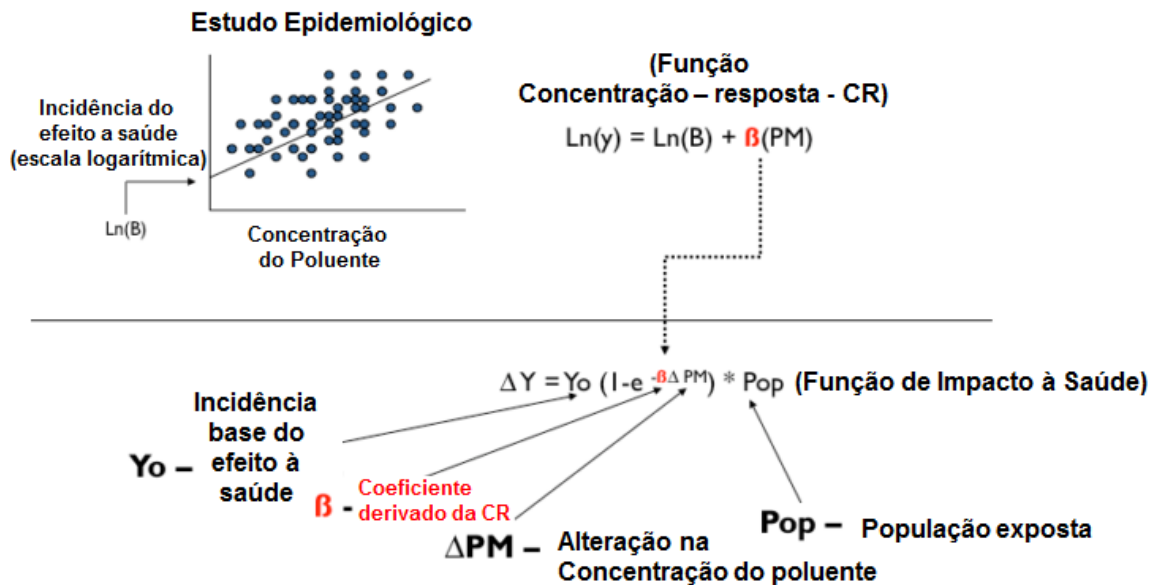
1. Utilização de dados de monitoramento da qualidade do ar ou dados derivados de modelos matemáticos de dispersão de poluentes atmosféricos (ou a combinação de ambos) para estimar a alteração na concentração dos poluentes na área de estudo;
2. Combinação dos dados de qualidade do ar com informações das populações expostas, de forma a definir a melhor métrica (ex. média diária de concentração) conforme efeito à saúde de interesse e evidência epidemiológica a ser utilizada;
3. Calcular, com base em funções de impacto à saúde e alterações na qualidade do ar, a distribuição das alterações do efeito à saúde de interesse na área de estudo.

As funções de impacto à saúde são expressões matemáticas que combinam, para cada efeito à saúde (ex. internação hospitalar por doença respiratória), as evidências epidemiológicas (na forma de funções concentração-resposta⁹), a incidência base do efeito à saúde na população exposta e o tamanho da população exposta (HUBBELL; FANN; LEVY, 2009).

A estrutura básica da AIS da poluição do ar pode ser visualizada na Figura 10.

⁹ As funções de concentração-resposta são resultantes de estudos epidemiológicos e expressam o comportamento do efeito à saúde de interesse conforme alteração concentração dos poluentes na atmosfera (HUBBELL; FANN; LEVY, 2009).

Figura 10 - Estrutura da AIS da poluição do ar



Fonte: Adaptado de USEPA (2015).

O desenvolvimento dos estudos de AIS da poluição do ar baseia-se nas evidências de estudos epidemiológicos que indicam o risco da exposição aos poluentes atmosféricos. Tal risco pode se apresentar na forma de risco relativo (RR) ou com o uso de coeficiente numérico que se relaciona com o risco relativo na forma de uma função contínua (KRZYŻANOWSKI, 1997; USEPA, 2010a).

Por definição, o risco relativo (RR) é a razão entre os riscos de desenvolvimento de determinado efeito à saúde para populações expostas e não expostas ao fator de risco que causa o efeito (BONITA; BEAGLEHOLE; KJELLSTROM, 2006).

No entanto, o interesse principal da AIS não é identificar o risco relativo que determinada população está sujeita ao ser exposta a um fator de risco, mas sim quantificar a fração da incidência de determinado efeito à saúde nesta população que pode ser atribuída ao fator de risco de interesse (PRÜSS-ÜSTÜN et al., 2003).

Para isso aplica-se o conceito de risco atribuível (PAF), que representa a fração do risco relativo que pode ser atribuída à alteração específica de determinado fator de risco, conforme apresentado na equação (7) (MARTENIES; WILKINS; BATTERMAN, 2015; PRÜSS-ÜSTÜN et al., 2003).

$$PAF = \frac{P_g(RR - 1)}{P_g(RR - 1) + 1} \quad (7)$$

Onde:

PAF: risco atribuível;

RR: risco relativo para determinado efeito a saúde (derivado de estudos epidemiológicos);

P_e: fração da população exposta.

Uma simplificação da equação (7), usualmente utilizada nos estudos de AIS da poluição do ar, considera que toda a população está exposta ao risco (*P_e* assume o valor unitário). Isto posto, o produto do risco atribuível (PAF) pelo número de pessoas expostas (Pop) e pela incidência base do efeito à saúde de interesse na população em estudo (*y₀*) estabelece o número de casos atribuíveis à alteração específica do fator de risco avaliado (Δy), conforme apresentado na equação (8) (MARTENIES; WILKINS; BATTERMAN, 2015).

$$\Delta y = y_0 \cdot Pop \left(1 - \frac{1}{RR}\right) \quad (8)$$

Os estudos epidemiológicos desenvolvidos para avaliação dos efeitos relativos à alteração da qualidade do ar indicam que o risco relativo varia com o incremento da concentração de poluentes na atmosfera (SILVA et al., 2012). Ao considerar a regressão logarítmica – linear como forma matemática mais utilizada para representar essa variação, obtém-se a função de impacto à saúde usualmente aplicada em estudos de AIS da poluição do ar, conforme apresentado na equação (9) (USEPA, 2010a).

$$\Delta y = y_0 \cdot (1 - e^{-\beta \Delta x}) \cdot Pop \quad (9)$$

Onde:

Δy : mudança no número de casos do efeito à saúde em estudo;

y₀: taxa de incidência base do efeito à saúde existente na população em estudo;

β : coeficiente de risco que relaciona à exposição do poluente atmosférico com o efeito a saúde em estudo. Esse coeficiente é derivado de estudos epidemiológicos;

Δx : variação da qualidade do ar em função do poluente de interesse considerando um cenário de base;

Pop: número de pessoas expostas à alteração da qualidade do ar em estudo.

Os estudos de avaliação de impacto à saúde da poluição do ar têm como resultado final, o número de casos atribuíveis, para determinada alteração na qualidade do ar, expressos em termos de mortalidade e morbidade. Tais consequências podem ser

reportadas em medidas temporais ou medidas monetárias (MARTENIES; WILKINS; BATTERMAN, 2015).

Considerando o grande número de variáveis que a AIS pode demandar, ferramentas computacionais foram desenvolvidas para propiciar análises específicas e rápidas (WHO, 2014).

Em pesquisa desenvolvida por Anenberg e outros (2016) para caracterização das ferramentas computacionais disponíveis para realização de estudos de avaliação de impacto à saúde decorrente da poluição do ar, foram identificadas doze ferramentas, sendo nove dessas com escopo global de aplicação e três com escopo regional. Segundo essa autora o escopo das ferramentas está relacionado a sua escala geográfica de aplicação, onde ferramentas de escopo global podem ser aplicadas para cidades ou países em qualquer parte do mundo, enquanto que ferramentas de escala regional aplicam somente a regiões ou países específicos, sendo assim de aplicação restrita a algumas localidades. As ferramentas de escala global identificadas pela autora podem visualizadas na Tabela 8.

Tabela 8 - Ferramentas computacionais para desenvolvimento de estudos de avaliação de impacto à saúde relacionado à poluição do ar em escala global

Ferramenta	AirCounts™	AIRQ+	BenMAP-CE	<i>Co-benefits Calculator</i>	EBD	GMAPS	IOMLIFET	SIM-Air	TM5-FASST
Escala de Aplicação									
Regional		x	x	x	x		x	x	x
Nacional		x	x		x	x	x		x
Cidade	x	x	x		x	x	x	x	
Qualquer		x	x		x		x		
Poluentes									
MP _{2,5}	x	x	x	x	x		x	x	x
MP ₁₀		x	x		x	x	x	x	x
Ozônio		x	x	x			x		x
NO ₂		x	x						
SO ₂		x	x						
CO		x	x						
Outros		<i>Blake smoke</i>					<i>Qualquer com efeitos de mortalidade</i>		
Efeitos a Saúde Avaliados									
Mortalidade (casos)	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DALY ou YLL		x	x			x	x		x
Morbidade (casos)		x	x				x	x	

Fonte: Adaptado de Anenberg et al. (2016).

Anenberg e outros (2016) destacam que as ferramentas disponíveis para desenvolvimento de avaliações de impacto à saúde da poluição do ar podem ser aplicadas nos mais diversos contextos, quais sejam:

- **Objetivo da avaliação:** As avaliações poderão ser desenvolvidas para avaliar o efeito de políticas regulatórias, ou apenas para comunicar o público interessado sobre efeitos à saúde decorrentes da alteração na qualidade do ar;
- **Área de aplicação:** As análises poderão abranger desde avaliações em nível local (cidades ou municípios) ou até mesmo o escopo global, envolvendo regiões constituídas por vários países;
- **Resultados Esperados:** Como resultados possíveis as ferramentas disponíveis podem apresentar informações sobre o impacto à saúde do nível de poluição atmosférica existente, assim como, dos benefícios (ou malefícios) associados à alteração desses níveis. Tais resultados são expressos em termos de morbidade e mortalidade, tomando como unidades métricas o *Disability-adjusted life years* (DALY) e *Years of life lost* (YLL), respectivamente, podendo também ser expressos em termos de custos monetários.

Da Tabela 8 observa-se que somente as ferramentas AIRQ+, BenMAP-CE, IOMLIFET e SIM-Air avaliam efeitos relacionados à morbidade, além dos efeitos relacionados à mortalidade. Destas apenas a ferramenta BenMAP-CE possibilita a valoração dos efeitos à saúde em termos de valores monetários.

A ferramenta BenMAP-CE, foi desenvolvida pela Agência Norte Americana de Proteção Ambiental (USEPA) para caracterizar os benefícios associados às regulamentações inerentes à gestão da qualidade do ar naquele país (FANN et al., 2012).

A utilização de ferramentas computacionais para avaliação dos impactos a saúde otimiza os processos de cálculos, visando dar repostas cada vez mais céleres, atendendo assim uma demanda crescente por esse tipo de análise (ANENBERG et al., 2016).

5.5 VALORAÇÃO MONETÁRIA DE EFEITOS À SAÚDE

A degradação da qualidade do ar impõe à coletividade custos sociais relativos à reparação dos efeitos danosos que os poluentes atmosféricos provocam sobre a saúde humana, bens materiais, produção de alimentos e nos ecossistemas. Dentre esses danos destacam-se aqueles relativos aos impactos à saúde e ao bem estar da população, uma vez que compreendem a maior parcela do custo (SILVEIRA et al., 2015).

Nessa perspectiva, métodos econômicos são utilizados para atribuir aos impactos à saúde (dentre estes a morte) valores monetários. Assim sendo, a estes impactos podem ser atribuídos valores econômicos como de outros bens e serviços (HUANG; XU; ZHANG, 2012).

Toda atividade econômica gera impactos negativos que não são computados no seu custo marginal de produção, gerando assim falhas de mercado denominadas externalidades negativas. A correta valoração monetária das externalidades e sua inserção no mercado, seja pela sua incorporação nos preços dos produtos e serviços ou pela imposição de taxas ambientais, é item imprescindível ao desenvolvimento sustentável (BITHAS, 2011).

A valoração dos impactos à saúde causados pela poluição do ar depende do claro reconhecimento dos efeitos, em termos de mortalidade e morbidade, associados à alteração na qualidade do ar provocada pela inserção de poluentes atmosféricos. Tal reconhecimento se baseia nas funções de impactos à saúde originadas a partir de estudos epidemiológicos (EUROPEAN COMMISSION, 2005; SILVEIRA et al., 2015).

Para os casos de mortes prematuras atribuídas à poluição atmosférica, a valoração baseia-se no método econômico da valoração contingente, sendo que as métricas “*Value of Statistical Life (VSL)*” e “*Value of Life Year (VOLY)*” são as mais utilizadas (FRANCHINI et al., 2015). Para estes efeitos não existe precificação em mercados privados, sendo assim, por meio de pesquisas de campo, os indivíduos são questionados sobre sua disposição a pagar ou sua disposição a aceitar os danos causados, obtendo-se ao final do processo uma quantificação monetária da alteração no nível do bem estar de uma população (MOTTA, 2006).

O VSL reflete o valor, em termos monetários, que os indivíduos de uma população estariam dispostos a pagar para redução do risco de uma morte prematura. Sendo assim, esse método não valora a vida de forma singular, ele reflete, para uma população, o agregado de valores atribuídos à redução do risco de uma morte prematura (USEPA, 2010b).

O VOLY está correlacionado ao valor do VSL, no entanto, neste último, o valor atribuído à morte prematura é único para todos os casos de mortes prematuras, não importando a distribuição de idades da população estudada. Já no VOLY, considera-se uma distribuição uniforme do valor do VSL ao longo dos anos de expectativa de vida para a população, sendo os casos de mortalidade prematura valorados apenas pelos anos de expectativa de vida perdidos (OECD, 2012).

Independentemente do método utilizado, os valores, atribuídos aos casos de morte prematura ou redução da expectativa de vida, derivam de opções individuais, sujeitas a diversas variáveis intervenientes, sendo o nível de renda a mais relevante (VISCUSI; ALDY, 2003). Os valores da VSL e VOLY pesquisados em países de alta renda são superiores, em pelo menos dez vezes, aqueles obtidos em países de baixa renda, o que constitui no principal problema da utilização dessas metodologias (FRANCHINI et al., 2015).

Ao contrário da mortalidade, onde é considerado apenas um efeito a saúde, a valoração dos casos de morbidade impõem-se como uma tarefa mais complexa, pois depende da soma de três parcelas de custos, a saber (HARTMAN; WHEELER; SINGH, 2014; PERVIN; GERDTHAM; LYTTKENS, 2008):

- Custos dos recursos: representa os valores que são gastos diretamente com o tratamento da doença, sejam eles referentes às despesas médicas ou não médicas. Incluem-se nessa categoria os gastos com consultas, internações hospitalares, transporte, medicamentos, contratação de terceiros para substituição em tarefas domésticas, dentre outros;
- Custos de Oportunidade: representa a parcela de gastos indiretos associados à perda de produtividade (ou consumo) devida à perda da função laborativa durante o período de doença (internação hospitalar ou atestados médicos);

- Custos Intangíveis: valores que podem ser atribuídos a efeitos subjetivos percebidos pelos indivíduos quando doentes, dentre elas a dor, ansiedade, sofrimento, desconforto, dentre outros.

O custo total do efeito de morbidade associada à poluição do ar é o resultado da soma dos custos diretos, indiretos e intangíveis, sendo denominado “Custo da Doença” (*Cost of Illness – COI*) conforme apresentado na equação (10) (SILVEIRA et al., 2015).

$$C_{total\ morb.} = C_{diretos} + C_{indiretos} + C_{intangíveis} \quad (10)$$

Onde:

$C_{total\ morb.}$: custo total associado ao efeito de morbidade;

$C_{diretos}$: custos diretos;

$C_{indiretos}$: custos indiretos;

$C_{intangíveis}$: custos intangíveis.

Os custos diretos e indiretos estão associados às despesas (administrativas e médicas) relacionadas ao tratamento da doença e à perda na produtividade (ou de consumo) relacionada à indisponibilidade do capital humano, sendo possível sua valoração por preços de mercado (SILVEIRA et al., 2015).

Já para os custos intangíveis não existem preços de mercado que podem ser aplicados, e neste sentido sua valoração é feita por métodos de valoração contingente (PERVIN; GERDTHAM; LYTTKENS, 2008). No entanto, a aplicação da valoração contingente para estimativa dos custos intangíveis relacionados à morbidade, envolve uma pluralidade de variáveis que torna sua aplicação complexa, ao contrário do que ocorre com a valoração do efeito de mortalidade prematura, onde a análise é singular e de senso incondicional (HARTMAN; WHEELER; SINGH, 2014).

Isto posto, nos estudos de valoração dos custos relativos aos efeitos de morbidade associados à poluição do ar, a parcela relativa aos custos intangíveis, geralmente é desconsiderada para não atribuir maiores incertezas nas análises (JO, 2014).

A valoração econômica dos efeitos à saúde decorrentes da exposição à poluentes atmosféricos busca uma forma de facilitar as análises de custo benefício e/ou custo

efetividade¹⁰ nos diversos processos de tomada de decisão (MARTENIES; WILKINS; BATTERMAN, 2015).

5.6 TRABALHOS CORRELATOS

Neste capítulo foi realizada revisão da literatura para identificar as pesquisas recentes que tiveram como objeto de estudo a quantificação e valoração dos efeitos à saúde provocados pela poluição do ar, especificamente pela presença do poluente material particulado (MP) nas suas diversas frações.

Para pesquisa nas bases científicas de dados, foram utilizados os descritores “*air pollution*”, “poluição do ar”, “*health impact assessment*”, “avaliação de impactos à saúde”, “*costs*”, “custos”, “*valuation*”, “*review*” e “revisão” combinados na seguinte expressão booleana:

((“*air pollution*” OR “poluição do ar”)AND(“*health impact assessment*” OR “avaliação de impactos à saúde”)AND(*costs* OR custos OR *valuation*))NOT(*review* OR revisão)

Foram consultadas as bases científicas de dados *PubMed Central*, *Web of Science*, *Scopus* e *Science Direct Journals* para estudos publicados entre o ano de 2007 e 2017.

Inicialmente foram excluídos os artigos que: se apresentavam em duplicidade entre as bases de dados consultadas; tratavam de revisões metodológicas e/ou de literatura sobre o assunto; ou que não apresentavam relação com a temática de interesse nesta revisão.

Após essa etapa, os artigos tiveram seus resumos lidos na íntegra, sendo aplicados os seguintes critérios para inclusão e exclusão dos estudos.

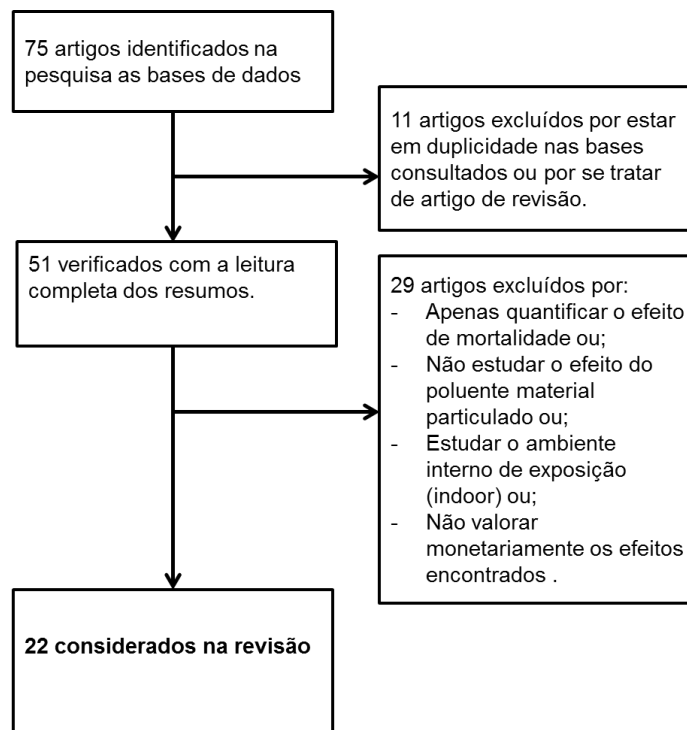
¹⁰ Nos processos de gestão da qualidade do ar as decisões devem ser eficientes, de modo que as medidas impostas para redução da emissão de poluentes atmosféricos resultem na melhoria da qualidade do ar. Neste contexto, considerando que a eficiência foi alcançada, as análises de custo efetividade objetivam a valoração dos custos econômicos envolvidos no processo, buscando sempre a alternativa de menor custo, enquanto que, as análises de custo benefício, além de considerar os custos econômicos, identificam a alternativa que oferece melhor ganho de bem estar para população (SILVEIRA et al., 2015).

Crêterios de Inclusão: i) Artigos revisados por pares publicados em inglês ou português; ii) Artigos que quantificaram efeitos de morbidade associados   exposi o ambiental ao material particulado; iii) Artigos que utilizaram metodologias para valora o econômica dos efeitos.

Crêterios de Exclusão: Foram excluídos artigos de revisão e outros documentos que não estivessem na forma de artigos científicos.

O processo de busca utilizado nesta revisão de literatura pode ser visualizado na Figura 11.

Figura 11 - Processo de triagem dos artigos revisados



Fonte: Elabora o do Autor.

As referências selecionadas, local onde o estudo foi realizado, ano de publica o, poluentes atmosféricos avaliados e fonte de obten o das concentra es ambientais dos poluentes são apresentadas na Tabela 9.

Tabela 9 - Caracterização das referências utilizadas

Referência	Local de Estudo	Ano da Publicação	Poluentes Avaliados	Fonte dados de qualidade do ar
ORRU et al. (2009)	Tallinn, Estônia	2009	MP ₁₀ e MP _{2,5}	Modelo matemático de dispersão e dados monitorados.
PÉREZ; SUNYER; KÜNZLI (2009)	Barcelona, Espanha.	2009	MP ₁₀	Modelo matemático de dispersão e dados monitorados.
VLACHOKOSTAS et al. (2009)	Thessaloniki, Grécia	2009	MP ₁₀	Modelo matemático de dispersão.
ALVES; UTURBEY (2010)	Brasil	2010	MP ₁₀	Modelo matemático de dispersão
GUO et al., (2010)	Pequim, China.	2010	MP ₁₀	Modelo matemático de dispersão
ORRU et al., (2011)	Estônia	2010	MP ₁₀ e MP _{2,5}	Modelo matemático de dispersão e dados monitorados.
GARG (2011)	Deli, Índia.	2011	MP ₁₀	Dados monitorados
FANN; BAKER; FULCHER (2012)	Estados Unidos	2012	MP _{2,5}	Modelo matemático de dispersão
LEE et al., (2012)	Califórnia, EUA.	2012	MP _{2,5}	Modelo matemático de dispersão
SONAWANE; PATIL; SETHI, (2012)	Mumbai, Índia.	2012	CO, NO _x , MP ₁₀	Modelo matemático de dispersão
PASCAL et al., (2013)	Europa	2013	MP ₁₀ , MP _{2,5} e O ₃	Dados monitorados
JAMES et al., (2014)	Boston, EUA.	2014	MP _{2,5}	Modelo matemático de dispersão
JAMES et al., (2014)	Boston, EUA.	2014	MP _{2,5} , NO _x e SO ₂	Modelo matemático de dispersão
SCHUCHT et al., (2015)	Europa	2015	MP _{2,5}	Modelo matemático de dispersão
DING et al., (2016)	Guangzhou, China.	2015	MP _{2,5}	Modelo matemático de dispersão e dados monitorados.
ABE; MIRAGLIA, (2016)	São Paulo, Brasil.	2016	MP ₁₀ , MP _{2,5} e O ₃	Dados monitorados
HE; QIU (2016)	Pequim, China.	2016	MP ₁₀ , MP _{2,5} , NO _x e SO ₂	Modelo matemático de dispersão
MIAO; HUANG; SONG (2016)	China	2016	MP _{2,5}	Modelo matemático de dispersão
ZHANG et al., (2016)	China	2016	MP _{2,5}	Modelo matemático de dispersão
CASTRO; KÜNZLI; GÖTSCHI (2017)	Suíça	2017	MP ₁₀ e NO ₂	Modelo matemático de dispersão
CHEN et al., (2017)	Tianjin, China.	2017	MP _{2,5}	Dados monitorados
YIN; PIZZOL; XU, (2017)	Pequim, China.	2017	MP _{2,5}	Dados monitorados

Fonte: Elaboração do autor.

Na Tabela 10 são apresentadas informações extraídas dos artigos revisados no que tange aos efeitos à saúde pesquisado, poluentes e métrica de exposição

considerada, e os métodos de valoração monetária utilizados mensurar economicamente os efeitos à saúde encontrados.

Tabela 10 - Caracterização dos artigos utilizados na revisão de literatura.

(continua)

Referência	Efeito à Saúde Avaliado	Poluente	Métrica de exposição	Método de Valoração monetária dos Efeitos
ORRU et al. (2009)	Mortalidade	MP _{2,5}	Média Anual	<i>Value Of Life Year (VOLY)</i>
	Internação Hosp. por doenças cardiovasculares e respiratórias	MP ₁₀		<i>Cost of Illness (COI)</i>
PÉREZ; SUNYER; KÜNZLI (2009)	Mortalidade	MP ₁₀	Média Anual	<i>Willingness-to-pay(WTP)</i>
	Morbidade (internação hosp. por doenças cardiovasculares e respiratórias, casos de bronquite e asma)			
VLACHOKOSTAS et al. (2009)	Mortalidade	2009	Média Anual	MP ₁₀
	Morbidade (internação hosp. por doenças cardiovasculares e respiratórias, casos de bronquite)			
ALVES; UTURBEY (2010)	Mortalidade	MP ₁₀	µg/m ² /kWh por ano	<i>Value of Statistical Life (VSL)</i>
	Morbidade (internação hosp. por doenças respiratórias)			<i>Cost of Illness (COI)</i>
GUO et al., (2010)	Mortalidade	MP ₁₀	Média Anual	<i>Value of Statistical Life (VSL)</i>
	Morbidade (internação hosp. por doenças cardiovasculares e respiratórias, casos de bronquite e asma)		Média Diária	<i>Cost of Illness (COI)</i>
ORRU et al., (2011)	Mortalidade	MP _{2,5}	Média Anual	<i>Value of Statistical Life (VSL)</i>
	Morbidade (internação hosp. por doenças cardiovasculares e respiratórias)	MP ₁₀	Média Diária	<i>Cost of Illness (COI)</i>

Tabela 10 - Caracterização dos artigos utilizados na revisão de literatura.

(continua)

Referência	Efeito à Saúde Avaliado	Poluente	Métrica de exposição	Método de Valoração monetária dos Efeitos
GARG (2011)	Mortalidade	MP ₁₀	Média Anual	<i>Value of Statistical Life (VSL)</i>
	Morbidade (internação hosp. por doenças cardiovasculares e respiratórias, casos de bronquite, asma e atendimentos de emergência).		Média Diária	<i>Cost of Illness (COI)</i>
FANN; BAKER; FULCHER (2012)	Mortalidade	MP _{2,5}	Média Anual	<i>Value of Statistical Life (VSL)</i>
	Morbidade (internação hosp. por doenças cardiovasculares e respiratórias, casos de bronquite, asma e atendimentos de emergência).		Média Diária	<i>Cost of Illness (COI)</i>
LEE et al., (2012)	Mortalidade	MP _{2,5}	Média Anual	<i>Value of Statistical Life (VSL)</i>
	Morbidade (casos de bronquite)		Média Diária	<i>Cost of Illness (COI)</i>
SONAWANE; PATIL; SETHI, (2012)	Mortalidade	MP ₁₀	Média Diária	<i>Value of Statistical Life (VSL)</i>
	Morbidade (internações hospitalares, tosse, síndromes respiratórias)			<i>Cost of Illness (COI)</i>
PASCAL et al., (2013)	Mortalidade	MP _{2,5}	Média Anual	<i>Value of Statistical Life (VSL)</i>
	Morbidade (internação hosp. por doenças cardiovasculares e respiratórias)	MP ₁₀	Média Diária	<i>Cost of Illness (COI)</i>
JAMES; ITO; BUONOCORE; et al. (2014)	Mortalidade	MP _{2,5}	Média Anual	<i>Value of Statistical Life (VSL)</i>
	Morbidade (internação hosp. por doenças cardiovasculares e respiratórias)		Média Diária	<i>Cost of Illness (COI)</i>

Tabela 10 - Caracterização dos artigos utilizados na revisão de literatura.

(continua)

Referência	Efeito à Saúde Avaliado	Poluente	Métrica de exposição	Método de Valoração monetária dos Efeitos
JAMES; ITO; BANAY; et al. (2014)	Mortalidade	MP _{2,5}	Média Anual	<i>Value of Statistical Life (VSL)</i>
	Morbidade (internação hosp. por doenças cardiovasculares e respiratórias)		Média Diária	<i>Cost of Illness (COI)</i>
SCHUCHT et al., (2015)	Mortalidade	MP _{2,5}	Média Anual	<i>Willingness-to-pay(WTP)</i>
	Morbidade (internações hosp. por doenças cardiovasculares e respiratórias, casos de bronquite, uso de medicamentos para doenças respiratórias)			
DING et al., (2016)	Mortalidade	MP _{2,5}	Média Anual	<i>Willingness-to-pay(WTP)</i>
	Morbidade (internações hosp. por doenças cardiovasculares, respiratória e todas as causas, visitas a emergências).		Média Diária	<i>Cost of Illness (COI)</i>
ABE; MIRAGLIA, (2016)	Mortalidade	MP _{2,5}	Média Anual	<i>Value of Statistical Life (VSL)</i>
	Morbidade (internação hosp. por doenças cardiovasculares e respiratórias)	MP ₁₀	Média Diária	<i>Cost of Illness (COI)</i>
HE; QIU (2016)	Mortalidade	MP ₁₀ e MP _{2,5}	Média Anual	<i>Willingness-to-pay(WTP)</i>
	Morbidade (internação hosp. por doenças cardiovasculares e respiratórias, ataques de asma)			<i>Cost of Illness (COI)</i>
MIAO; HUANG; SONG (2016)	Mortalidade	MP _{2,5}	Média Anual	<i>Value of Statistical Life (VSL)</i>
	Morbidade (internação hosp. por doenças cardiovasculares e respiratórias, bronquite crônica)			<i>Cost of Illness (COI)</i>
ZHANG et al., (2016)	Mortalidade	MP _{2,5}	Média Anual	<i>Value of Statistical Life (VSL)</i>

Tabela 10 – Caracterização dos artigos utilizados na revisão de literatura.

(conclusão)

Referência	Efeito à Saúde Avaliado	Poluente	Métrica de exposição	Método de Valoração monetária dos Efeitos
CASTRO; KÜNZLI; GÖTSCHI (2017)	Mortalidade	MP ₁₀	Média Anual	<i>Value of Statistical Life (VSL)</i>
	Morbidade (internação hosp. por doenças cardiovasculares).			<i>Cost of Illness (COI)</i>
CHEN et al., (2017)	Mortalidade	MP _{2,5}	Média Anual	<i>Value of Statistical Life (VSL)</i>
	Morbidade (atendimento em unidades de emergência)		Média Diária	<i>Cost of Illness (COI)</i>
YIN; PIZZOL; XU, (2017)	Mortalidade	MP _{2,5}	Média Anual	<i>Value of Statistical Life (VSL)</i>
	Morbidade (bronquites crônicas, internações cardiovasculares, bronquites agudas, ataques de asma)			<i>Cost of Illness (COI)</i>

Fonte: Elaboração do Autor.

Abe e Miraglia (2016) avaliaram os benefícios da redução nas concentrações atmosféricas de MP₁₀, MP_{2,5} considerando dados de monitoramento de qualidade do ar, na cidade de São Paulo, para o período de 2009 a 2011. As autoras utilizam modelo APHEKON, e estudaram dois cenários de redução nas concentrações de MP, sendo: 1) redução de 5 µg/m³ nas médias anuais; 2) redução das concentrações ambientais até o atendimento dos padrões anuais da OMS. Para estes cenários foram avaliados os efeitos sobre a saúde, considerando os casos de internação hospitalar por doenças respiratórias e cardiovasculares, e mortalidade, sendo os dados de incidência base obtidos do DATASUS.

Para os efeitos de morbidade, o atendimento ao padrão anual sugerido pela OMS para o MP₁₀, resultaria numa redução superior a 1500 casos de internação por doenças cardiorrespiratórias, enquanto que, o um decréscimo de 5 µg/m³ nas concentrações anuais deste poluente resultaria na redução de cerca de 500 casos.

Para o efeito de mortalidade por causas não externas a redução nas concentrações médias anuais de MP_{2,5}, conforme cenários apresentados, evitaria 1724 (cenário 1) e 5012 (cenário 2) casos de mortes prematuras.

A valoração econômica realizada, indicou que os efeitos da redução nas concentrações de $MP_{2,5}$ foram mais significativos, sendo estimada uma economia anual de US\$15,1 bilhões de dólares, considerando o cenário 2, e US\$4,96 bilhões para o cenário 1.

Alves e Uturbey (2010) realizaram uma análise dos custos externos derivados da geração de energia elétrica a partir de fontes hídricas e térmicas, integrantes da matriz energética brasileira, considerando o período de 2007 a 2016. O estudo baseou-se na metodologia *Impact Pathway Methodology* (IPM) do projeto *ExternE*, e considerou os impactos sobre a saúde (casos de mortalidade e internações hospitalares por doenças respiratórias) derivados da exposição ao MP_{10} e impactos derivados do aquecimento global emissão de gases de efeito estufa. Para quantificação dos efeitos do MP_{10} foi utilizado um índice de risco, derivado de funções concentração resposta, que associava o número de casos de internação a potência de energia elétrica gerada. Os casos de mortalidade foram obtidos a partir do índice calculado para os casos de internação hospitalar, observando a relação existente entre esses efeitos no banco de dados do DATASUS.

A valoração monetária dos casos de morbidade observou os gastos diretos no tratamento do efeito e as perdas associadas aos dias de internação, considerando como referência o número médio de dias internados e a perda do rendimento médio mensal pelos dias de afastamento. A esta valoração, ainda foram incorporados custos relativos à prevenção dos efeitos e à dor associada, utilizando para isso fatores de correção.

Para os casos de mortalidade, os autores utilizaram dados de pesquisas de valoração de contingente adaptadas para realidade brasileira, atribuindo a cada caso de morte prematura um valor aproximado a 800 mil dólares americanos para o ano de 2004.

Os resultados indicaram que os custos associados aos impactos negativos derivados da geração de energia elétrica são mais expressivos no âmbito local (custos relacionados aos efeitos à saúde) do que em âmbito global (custos relacionados ao aquecimento global).

Em estudo realizado na Suíça, em região habitada por mais de 250 mil habitantes, Castro, Künzli e Götschi (2017) avaliaram a redução nos casos de mortalidade e

internações hospitalares por doenças respiratórias e cardiovasculares, propiciadas pela melhoria dos níveis de MP_{10} e NO_2 entre os anos de 2005 e 2015.

A utilização de funções concentração-resposta recomendadas pela OMS para a Europa, aliada a abordagem de Fração Atribuível Populacional (FAP), indicaram que a redução de $3,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nos níveis de MP_{10} , resultaria na prevenção de 26 mortes prematuras e 215 dias de internação hospitalar por doenças cardiorrespiratórias, correspondendo a uma economia de 36 milhões de francos suíços anualmente.

Da valoração realizada, os autores verificaram que os custos relacionados aos efeitos de mortalidade corresponderam a 90% do valor total estimado.

Chen e outros (2017) estimaram os efeitos da redução das concentrações atmosféricas de $MP_{2,5}$, na cidade de Tianjin, no norte da China. O cenário estudado contemplou a exposição de mais de 12 milhões de habitantes, a concentrações de $86 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $83,96 \mu\text{g}/\text{m}^3$ considerando as médias diárias e anuais de $MP_{2,5}$, respectivamente. Foi utilizado o BenMAP, observando o uso de funções dose-resposta desenvolvidas na China, para estimativa dos efeitos à saúde, em termos de redução nos atendimentos de emergência e mortalidade por doenças respiratórias ou cardiovasculares, derivados da redução das concentrações de $MP_{2,5}$ existentes para atendimento dos padrões de qualidade estabelecidos na China, sendo de $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para médias diárias e $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para as médias anuais.

Os resultados encontrados indicaram que o atendimento aos níveis de concentração para o padrão diário evitaria 85 mil atendimentos emergências e mais de 2 mil mortes relacionadas a doenças cardiorrespiratórias. Considerando o atendimento ao padrão anual, os resultados indicaram uma redução de 59 mil atendimentos emergências e mais de 1,6 mil mortes relacionadas a doenças cardiorrespiratórias.

A valoração econômica dos efeitos utilizou valores de pesquisas conduzidas na China, baseadas no método de Disposição à Pagar, para monetização dos efeitos estudados. Os valores encontrados indicaram que o atendimento ao padrão diário de $MP_{2,5}$ propiciaria uma economia anual entre 23 e 4800 milhões de Yuans Chineses, enquanto o atendimento ao padrão anual significaria uma economia anual entre 16 e 3400 milhões de Yuans Chineses. Nesta pesquisa os valores relativos aos casos de mortalidade foram responsáveis por mais de 99% do valor total estimado.

As concentrações atmosféricas de $MP_{2,5}$ na qualidade do ar da China também foi tema de pesquisa realizada por Ding e outros (2016). Estes autores avaliaram os efeitos à saúde propiciados pela melhoria da qualidade do ar, na cidade de Guangzhou – China. Tais melhorias aconteceram em virtude da adoção de uma série de medidas de controle em fontes de emissão, visando a redução da poluição do ar durante a realização dos jogos asiáticos no ano de 2010. O cenário analisado considerou a redução média de $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na concentração atmosférica de $MP_{2,5}$, tendo como referência os níveis medidos para o ano de 2009 e uma população exposta de 12,7 milhões de habitantes.

Os autores utilizaram o *software* BenMAP para quantificação e valoração dos efeitos a saúde. A redução média nos níveis de $MP_{2,5}$ avaliada evitara anualmente 1869 casos de internações hospitalares, 20026 casos de atendimento ambulatoriais e 106 casos de mortes prematuras. A valoração econômica destes efeitos resultou numa economia anual de 165 milhões de Yuans Chineses, sendo o efeito de mortalidade responsável por 90% do valor total. Para os pesquisadores, os métodos de valoração dos casos de morbidade utilizados subestimaram os valores que podem ser atribuídos a esse efeito, uma vez que, não estimam completamente as perdas de bem estar e incapacidade.

Nos Estados Unidos, Fann, Baker e Fulcher (2012) avaliaram o impacto à saúde provocado pela emissão de $MP_{2,5}$ em 17 tipologias industriais existentes naquele país. A abordagem adotada, denominada “benefícios por tonelada”, utilizou modelos matemáticos de dispersão para quantificar contribuição de cada setor sobre os níveis de SO_2 , NO_x e $MP_{2,5}$. Para cada incremento na concentração identificado, foi quantificado e monetizado os efeitos à saúde associados, em termos de mortalidade prematura e morbidade hospitalar, utilizando para isso o *software* BenMAP. Após o conhecimento dos efeitos a saúde, em termos de número de casos e valor econômico, os autores obtiveram fatores para cada tipologia avaliada, associando a quantidade de poluente emitida aos impactos à saúde (efeito à saúde/tonelada de poluente emitida).

Os resultados indicaram que a redução de uma tonelada nas emissões de $MP_{2,5}$ no setor de siderurgia resultaria num benefício à saúde, em termos econômicos, de 450 mil dólares, enquanto que a redução de uma tonelada nas emissões de NO_x no setor de navegação marítima significaria um benefício de 1300 dólares.

Garg (2011) avaliou os benefícios da redução das concentrações médias anuais de MP_{10} na cidade de Deli, Índia. Nesta pesquisa as médias de concentração anual de MP_{10} variaram entre 122 a 191 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, sendo mais elevadas nas populações com menor renda. Foram avaliados os benefícios da redução destes níveis de concentração para o valor do padrão nacional, qual seja 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dentre os efeitos à saúde estudados pelo autor, os resultados da pesquisa indicaram que a redução dos níveis de concentração de MP_{10} poderia evitar anualmente mais de 10 mil mortes prematuras e 23 mil internações hospitalares por doenças respiratórias, sendo estes efeitos valorados entre 60 e 211 milhões dólares, para os casos de mortalidade, e entre 0,32 e 2,90 milhões de dólares para os casos de internações por doenças respiratórias. O autor ainda sugere que os dados podem estar subestimados uma vez que os coeficientes dose-resposta utilizados na pesquisa foram baseados em estudos realizados em países desenvolvidos.

Em Israel, no ano de 2015, Ginsberg, Kaliner e Grotto (2016) avaliaram a influência das concentrações atmosféricas de $MP_{2,5}$ sobre a saúde da população naquele país. Nesta pesquisa os autores utilizaram dados de monitoramento de qualidade do ar de 52 estações existentes nas proximidades de rodovias, estabelecendo uma média ponderada pela população total existente no país (cerca de 8,6 milhões de habitantes). Foram utilizados coeficientes de risco relativos recomendados pela OMS para estimativa dos efeitos de morbidade e mortalidade em decorrência do atendimento do padrão anual sugerido pela OMS para $MP_{2,5}$.

Como resultado a pesquisa demonstrou que o nível médio anual, ponderado pela população, de $MP_{2,5}$, para o ano de 2015, foi de 21,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, e a redução dessa média para atendimento ao padrão da OMS resultaria numa economia anual entre 544 e 1748 milhões de dólares, correspondendo a 3,5 e 11,4% do montante gasto com saúde naquele país. O quantitativo de mortes prematuras evitadas anualmente que podem ser associadas à redução dos níveis de $MP_{2,5}$, variaram entre 1609 e 2253 mortes, sendo cinco vezes maior do que o número de mortes associadas a acidentes automotivos e entre dez e dezesseis vezes maiores do que o número de homicídios registrados anualmente no país.

Pérez, Sunyer e Künzil (2009) avaliaram os benefícios que poderiam ser alcançados pela redução dos níveis de concentração de MP_{10} na área metropolitana da cidade de Barcelona, Espanha. Nesta pesquisa os autores utilizaram estudos

epidemiológicos desenvolvidos na Europa para estimar o número de casos de mortes prematuras, internações hospitalares por doenças cardiorrespiratórias, e de efeitos crônicos e agudos associados à asma e bronquite, que poderiam ser evitados caso as médias anuais de MP_{10} na população exposta, cerca de 3,5 milhões de habitantes, atendessem: 1) ao padrão anual estabelecido pela União Europeia ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$); e ao padrão sugerido pela OMS ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Os resultados indicaram que a população estudada está exposta a concentrações médias anuais de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP_{10} , e que a redução desses níveis ao limiar sugerido pela OMS resultaria na redução anual de: 3500 mortes prematuras, 1800 internações hospitalares por doenças cardiorrespiratórias, 5100 casos de bronquite crônica em adultos e 31100 casos de bronquite aguda em crianças, 54000 casos de ataques de asma em crianças e adultos. O valor médio do benefício monetário anual relativo à redução nos casos de mortalidade e morbidade estudados, foi estimado em 6,4 bilhões de euros. Para o atendimento do padrão estabelecido pela União Europeia, os autores estimam que os benefícios alcançados seriam da ordem de um terço daqueles previstos para o atendimento ao padrão da OMS.

Na Grécia, Vlachokostas e outros (2009) utilizaram a metodologia de avaliação de impactos à saúde para comparação de políticas públicas para controle das concentrações de MP_{10} na cidade de Thessaloniki, Grécia. Foi considerada a redução dos níveis médios anuais de MP_{10} , referentes ao ano de 2010, considerando três cenários hipotéticos de redução: 1) redução para o limite de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$; 2) redução para o limite de $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e 3) redução para o limite de $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Para os três cenários os autores compararam o benefício social líquido (BSL), dado pela diferença entre a valoração dos efeitos à saúde (casos de mortalidade e morbidade evitados) e o custo com o controle ambiental para atendimento do padrão anual. Os resultados encontrados indicam que o cenário 1 teve o menor custo relacionado ao controle ambiental, sendo estimado o BSL anual de 350 milhões de euros. Para o cenário 2 o custo com controle é duas vezes maior do que o que seria gasto no cenário 1, enquanto que o BSL anual é da ordem de 385 milhões de euros. Para o cenário 3 o BSL anual é comprometido uma vez que os custos de controle ambiental são consideravelmente mais altos.

Guo e outros (2010) avaliaram o impacto na qualidade do ar causado pelas emissões veiculares na cidade de Pequim, entre os anos de 2004 a 2008. Para isso

os autores consideraram o inventário de fontes existente para o poluente MP_{10} e utilizaram o modelo de dispersão CMAQ para estimativa das concentrações de MP_{10} na atmosfera atribuíveis à tipologia de fonte analisada. Foi avaliado o efeito a saúde, e valoração econômica associada, considerando a variação das emissões de MP_{10} devido ao crescimento da frota veicular registrada no período, assim como das medidas tomadas para melhoria da qualidade do ar para recebimento dos jogos olímpicos realizados na cidade no ano de 2008.

Os resultados indicaram que as concentrações de MP_{10} emitida pela frota veicular avaliada são responsáveis, em média, pelo custo de 300 milhões de dólares, associados aos efeitos de mortalidade e morbidade. No ano de 2008, as medidas de controle de tráfego de veículos resultaram numa economia anual, aproximada, de 47 milhões de dólares, quando observado apenas a restrição do tráfego de 20% dos veículos privados em dias úteis.

Orru e outros (2011) avaliaram os efeitos à saúde provocados pela exposição ao $MP_{2,5}$ e MP_{10} em algumas cidades da Estônia. Para isto, foram utilizados dados de monitoramento de qualidade do ar para o MP_{10} , além de concentrações estimadas no modelo *AirViro*, desenvolvido pelo Instituto de Meteorologia e Hidrologia da Suécia, para o $MP_{2,5}$. A área de estudo considerou a existência de cerca de 650 habitantes, expostos a concentrações médias anuais de $7,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $23,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, para o $MP_{2,5}$, e médias diárias de MP_{10} que variaram entre $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Os resultados demonstraram que os efeitos associados às concentrações dos poluentes estudados, acima dos níveis considerados como naturais, podem ser responsáveis por perdas econômicas anuais, da ordem de 270 milhões de euros para os casos de mortalidade devido à exposição a longo prazo ao $MP_{2,5}$. Já para os casos de morbidade, em sua maioria, atribuídos às internações hospitalares, os autores associaram as variações diárias de MP_{10} ao custo anual médio de 1.1 milhões de euros.

Nos Estados Unidos, Lee e outros (2012) utilizaram o modelo matemático de dispersão atmosférica CallPuff e o BenMAP para estimar os efeitos de uma política pública para redução de emissões atmosféricas de veículos que operam com transporte de cargas. Especificamente, foi estudada uma região por onde passa importante via de interligação entre dois grandes portos de Los Angeles. Os efeitos à saúde estudados foram os casos de mortalidade e de bronquite crônica em adultos

entre 30 e 65 anos e acima de 65 anos. Os resultados indicaram que os custos associados a estes efeitos são maiores do que 440 milhões de dólares anualmente, sendo suficientes para repor toda a frota de caminhões que trafegam usualmente pelo corredor de transporte (cerca de 11000 veículos) num prazo inferior a 4 anos.

Na China, Miao, Huang e Song (2016) realizaram pesquisa para identificar os efeitos à saúde provocados pela exposição ao $MP_{2,5}$ naquele país. Neste estudo, a população exposta considerada foi de aproximadamente 1,2 bilhões de habitantes, expostos às concentrações ambientais de $MP_{2,5}$ que variaram entre 60 a $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, considerando as médias anuais geradas por um modelo de dispersão de poluentes (*WRF-Chem*). Os cenários estudados avaliaram o efeito das concentrações antropogênicas de $MP_{2,5}$ nos casos de mortalidade total, internações hospitalares por doenças cardiorrespiratórias, e bronquites crônicas, considerando duas hipóteses: 1) todo o $MP_{2,5}$ existente na atmosfera tem origem antropogênica; 2) existência de uma concentração natural de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $MP_{2,5}$ sendo portanto, a diferença entre este limiar e a concentração ambiental de $MP_{2,5}$ de origem antropogênica.

Os resultados obtidos, em ambos cenários avaliados, associaram a exposição ao $MP_{2,5}$ a milhares de casos de morbidade e mortalidade, sendo este último estimado em 22% (cenário 1) e 19% (cenário 2) do total de mortes registradas na China no ano de análise.

Com relação à valoração econômica dos efeitos, o cenário 1 contabilizou o maior montante monetário, sendo atribuído uma valoração anual da ordem de 179 bilhões de dólares relativos aos casos de mortalidade, e cerca de 10% deste valor para os casos de morbidade.

Zhang e outros (2016) utilizaram a avaliação de impactos a saúde para estimar os efeitos de curto e longo prazo associados a exposição ao $MP_{2,5}$ emitidos por indústrias de cimento na China. Para isso os autores utilizaram como cenário base o ano de 2010 e dois cenários de controle, os anos de 2020 e 2030, considerando concentrações médias anuais de $MP_{2,5}$ obtidas a partir de modelagens matemáticas. Ainda foi considerada a implantação de política nacional para melhoria da eficiência energética nesta tipologia industrial.

O *software* BenMAP foi utilizado para avaliação dos efeitos a saúde derivados das alterações na qualidade do ar, assim como da sua valoração econômica.

Os resultados indicaram que a aplicação da política estudada resultaria na redução das emissões de $MP_{2,5}$ de entre 1 a 4%, para o ano de 2020, e entre 2 a 8%, para o ano de 2030, quando comparados ao ano base. Isso resultaria na redução da média anual de $MP_{2,5}$, de $68,54 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no ano de 2010, para $68,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $68,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$, nos anos de 2020 e 2030, respectivamente. Esta melhoria nos níveis de $MP_{2,5}$ significaria a redução de cerca de 8700 mortes prematuras no ano de 2020 e cerca de 47 mil mortes prematuras no ano de 2030. O benefício econômico associado aos cenários estudados foi da ordem de bilhões de dólares.

Para a cidade de Pequim, China, Yin Pizzol e Xu (2017) pesquisaram os efeitos da exposição ao $MP_{2,5}$, para o ano de 2012. Neste ano, os níveis de $MP_{2,5}$, registrados em termos de médias anuais, variaram entre $37,62 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $95,41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nas estações existentes na região de estudo, sendo avaliados os efeitos a saúde propiciado pela redução destes níveis para $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (padrão anual chinês) e $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (padrão anual recomendado pela OMS). Os autores estimaram que o atendimento ao padrão da OMS evitaria, anualmente, cerca 9703 mortes prematuras e 6418 internações hospitalares por doenças cardiovasculares. Segundo os autores este quantitativo é superior, em até duas vezes, ao estimado para o atendimento do padrão anual chinês. A valoração econômica realizada indicou que os benefícios econômicos anuais alcançados pela redução nos níveis de $MP_{2,5}$ variariam entre 0.85 e 2.53 bilhões de dólares.

He e Qiu (2016) avaliaram os impactos da execução de políticas públicas para controle de emissões veiculares na China entre os anos de 2013 e 2050. Neste estudo, foram avaliadas as reduções das concentrações atmosféricas dos poluentes SO_2 , NO_2 , MP_{10} , $MP_{2,5}$ e CO_2 , em cenários que simulavam a incorporação de transportes alternativos, como o uso de bicicletas e transporte público em substituição aos veículos privados. Como resultados os autores avaliaram que o uso combinado de bicicletas e ônibus públicos, em substituição a veículos particulares, resultaria nas maiores reduções nas concentrações atmosféricas dos poluentes estudados, sendo associada uma economia de 500 bilhões de Yuan chineses para o período avaliado, considerando a redução nos casos de mortalidade e internações hospitalares por doenças cardiorrespiratórias.

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Na Seção 6.1 são apresentados os resultados referentes à caracterização da qualidade do ar na área de estudo, em termos das concentrações de MP_{10} e $MP_{2,5}$. Para este fim, foi realizado um comparativo da série histórica de monitoramento, para cada estação de monitoramento utilizada no estudo, com os padrões estabelecidos pela legislação vigente e recomendados pela OMS. Para evidenciar o impacto da operação do complexo de pelotização na qualidade do ar na área de estudo, as séries históricas de monitoramento foram comparadas através de análise descritiva dos dados, bem como por testes de inferência estatística. Os resultados consideraram os cenários base (ano de 2015) e de controle (ano de 2016).

Ainda nesta seção são apresentados os cenários de qualidade do ar utilizados no software BenMAP-CE para estimativa dos efeitos à saúde de interesse em cada célula componente da área de estudo.

Na Seção 6.2 são apresentadas as características da população exposta, considerando a quantidade de habitantes e sua distribuição geográfica, assim como a incidência base dos efeitos a saúde de interesse nesta população. Por fim, utilizando as premissas apresentadas no Capítulo 4 (Metodologia) são quantificados os efeitos à saúde decorrentes da alteração na qualidade do ar caracterizada na seção 6.1.

A Seção 6.3 é apresentada a valoração monetária para os casos de morbidade associados à alteração na qualidade do ar, assim como todas as variáveis utilizadas nos cálculos.

6.1 CARATERIZAÇÃO DOS CENÁRIOS DE QUALIDADE DO AR

6.1.1 Avaliação da qualidade do ar

As séries históricas de monitoramento, para os anos de 2015 e 2016, registradas nas estações de qualidade do ar utilizadas nesta pesquisa podem ser observadas no Apêndice B desta dissertação. Além dos valores registrados para as médias de 24h para os poluentes de interesse, nos gráficos também são destacados os padrões de referência da OMS.

Da análise das séries históricas, foi observado a ultrapassagem do padrão de $MP_{2,5}$, estabelecido no Decreto Estadual n.º 3463-R, para um dia do ano de 2015, na estação de monitoramento Mãe-bá. Para todas as outras estações os limites de concentração de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, para MP_{10} e $MP_{2,5}$, respectivamente, não são ultrapassados.

Por outro lado, tomando como referência os padrões estabelecidos pela OMS, para médias de 24 horas, quais sejam $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para MP_{10} e $MP_{2,5}$, respectivamente, observa-se a ultrapassagem em vários dias do período avaliado.

Na Tabela 11 é apresentada uma síntese dos registros de ultrapassagem identificados para cada estação do monitoramento e ano de análise.

Tabela 11 - Síntese do registro de ultrapassagens aos padrões de qualidade do ar da OMS

Estação de Monitoramento da Qualidade do Ar	2015		2016	
	Dias de Ultrapassagem			
	MP_{10}	$MP_{2,5}$	MP_{10}	$MP_{2,5}$
Anchieta Centro	17	0	01	0
Belo Horizonte	0	0	0	0
Guanabara	-	0	-	01
Mãe-bá	15	15	03	03
Meaípe	0	0	01	0
Ubu	11	11	01	01

Fonte: Elaboração do Autor.

Os registros apresentados na Tabela 11 indicam que o cenário base (ano de 2015), como o pior cenário para qualidade do ar, onde houve o maior número de ultrapassagens aos padrões de qualidade. Para as estações Anchieta Centro, Ubu e

Mãe-bá foram verificados o maior número de ultrapassagens aos padrões da OMS, principalmente para o MP₁₀.

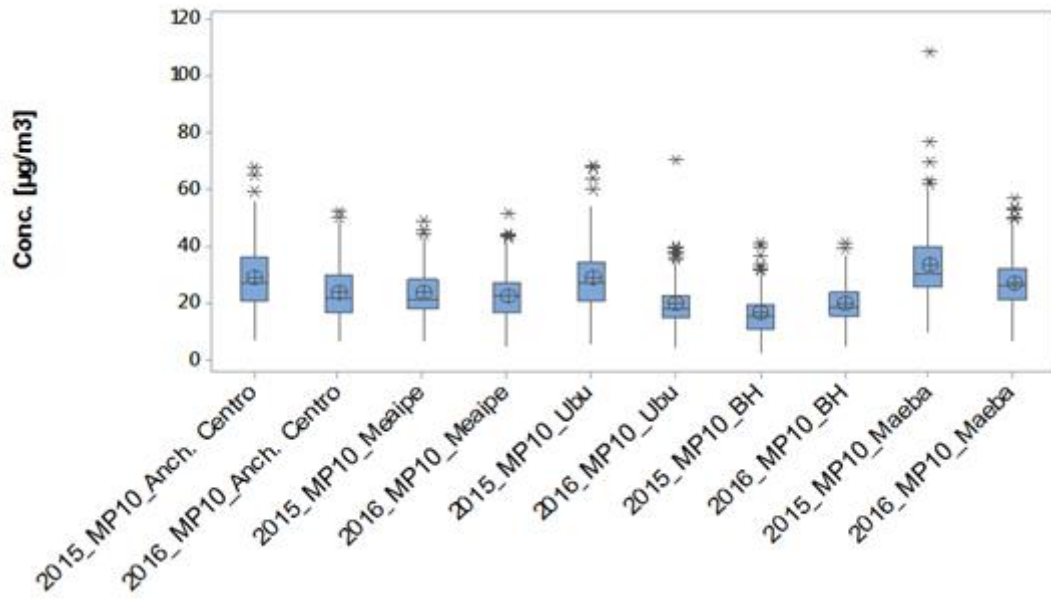
O maior número de ultrapassagens registradas para o MP₁₀ pode ser justificado pelo fato do complexo de pelotização analisado ser a principal fonte de emissão deste poluente atmosférico na área de estudo. No ano de 2015, esta atividade foi responsável pelo lançamento de mais de 2000 toneladas de MP₁₀ na atmosfera (QUALITYAMB, 2016).

As estações de Anchieta Centro e Ubu situam-se no quadrante sudoeste em relação a área do complexo industrial, sendo impactadas diretamente pela ação dos ventos com direções no quadrante norte-leste, que são predominantes naquela região (ECOSOFT, 2016).

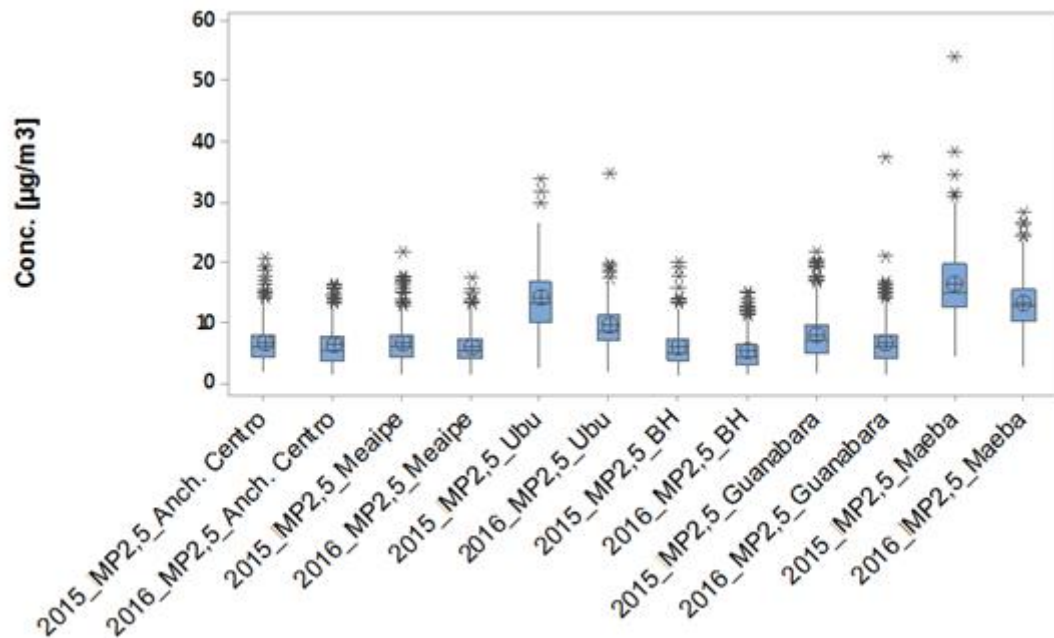
A estação de Mãe-bá, assim como a de Ubu, está localizada nas proximidades do complexo de pelotização, captando os efeitos mais significativos das suas emissões. Além disso, os eventos de entrada de frentes fria, com ventos na direção sul, contribuem para o aumento das concentrações de material particulado nesta estação.

Nos Gráficos 4 e 5 são apresentadas as médias, medianas e quartis, no formato *box plot*, obtidas a partir das séries de dados de monitoramento.

No Apêndice C desta dissertação é apresentada a análise descritiva realizada para os dados de qualidade do ar utilizados neste trabalho.

Gráfico 4 - *Blox plot* dos dados de monitoramento de MP₁₀ registrados nos anos de 2015 e 2016

Fonte: Elaboração do Autor.

Gráfico 5 - *Blox plot* dos dados de monitoramento de MP_{2,5} registrados nos anos de 2015 e 2016

Fonte: Elaboração do Autor.

Da análise do Gráfico 4, foi verificado que as concentrações médias de MP₁₀ registradas nas estações Anchieta Centro, Ubu e Mãe-bá foram maiores do que as demais estações avaliadas. Em média, comparando os dados medidos nos anos de 2015 e 2016, as reduções nas concentrações de MP₁₀ variaram entre 9,4µg/m³

(estação Ubu) e $0,7\mu\text{g}/\text{m}^3$ (estação Meaípe). Na estação de Belo Horizonte (BH) houve um aumento na concentração média de MP_{10} de $3,6\mu\text{g}/\text{m}^3$, o que indica a interferência de fontes locais, por exemplo, vias de tráfego, nos dados registrados nesta estação.

Para os dados de $\text{MP}_{2,5}$, a análise do Gráfico 5 indicou uma variação mais uniforme nas concentrações, prevalecendo as maiores médias nas estações de Ubu, Mãe-bá e Anchieta. Para esse poluente, em média, as concentrações registradas para o ano de 2015 foram maiores do que aquelas registradas no ano de 2016 em todas as estações de monitoramento. As reduções nas concentrações médias registradas variaram entre $4,72\mu\text{g}/\text{m}^3$ (estação Ubu) e $0,56\mu\text{g}/\text{m}^3$ (estação Anchieta Centro).

Com relação às médias aritméticas anuais, considerando o ano de 2015, foi verificado que os valores registrados para MP_{10} não ultrapassaram ao limite estabelecido pela legislação estadual que é de $45\mu\text{g}/\text{m}^3$. No entanto, quando observado o valor de referência da OMS, qual seja $20\mu\text{g}/\text{m}^3$, foram verificadas ultrapassagens nas estações Anchieta Centro, Meaípe, Ubu e Mãe-bá. O valor máximo de MP_{10} para média aritmética anual foi $32,64\mu\text{g}/\text{m}^3$, registrado na estação Mãe-bá.

Para o $\text{MP}_{2,5}$, as médias aritméticas anuais não ultrapassaram ao padrão vigente na legislação estadual ($20\mu\text{g}/\text{m}^3$). Por outro lado, ao utilizar como referência o limite de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$, que é a recomendação da OMS para média aritmética anual para este poluente, foi verificado que as estações Ubu e Mãe-bá não atenderam a recomendação. O valor máximo de $\text{MP}_{2,5}$ para média aritmética anual foi $16,32\mu\text{g}/\text{m}^3$, registrado na estação Mãe-bá.

A análise descritiva de todos os dados utilizados nesta pesquisa pode ser consultada no Apêndice C.

De forma a evidenciar a diferença entre os cenários avaliados, caracterizando assim o efeito da operação do complexo de mineração em análise na qualidade do ar, as séries de dados monitorados foram comparadas pela aplicação de testes estatísticos. Para seleção do teste a ser aplicado, as amostras foram testadas para verificação da existência de normalidade em sua distribuição, o que foi rejeitado para todas as séries de dados avaliadas.

Considerando a característica de não normalidade verificada nas amostras de monitoramento analisadas o teste estatístico não paramétrico de Mann-Whitney foi adotado para comparação das medianas amostrais.

Ao aplicar o teste de inferência estatística de Mann-Whitney, ao nível de confiança de 95%, nos cenários avaliados, a hipótese de igualdade entre as medianas das séries de dados monitorados, de $MP_{2,5}$ e MP_{10} para os anos de 2015 e 2016, foi rejeitada para todas as estações de monitoramento, exceto para série $MP_{2,5}$ monitorada na estação de Meaípe, onde o valor de probabilidade do teste (valor-p) foi maior do que o nível de significância adotado, não havendo assim elementos suficientes para rejeitar a hipótese de igualdade entre os cenários de monitoramento.

No Apêndice D é apresentada a análise estatística inferencial utilizada para obtenção dos resultados.

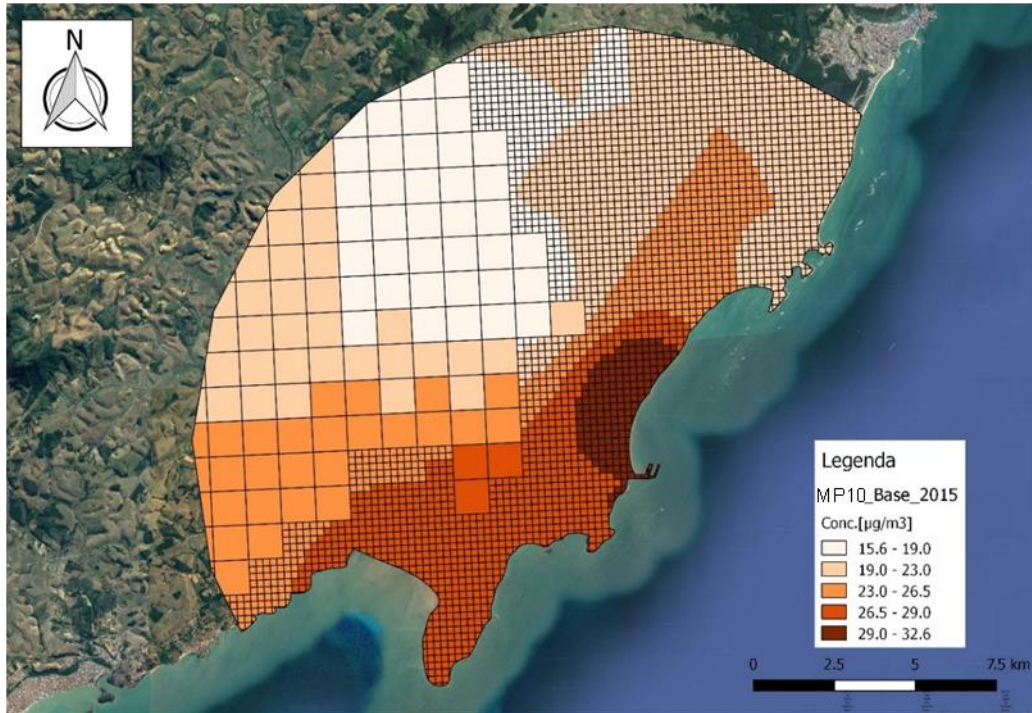
6.1.2 Cenários de qualidade do ar gerados no BenMAP-CE

Com base nas concentrações médias de 24 horas registradas nas estações de monitoramento, para as frações de material particulado de interesse, o *software* BenMAP-CE interpolou a concentração dos poluentes de interesse para todas as células componentes da grade de estudo considerando os cenários base e controle.

A partir dos cenários estabelecidos o *software* calcula a alteração na qualidade do ar, em cada célula, realizando a diferença entre os valores de concentração obtidos em cada cenário.

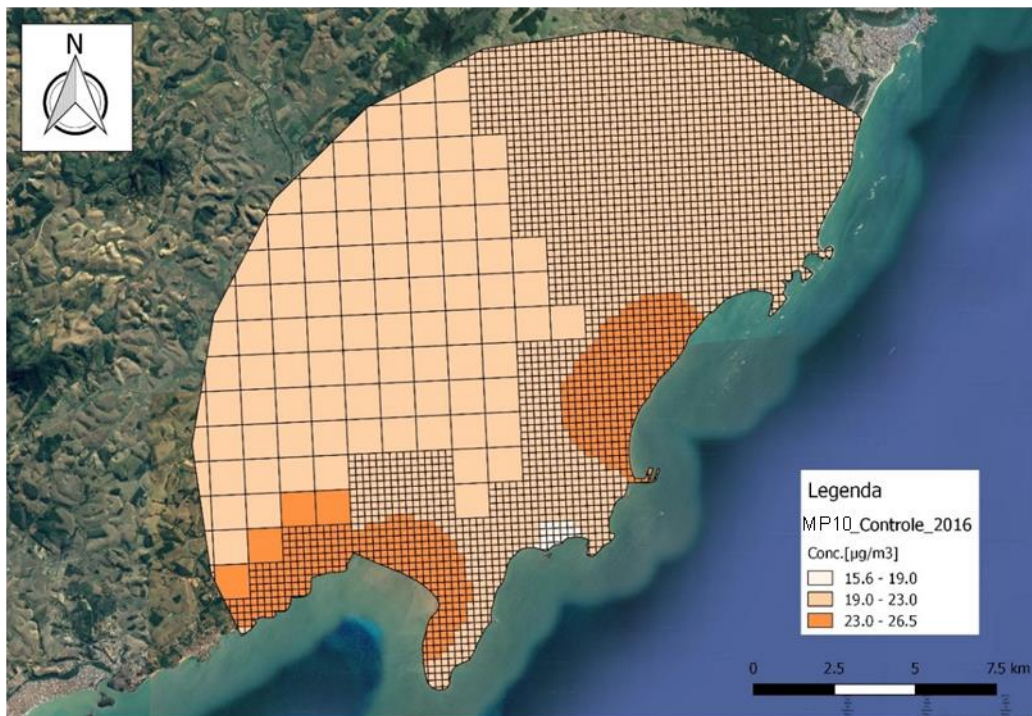
As Figuras 12, 13 e 14 apresentam os resultados gerados no *software* para as concentrações médias de 24 horas de MP_{10} , nos cenários de base, controle, assim como a diferença entre os cenários, respectivamente.

Figura 12 - Cenário base (ano de 2015) para concentração de MP₁₀



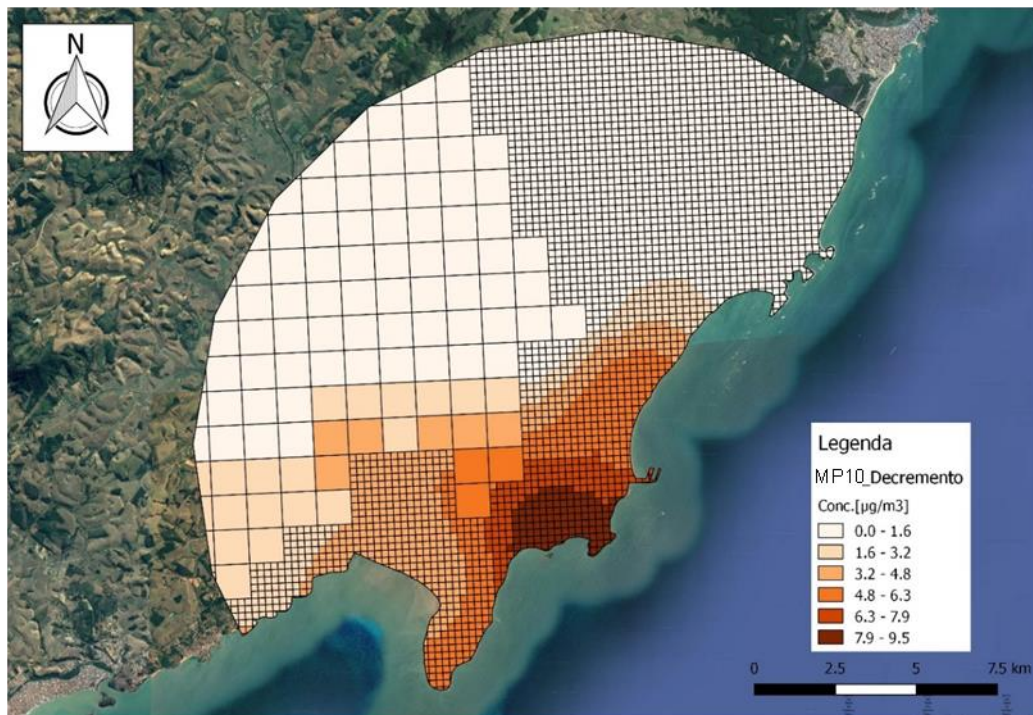
Fonte: Elaboração do Autor.

Figura 13 - Cenário controle (ano de 2016) para concentração de MP₁₀



Fonte: Elaboração do Autor.

Figura 14 - Variação da concentração de MP₁₀ entre os cenários de estudo



Fonte: Elaboração do Autor.

As concentrações de MP₁₀ no ano de 2015, onde os impactos na qualidade do ar gerados pela operação do complexo de pelotização estavam presentes, variaram entre 15,56 µg/m³ e 32,63 µg/m³, enquanto que no cenário de 2016, sem a operação da atividade, as concentrações variaram entre 18,79 µg/m³ e 26,31 µg/m³, demonstrando assim uma melhora na qualidade do ar na região. Considerando os cenários avaliados verifica-se que a interrupção das operações do complexo de mineração foi responsável pela redução, aproximada, de 34% nas concentrações máximas registradas para o MP₁₀.

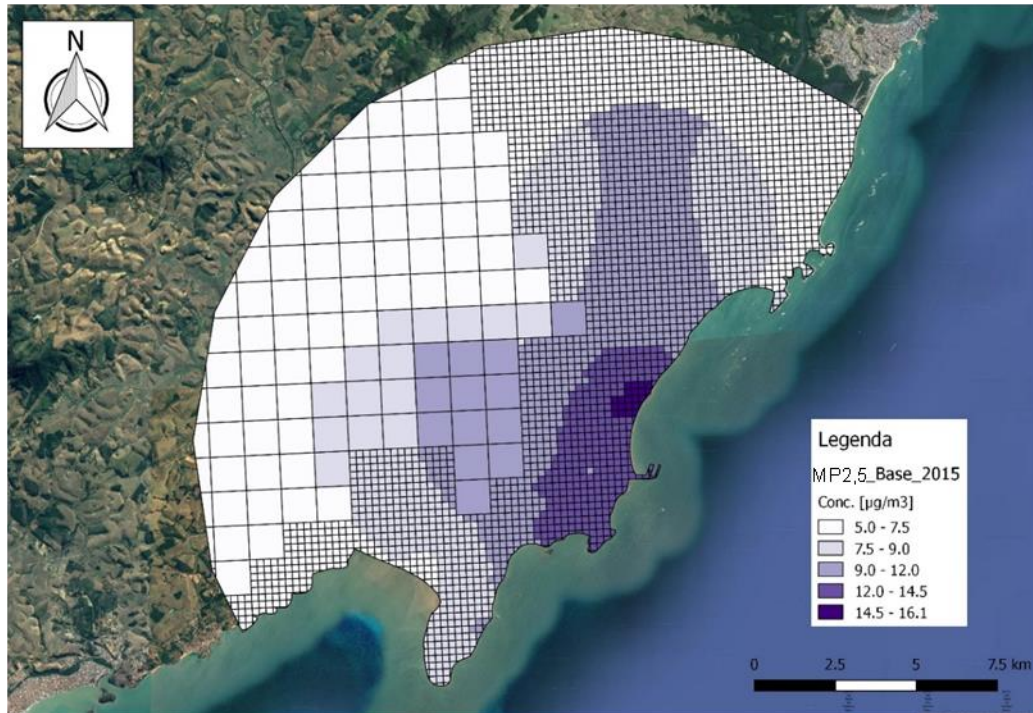
Tal melhora fica evidenciada na Figura 14 onde são apresentadas as reduções médias na concentração de MP₁₀ obtidas em cada célula da região de estudo. As maiores reduções acontecem na área situada no quadrante Sul – Oeste em relação ao ponto de localização do complexo industrial. Tal magnitude de impactos neste quadrante, e conseqüentemente as maiores reduções nas concentrações de MP₁₀, podem ser explicadas pelo efeito dos ventos predominantes na região, que sopram da direção nordeste (ECOSOFT, 2016).

Considerando a variação calculada para todas as células da área de estudo, a parada nas operações do complexo industrial em análise resultou na redução, em

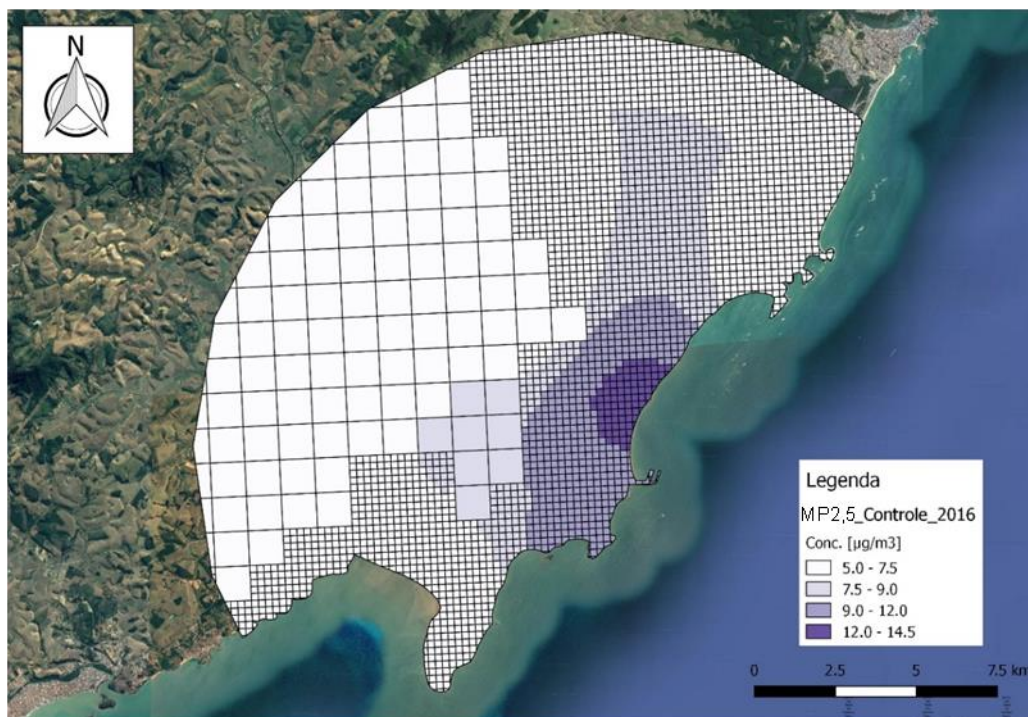
média, de $1,85\mu\text{g}/\text{m}^3$ na concentração de MP_{10} na qualidade do ar, com variação entre $-3,56\mu\text{g}/\text{m}^3$ e $9,5\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Com relação ao $\text{MP}_{2,5}$, nas Figuras 15, 16 e 17 são apresentados os resultados obtidos para os cenários analisados (base e controle) assim como o cenário de redução nas concentrações desta fração de material particulado, respectivamente.

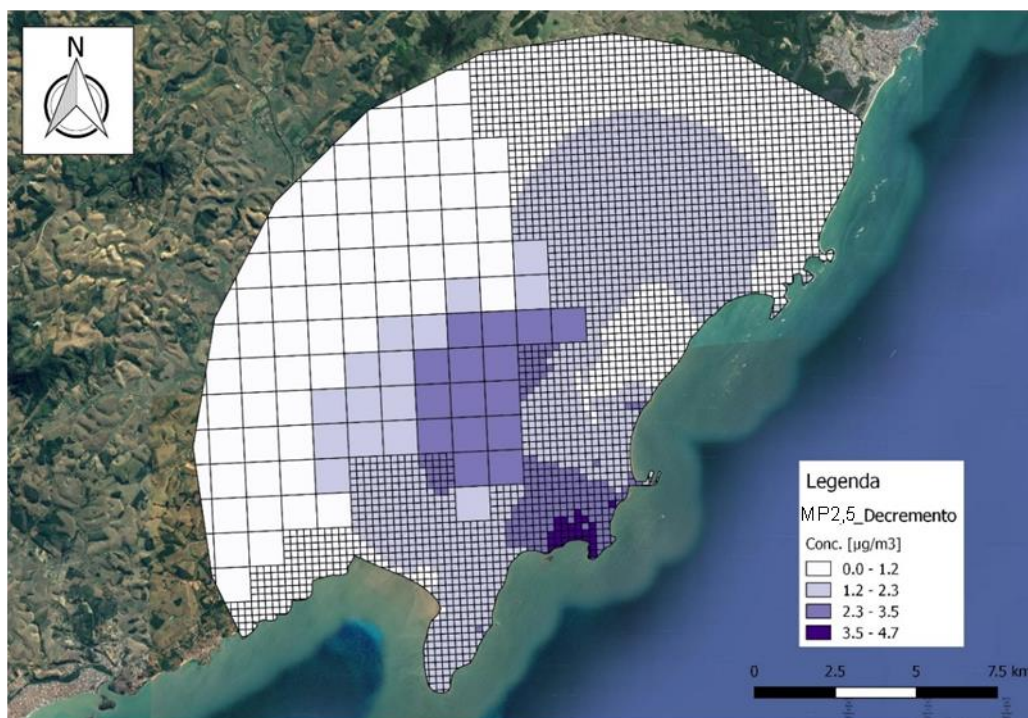
Figura 15 - Cenário base (ano de 2015) para concentração de $\text{MP}_{2,5}$



Fonte: Elaboração do Autor.

Figura 16 - Cenário controle (ano de 2016) para concentração de $MP_{2,5}$ 

Fonte: Elaboração do Autor.

Figura 17 - Variação da concentração de $MP_{2,5}$ entre os cenários de estudo

Fonte: Elaboração do Autor.

O cenário base (ano de 2015) apresentou as concentrações mais elevadas de $MP_{2,5}$, variando entre $5,83\mu\text{g}/\text{m}^3$ e $16,32\mu\text{g}/\text{m}^3$. Avaliando o cenário de controle (ano de 2016) foram verificados, em média, valores menores de concentração, com variação entre $5,14\mu\text{g}/\text{m}^3$ e $13,21\mu\text{g}/\text{m}^3$.

A variação de $MP_{2,5}$ entre os dois cenários analisados (Figura 17) indicou que as maiores reduções nas concentrações deste poluente ocorreram na porção sul-sudoeste em relação à atividade, no entanto, para o restante da área de estudo a variação foi mais homogênea do que a encontrada para o MP_{10} , o que pode indicar a contribuição de outras fontes de $MP_{2,5}$ na região além do complexo pelotização.

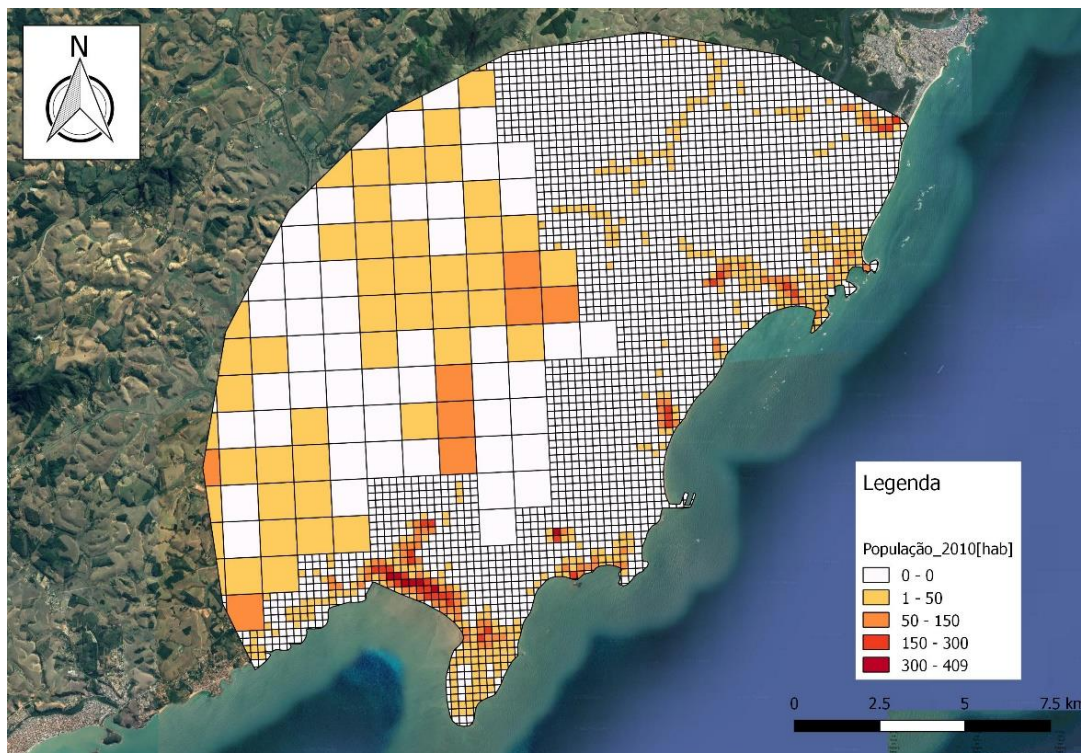
O decremento médio de $MP_{2,5}$ considerando toda região de estudo foi de $1,22\mu\text{g}/\text{m}^3$, variando entre $0,07\mu\text{g}/\text{m}^3$ e $4,72\mu\text{g}/\text{m}^3$.

6.2 ESTIMATIVA DOS EFEITOS NA SAÚDE

6.2.1 Caracterização da População Exposta

Na Figura 18 é apresentada a distribuição da população exposta na área de estudo com base na grade estatística do IBGE. A população apresentada não foi segregada por faixa etária tampouco gênero, sendo, portanto, a população total existente na região.

Figura 18 - Distribuição da população exposta na região de estudo



Fonte: Adaptado de IBGE (2016).

A população total existente considerada no recorte de estudo foi de 22.987 habitantes, distribuídos numa área aproximada de 212 km². Esta população é composta por habitantes do município de Guarapari e, majoritariamente, por habitantes do município de Anchieta.

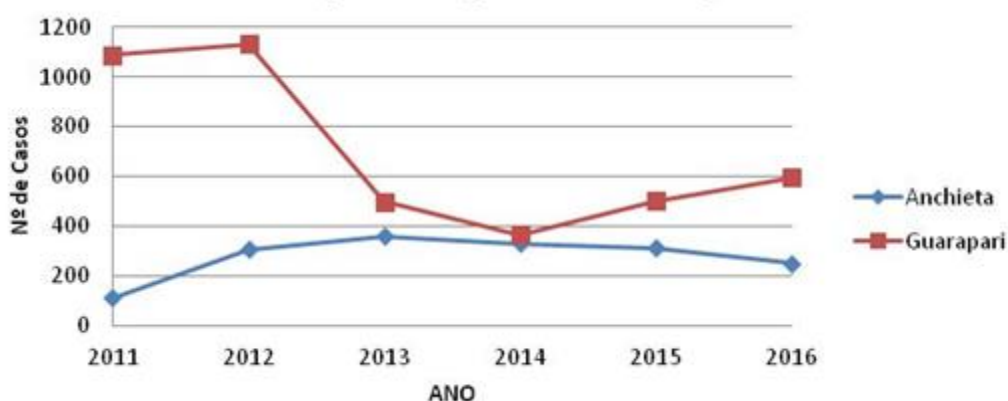
Da análise da Figura 18 foi observado que a área estudada possui baixo adensamento populacional quando comparada com a realidade de outras cidades. A densidade demográfica calculada para região de estudo foi de 108,23 habitantes/km², sendo muito menor do que os valores existentes em outras localidades, como no município de Vitória – ES (3.395,63 habitantes/km²), município do Rio de Janeiro – RJ (5.266,26 habitantes/km²) e o município de São Paulo – SP (7398,22 habitantes/km²) (IBGE,2017).

Esta constatação é importante, uma vez que um futuro adensamento populacional na região estudada implica na alteração do cenário de risco existente, com a exposição de mais pessoas a poluição do ar, podendo tornar os impactos à saúde associados mais significativos.

6.2.2 Incidência Base dos Efeitos à saúde na população exposta

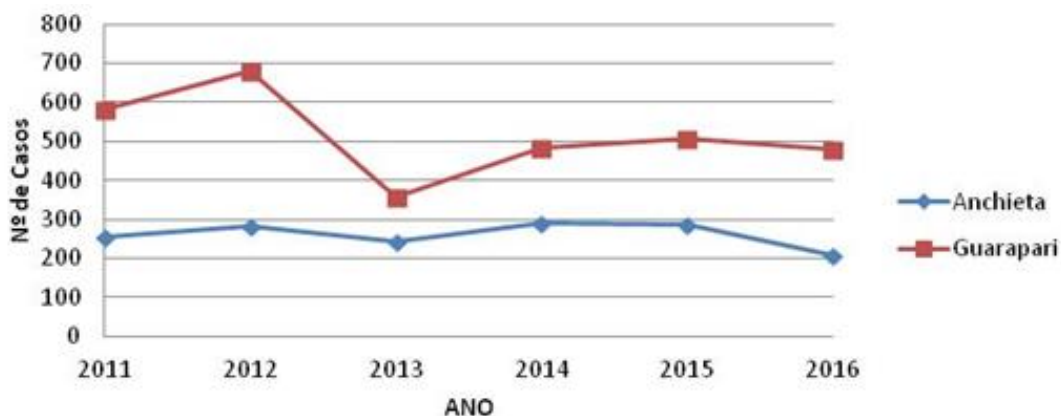
Nos Gráficos 6 e 7 são apresentadas a evolução temporal dos casos de internação, para os efeitos de interesse, registrados pela rede pública de saúde entre os anos de 2011 e 2016 nos municípios de Anchieta e Guarapari.

Gráfico 6 - Evolução dos casos de internação hospitalar por doenças respiratórias (CID 10: J00 - J99) nos municípios de Anchieta e Guarapari



Fonte: Elaboração do Autor

Gráfico 7 - Evolução dos casos de internação hospitalar por doenças cardiovasculares nos municípios de Anchieta e Guarapari



Fonte: Elaboração do Autor.

Da análise dos gráficos, foi verificado que no município de Anchieta os casos de internação hospitalar para os efeitos de interesse apresentam uma tendência de redução a partir do ano de 2014, tendência que não pode ser verificada nos registros realizados para o município de Guarapari. A redução no número de casos de internação no município de Anchieta pode estar associada à redução nas taxas de emissão de material particulado, nas frações MP₁₀ e MP_{2,5}, registrada entre os anos

de 2014 e 2015. Para o município de Anchieta, a relação entre as emissões do complexo de pelotização e os casos de internação hospitalar estudados, fica mais evidente a partir do ano de 2015, quando as operações da atividade são paralisadas e ocorre uma significativa queda no registro de internações hospitalares.

Para o município de Guarapari não foi possível realizar uma associação direta entre os casos de internação e as emissões de material particulado do complexo de pelotização.

O comportamento no registro das internações hospitalares para os efeitos estudados demonstrou que o corte de estudo realizado na pesquisa foi adequado, uma vez que considerou, majoritariamente, como população exposta, os habitantes do município de Anchieta.

Com base nas médias de internações registradas pela rede pública de saúde no período analisado, foram definidas as taxas de incidência base utilizadas no *software* BenMAP-CE. Na Tabela 12 são apresentadas as taxas médias de incidência, em base anual, para os efeitos de interesse consideradas nesta pesquisa.

Tabela 12 - Taxas de incidência base para os efeitos à saúde de interesse

Município	Internações Hosp. Doenças Respiratórias (CID 10 :J00-J99)	Internações Hosp. Doenças Cardiovasculares (CID 10:I00-I99)
	Incidência Base [casos/hab.ano]	Incidência Base [casos/hab.ano]
Anchieta	0,011840013	0,011371433
Guarapari	0,006804323	0,004965522

Fonte: Adaptado de DATASUS (2016).

Considerando o quantitativo da população exposta em cada célula componente da área de estudo, nas incidências base de internações por doenças respiratórias e cardiovasculares computadas nos municípios de interesse, na Tabela 13 é apresentado o quantitativo total e a variação nos casos para os efeitos de interesse nos cenários base e controle utilizados nesta pesquisa.

Tabela 13 - Número de casos totais de internações por doenças respiratórias e cardiovasculares na área de estudo

Internações Hosp. Doenças Respiratórias (CID 10 :J00-J99)			Internações Hosp. Doenças Cardiovasculares (CID 10:100-199)		
Cenário Base (n.º casos)	Cenário Controle (n.º casos)	Variação (n.º casos)	Cenário Base (n.º casos)	Cenário Controle (n.º casos)	Variação (n.º casos)
243	211	32	221	175	46

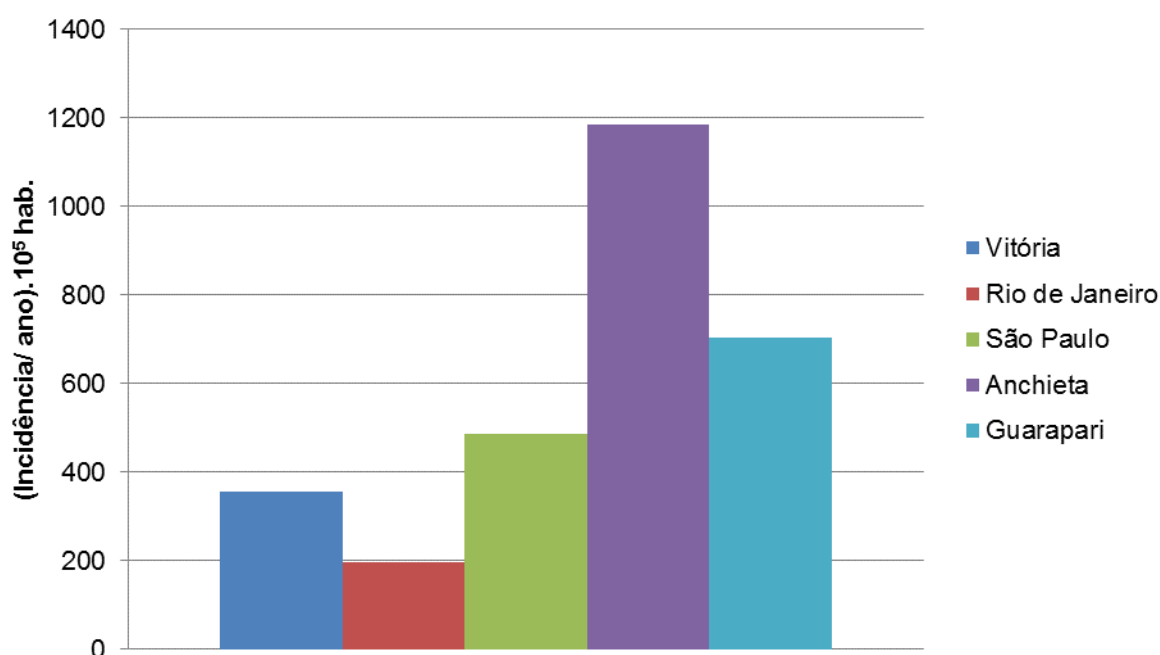
Fonte: Adaptado de DATASUS (2016).

Para o cenário de controle, o número de internações hospitalares para os efeitos de interesse foi calculado com base nas incidências base obtidas a partir dos registros no sistema DATASUS para o ano 2016, enquanto que para o cenário base a incidência base foi calculada pela média dos registros obtidos entre 2011 e 2015.

Com base na Tabela 13 verifica-se que na região de estudo houve uma redução no número de casos de internação hospitalar para os efeitos de interesse. Tal redução pode ser atribuída a diversos fatores dentre estes a melhoria na qualidade do ar.

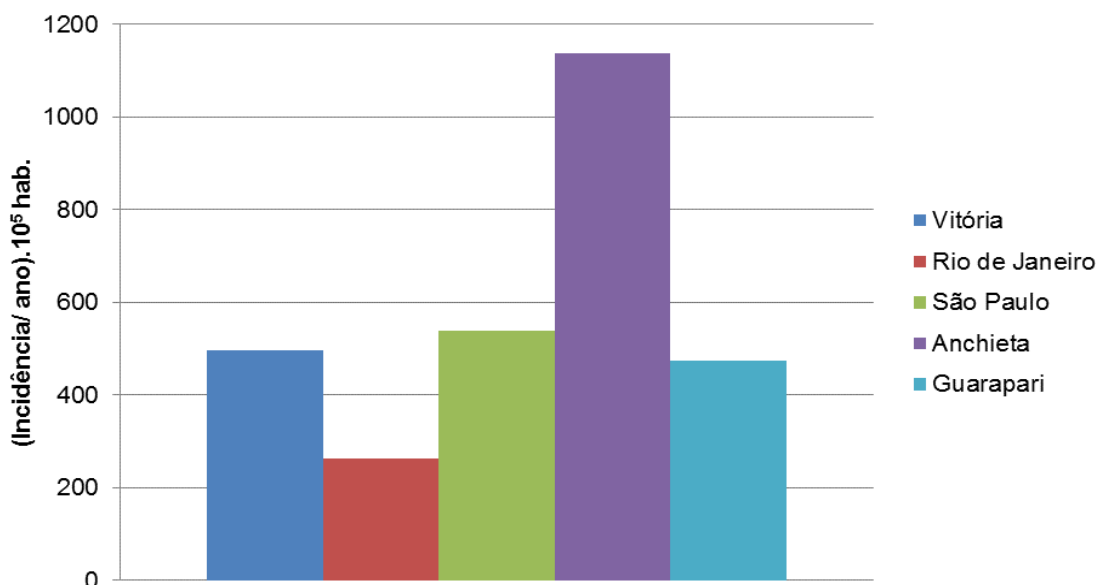
Nos Gráficos 8 e 9 é apresentado um comparativo das taxas de incidência utilizadas nesta pesquisa com taxas de incidência existentes em outros municípios brasileiros. Para fins de comparação, as taxas de incidência são apresentadas em base padronizada para cada 100000 habitantes, considerando a média anual obtida para o período de 2011 a 2015.

Gráfico 8 - Comparativo entre incidências padronizadas – Internações por Doenças Respiratórias



Fonte: Adaptado de DATASUS (2016)

Gráfico 9 - Comparativo entre incidências padronizadas – Internações por Doenças Cardiovasculares



Fonte: Adaptado de DATASUS (2016)

A partir da análise dos Gráficos 8 e 9, foi verificado que, nos municípios que compõem a área de estudo, as taxas de incidência para internações por doenças respiratórias foram superiores aquelas registradas para as internações por doenças cardiovasculares.

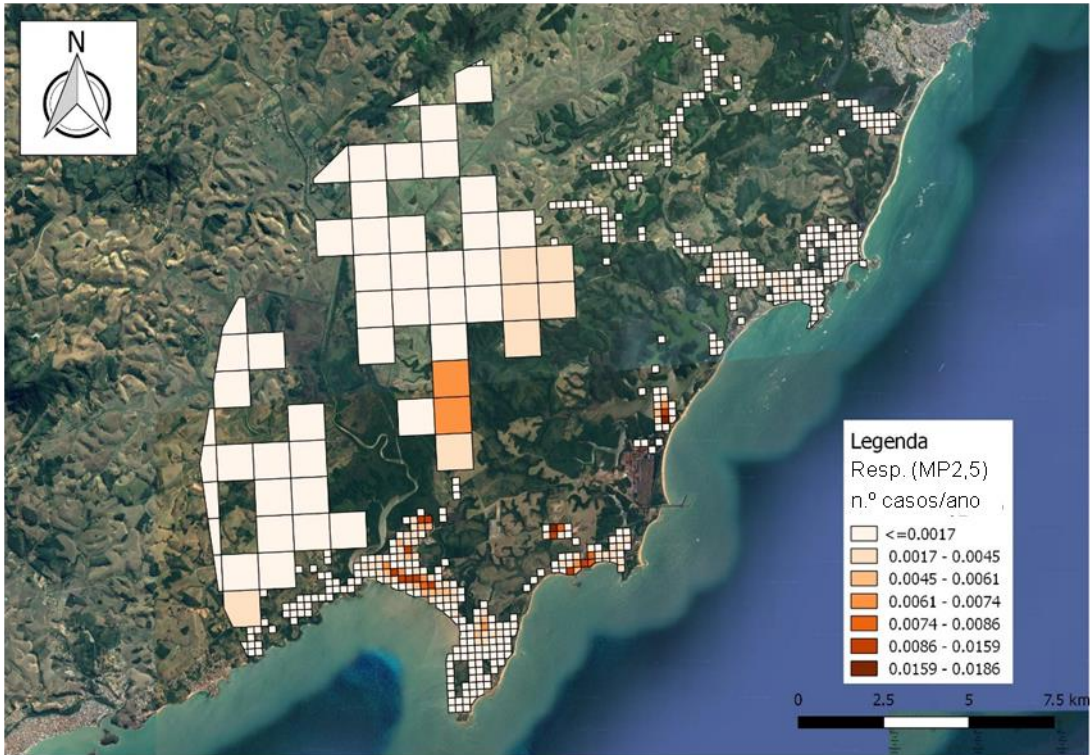
Ao observar o número de casos de internação hospitalar por doenças respiratórias é interessante observar que os municípios de Anchieta e Guarapari possuem taxas padronizadas mais elevadas do que grandes cidades brasileiras tais como Rio de Janeiro, São Paulo e Vitória.

Com relação às internações por doenças cardiovasculares, as incidências base para os dois municípios componentes da região de estudo ainda são altas quando comparadas a outros municípios brasileiros.

6.2.3 Estimativa dos Efeitos – MP_{2,5}

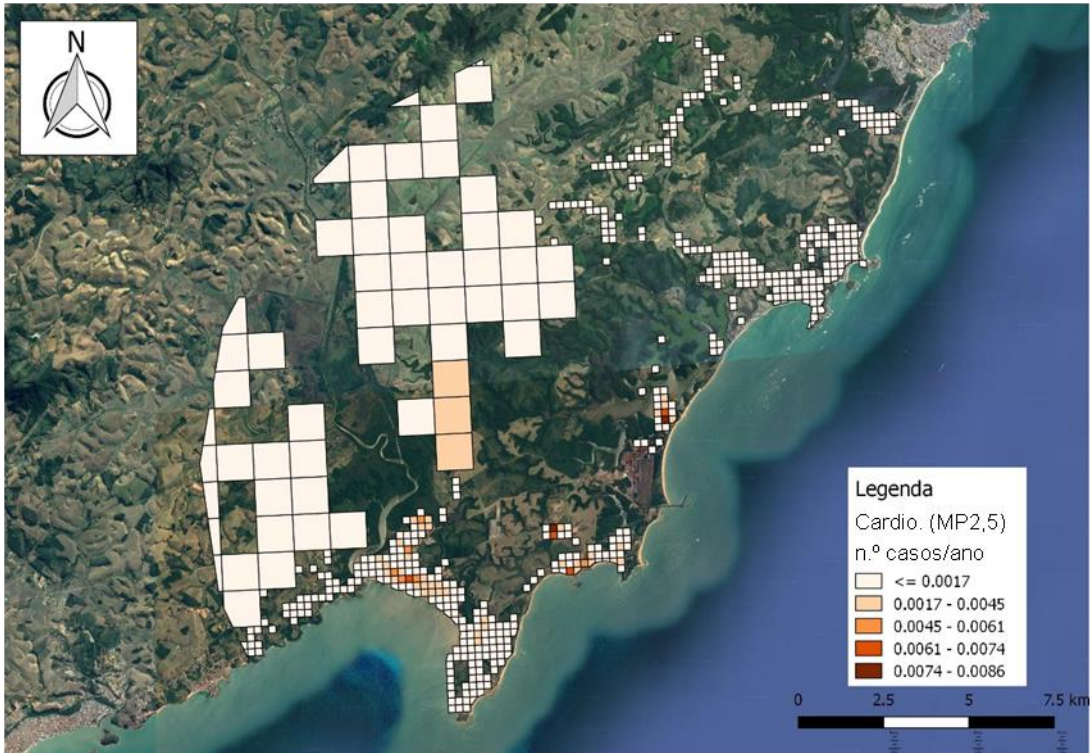
Considerando as reduções nas concentrações de MP_{2,5} descritas na Seção 6.1, nas Figuras 19 e 20 são apresentadas as alterações (reduções) no número de casos de internação hospitalar por doenças respiratórias ou cardiovasculares, respectivamente, que podem ser atribuídos à melhoria na qualidade do ar.

Figura 19 - Redução no número de casos de internações por doenças respiratórias – MP_{2,5}



Fonte: Elaboração do Autor.

Figura 20 - Redução no número de casos de internações por doenças cardiovasculares – MP_{2,5}



Fonte: Elaboração do Autor.

Da análise das Figuras 19 e 20, infere-se que os maiores benefícios, em termos de redução de internações hospitalares para os efeitos estudados, são verificados nas localidades de Ubu e no centro de Anchieta, posicionadas na direção predominante dos ventos na região, no quadrante sudoeste em relação ao complexo de pelotização. Verifica-se também que na localidade de Mãe-bá, situada ao norte em relação à atividade, também são quantificadas significativas reduções.

O número de casos atribuíveis à alteração na concentração de $MP_{2,5}$, em média, foram quantificados em 0,67 (IC 95%: -0.007 – 1.39) casos/ano para as internações por doenças respiratórias e 0,30 (IC 95%: 0.0055 – 0.54) casos/ano para as internações por doenças cardiovasculares.

Ao eliminar o efeito do tamanho da população exposta no número de casos estimados, ou seja, utilizando uma base populacional padronizada, foi verificado que o número de casos atribuíveis à redução média de $1,22\mu\text{g}/\text{m}^3$ nas concentrações de $MP_{2,5}$ entre os cenários avaliados nesta pesquisa, são, em média, de 2,9 (IC 95%:- 0,3 – 6,0)[casos/ano. 10^5 hab], para os casos de internações por doenças respiratórias e de 1,3 (IC 95%: 0,24 – 2,37)[casos/ano. 10^5 hab], para os casos de internações por doenças cardiovasculares. Estes resultados são comparáveis aos encontrados por Ding e outros (2016), que avaliaram uma redução média de $3,5\mu\text{g}/\text{m}^3$ de $MP_{2,5}$ na qualidade do ar da cidade chinesa de Guangzhou, atribuindo a esta melhoria reduções médias de 4,4 casos/ano. 10^5 hab nos casos de internações por doenças respiratórias e 4,5 casos/ano. 10^5 hab para os casos de internações por doenças cardiovasculares. Em números absolutos as reduções anuais nos números de casos quantificadas por estes autores foram de 575 casos de internações por doenças cardiovasculares e 565 casos de internações por doenças respiratórias.

A comparação realizada demonstra o efeito do tamanho da população exposta na estimativa do número de casos atribuíveis, enquanto a população exposta considerada nesta pesquisa é da ordem de 20 mil habitantes, a população estudada por Ding e outros (2016) é da ordem de 12 milhões de habitantes.

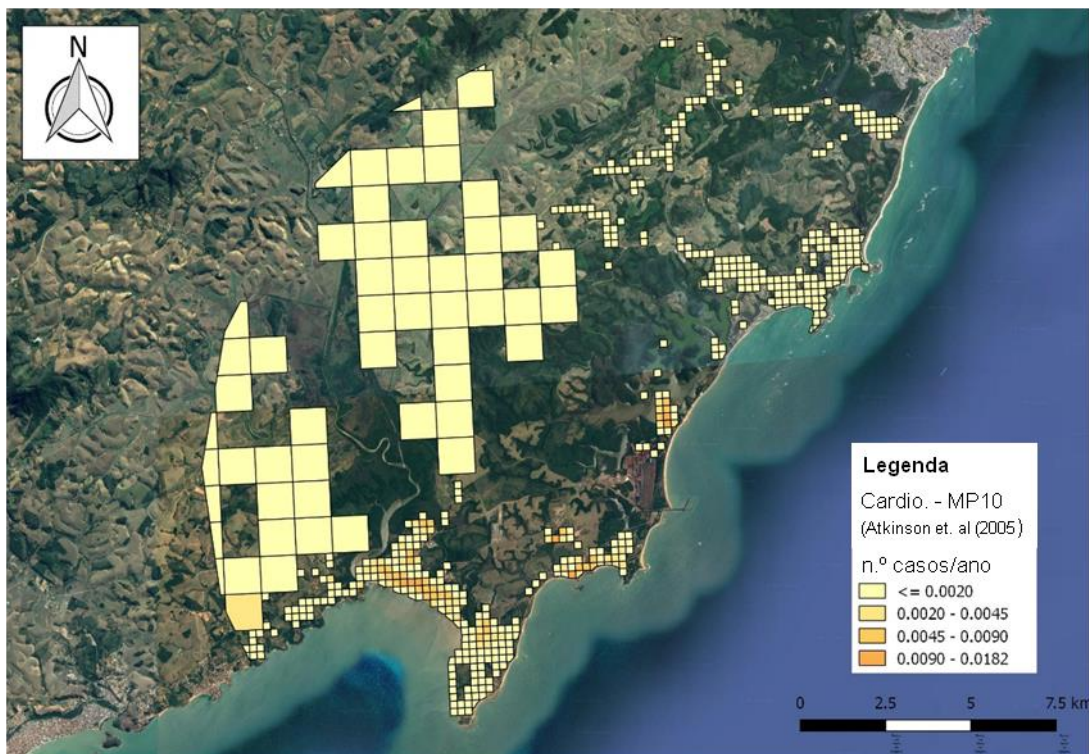
Com relação ao comportamento do número total de internações, para os efeitos de interesse, nos cenários avaliados, foi verificada uma redução no número de casos, sendo esta redução caracterizada por 32 casos de internação por doenças respiratórias e 46 casos de internação por doenças cardiovasculares, conforme apresentado na Tabela 13.

Considerando a redução total no número de casos de internação e o número de casos atribuíveis à melhoria na qualidade do ar, calculados nesta pesquisa, pôde-se atribuir ao decréscimo nos níveis de concentração de $MP_{2,5}$, registrado entre os cenários base e controle, a responsabilidade pela redução, aproximada, de 2,1% dos casos de internações por doenças respiratórias e 0,65% dos casos de internações por doenças cardiovasculares.

6.2.4 Estimativa dos Efeitos – MP_{10}

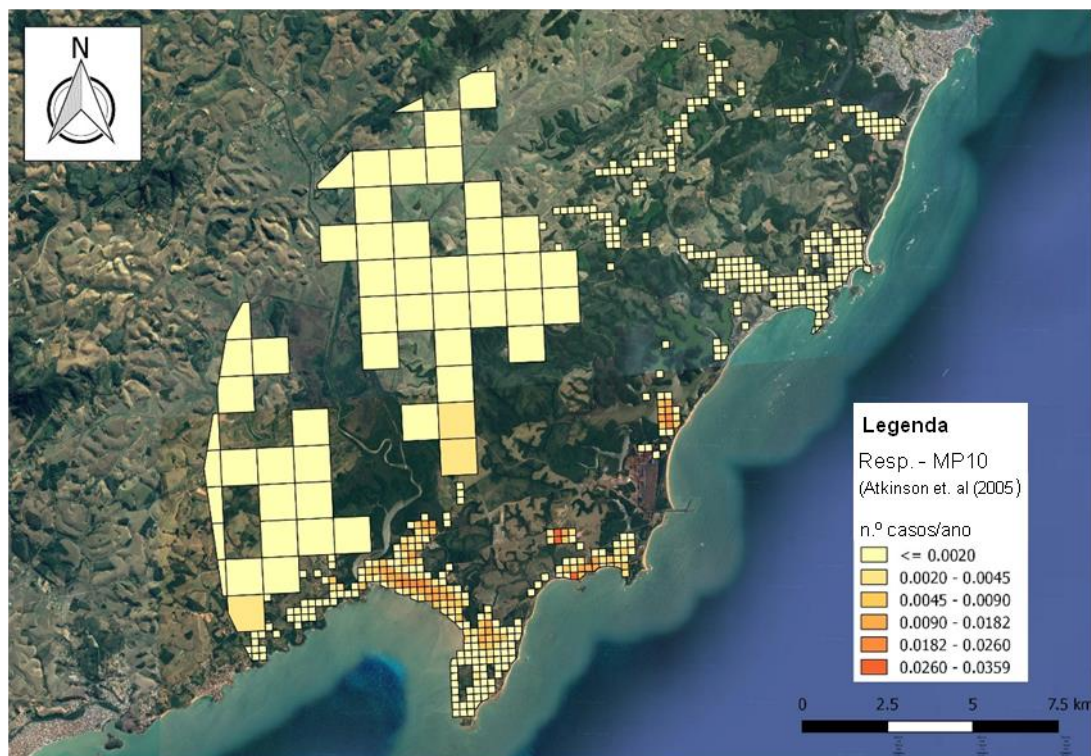
Considerando as reduções nas concentrações de MP_{10} descritas na Seção 6.1, assim como os estudos epidemiológicos tomados como base para desenvolvimento desta pesquisa, nas Figuras 21, 22 e 23 são apresentadas as alterações (reduções) no número de casos de internação hospitalar por doenças cardiovasculares e respiratórias, que podem ser atribuídos à melhoria na qualidade do ar.

Figura 21 - Redução no número de casos de internações por doenças cardiovasculares – MP_{10}



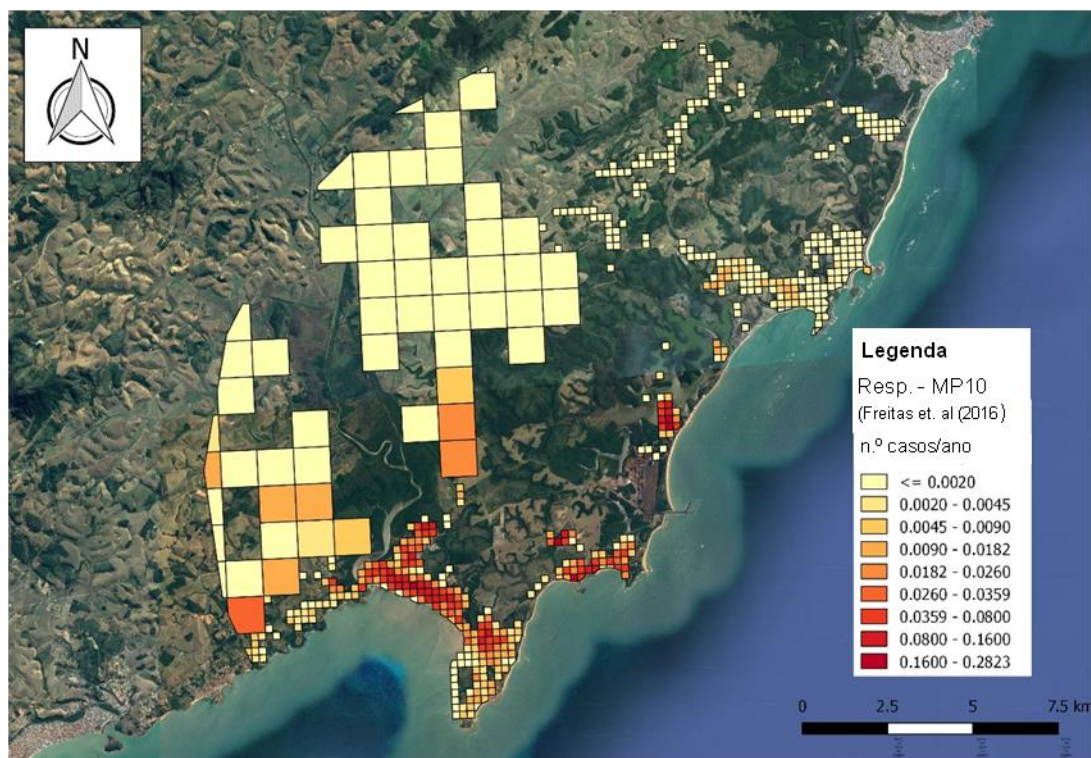
Fonte: Elaboração do Autor.

Figura 22 - Redução no número de casos de internações por doenças respiratórias - Atkinson e outros (2005) – MP₁₀



Fonte: Elaboração do Autor.

Figura 23 - Redução no número de casos de internações por doenças respiratórias – Freitas e outros (2016) – MP₁₀



Fonte: Elaboração do Autor.

Da análise das Figuras 21,22 e 23 foi verificado que as alterações nos casos de internações hospitalares, tanto para doenças respiratórias quanto para doenças cardiovasculares, foram mais significativas para o MP_{10} do que aquelas quantificadas para o $MP_{2,5}$. O maior impacto de efeitos atribuídos ao MP_{10} pode ser justificado pela diferença entre reduções verificadas para cada poluente nos cenários avaliados. As reduções verificadas para o MP_{10} foram, em média, duas vezes maiores do que aquelas verificadas para o $MP_{2,5}$.

A importância do efeito das concentrações para justificar a diferença na quantificação dos efeitos à saúde é reforçada pelo fato dos coeficientes dose resposta utilizados para o $MP_{2,5}$ serem superiores àqueles utilizados para o MP_{10} , entretanto o efeito atribuível a este último foi mais significativo.

Na Figura 21 pode ser observada a variação no número de casos de internação por doenças cardiovasculares atribuíveis à alteração de MP_{10} , conforme coeficiente dose resposta sugerido por Atkinson e outros (2005). Considerando toda região de estudo, a redução no número de casos para este efeito à saúde que pode ser atribuída a alteração nas concentrações de MP_{10} foi de, aproximadamente, 0,52 (IC 95%: 0,26 – 0,79) casos/ano.

Utilizando bases populacionais padronizadas, para o decremento médio de $1,85\mu\text{g}/\text{m}^3$ nas concentrações de MP_{10} , verificado entre os cenários avaliados, pôde-se atribuir à redução de 2,3(IC 95%:1,1 – 3,4) casos por ano, de internações por doenças cardiovasculares, para cada 100000 habitantes. Em estudo realizado na cidade de São Paulo, Abe e Miraglia (2016) verificaram que um decremento médio de $5\mu\text{g}/\text{m}^3$ nas concentrações médias diárias de MP_{10} resultaria numa redução anual média, para cada 100000 habitantes, de 1,63 casos de internações por doenças cardiovasculares.

Considerando a variação total no número de casos de internação hospitalar por doenças cardiovasculares verificadas entre os cenários avaliados (Tabela 13), infere-se que, em média, cerca de 1,1% dos casos registrados para este efeito podem ser atribuídos à redução nos níveis de MP_{10} experimentada na área de estudo.

Para avaliação do efeito da alteração na concentração de MP_{10} nos casos de internação hospitalar por doenças respiratórias, foram utilizados dois coeficientes

dose resposta distintos, sendo um derivado de pesquisa epidemiológica conduzida na Europa (ATKINSON et al., 2005), enquanto outro abordou a realidade nacional, especificamente, foi obtido de pesquisa realizada na cidade de Vitória, Estado do Espírito Santo (FREITAS et al., 2016).

Na Figura 22 são apresentados os resultados da quantificação dos casos de internação por doenças respiratórias, atribuíveis à alteração nas concentrações de MP_{10} , utilizando o coeficiente dose resposta sugerido por Atkinson e outros (2005). Considerando toda a região de estudo, a redução média no número de casos que podem ser atribuídos ao decréscimo nos níveis de MP_{10} foi de, aproximadamente, 1,05 (IC 95%: 0,57 – 1,52) casos/ano.

Já na Figura 23 são apresentadas as alterações nos casos de internações por doenças respiratórias considerando o coeficiente dose resposta sugerido por Freitas e outros (2016). Neste caso, o número médio de reduções nos casos de internações por doenças respiratórias atribuíveis à alteração nas concentrações de MP_{10} , foi de, aproximadamente, 8,3 (IC 95%: 3,42 – 10,04) casos/ano.

Para efeitos de comparação, considerando bases populacionais padronizadas, para o decréscimo médio de $1,85\mu\text{g}/\text{m}^3$ nas concentrações médias de MP_{10} verificado entre os cenários avaliados, podem ser atribuídas reduções nas internações hospitalares por doenças respiratórias, para cada 100000 habitantes, de 4,6 (IC 95%: 2,5 – 6,6) casos/ano e 36,2 (IC 95%: 28,7 – 43,7) casos/ano, conforme coeficiente dose resposta utilizado.

Abe e Miraglia (2016) utilizando o coeficiente dose resposta sugerido por Atkinson e outros (2005), atribuíram a um cenário hipotético de redução média de $5\mu\text{g}/\text{m}^3$ nas concentrações médias diárias de MP_{10} , registradas na cidade de São Paulo, a redução anual de 2,91 casos de internação hospitalar por doenças respiratórias para cada 100000 habitantes.

Dado que, entre os cenários avaliados, a redução total no número de casos de internação hospitalar por doenças respiratórias foi de 32 casos, conforme apresentado na Tabela 13, aproximadamente, 3,3% e 25,9%, de acordo com a referência de coeficiente dose resposta utilizada, do número total de casos para este efeito, podem ser atribuídos ao decréscimo nos níveis de MP_{10} experimentado na região de estudo.

Uma vez que os efeitos atribuíveis às reduções de MP_{10} foram mais significativos, conforme definição metodológica, apenas este poluente será utilizado na etapa de valoração monetária, a fim de evitar a contabilização, em dobro, dos efeitos atribuídos à exposição ao material particulado (WHO, 2014).

6.3 VALORAÇÃO DOS EFEITOS À SAÚDE

Na Tabela 14 são apresentados os valores obtidos para as variáveis necessárias para valoração dos efeitos à saúde atribuíveis a redução das concentrações de MP_{10} , conforme pressupostos metodológicos definidos no item 4.3.3 desta pesquisa.

Tabela 14 - Variáveis para valoração dos efeitos à saúde

Internações Hosp. Doenças Cardiovasculares (CID 10 I00-I99)			
Custo médio por efeito (C_{pi}) [R\$]	Tempo Médio de internação (T_{Li}) [dias]	Incremento dos casos (Δ_{Li}) [casos/ano]	Referência
2.267,81	6,7	0,52 (IC 95%: 0,26 – 0,79)	(ATKINSON et al., 2005)
Internações Hosp. Doenças Respiratórias (CID 10 J00-J99)			
Custo médio por efeito (C_{pi}) [R\$]	Tempo Médio de internação (T_{Li}) [dias]	Incremento dos casos (Δ_{Li}) [casos/ano]	
1.015,57	6,3	1,05 (IC 95%: 0,57 – 1,52)	(ATKINSON et al., 2005)
		8,3 (IC 95%: 3,42 – 10,04)	(FREITAS et al., 2016)

Fonte: Adaptado de DATASUS (2016).

Os custos médios por efeito obtidos para região de estudo são semelhantes àqueles utilizados no estudo realizado por Abe e Miraglia (2016), onde os custos médios por efeito foram de, aproximadamente, R\$1.165,44 (por caso de internação por doenças respiratórias) e R\$ 2.663,94 (por caso de internação por doenças cardiovasculares), considerando o dólar americano equivalendo a 3,2 reais. Nesse estudo o tempo médio de internação associado às causas respiratórias e cardiovasculares foi de 8,1 e 8,8 dias, respectivamente, sendo superiores aos valores obtidos para região de estudo nesta pesquisa, que foram de 6,4 e 6,7 dias para as internações resultantes de doenças respiratórias e cardiovasculares, respectivamente.

Já Ding e outros (2016), em pesquisa realizada na China, valoraram o custo médio dos efeitos em, aproximadamente, R\$3.221,00 para os casos de internação por doenças cardiovasculares e R\$1.812,50 para os casos associados a doenças respiratórias. Estes valores consideram a conversão de Yuan chineses (CYN) em Reais (R\$), sendo 1CYN = 0,5 reais.

Para estimativa das perdas econômicas associadas ao tempo de inatividade pela internação hospitalar, foi utilizado como parâmetro o produto interno bruto (PIB) *per capita* obtido junto ao IBGE, considerando o município de Anchieta, que majoritariamente compõe a área de estudo (IBGE, 2017b). Segundo este Instituto, no ano de 2015, o PIB *per capita* anual para este município foi de R\$ 99.874,00, o que resultou num produto interno bruto *per capita* diário (GDP_p) de, aproximadamente, R\$ 273,60.

O produto interno bruto *per capita* contabilizado para o município de Anchieta, no ano de 2015, é bastante expressivo quando observada a realidade estadual e nacional. Neste ano este município teve o 3º maior PIB per capita do Espírito Santo, superando, inclusive a capital Vitória, e o 41º maior PIB per capita entre os 5570 municípios brasileiros (IBGE, 2017b).

Com base nos valores associados aos parâmetros que compõem os custos totais dos efeitos quantificados no item 6.2 desta pesquisa, na Tabela 15 são apresentados os valores totais associados à redução dos casos de internação hospitalar verificados na região de estudo, considerando a redução nas concentrações de MP_{10} .

Tabela 15 - Valoração dos efeitos à saúde

Efeito à Saúde	Incremento dos casos (Δ_{Li}) [casos/ano]	Valoração Anual (Reais – R\$)	Referência
Internação hospitalar por doenças cardiovasculares	0,52 (IC 95%: 0,26 – 0,79)	2.134,89 (IC 95%: 1.067,44 – 3.243,38)	(ATKINSON et al., 2005)
Internação hospitalar por doenças respiratórias	1,05 (IC 95%: 0,57 – 1,52)	2.887,87 (IC 95%: 1.567,70 – 4.180,54)	(ATKINSON et al., 2005)
Internação hospitalar por doenças respiratórias	8,3 (IC 95%: 3,42 – 10,04)	22.827,93 (IC 95%: 9.406,21 – 27.613,54)	(FREITAS et al., 2016)

Fonte: Elaboração do Autor.

Segundo dados do DATASUS (2017), entre os anos de 2015 e 2016, no município de Anchieta, que majoritariamente compõe a região de interesse nesta pesquisa, houve redução nos gastos associados às internações hospitalares, sendo esta de R\$ 68.337,88 para as internações por doenças respiratórias e R\$102.818,19 para as internações por doenças cardiovasculares.

Em números absolutos, entre os anos de 2015 e 2016, para todo município de Anchieta, foram registradas reduções de 63 casos de internações por doenças

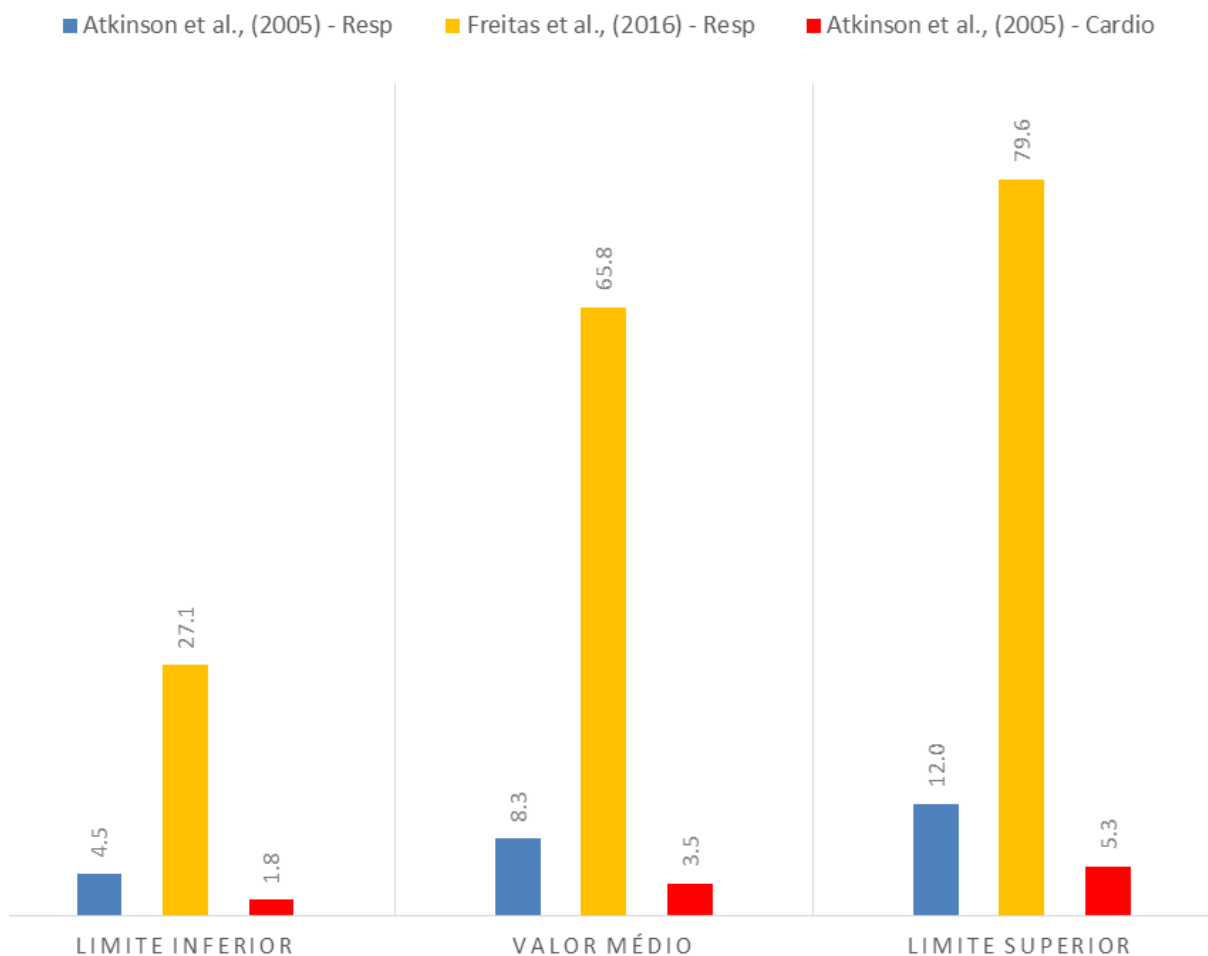
respiratórias e 78 casos de internações por doenças cardiovasculares (DATASUS, 2017).

Isto posto, com base na redução total do custo associado a estes efeitos e na redução total no número de casos, foi calculado a redução unitária, aproximada, de R\$1.084,73 para o efeito internação por doenças respiratórias e R\$1.318,18 para o efeito internação por doenças cardiovasculares.

Sendo assim, considerando apenas a redução o número de casos para região de estudo, conforme apresentado na Tabela 13, e no custo unitário calculado para os efeitos de interesse, foi estimado que, para a região de estudo, as reduções totais no montante despendido pelo sistema público de saúde foram de R\$ 34.711,36 e R\$60.636,28, para os casos de internação por doenças respiratórias e cardiovasculares, respectivamente.

No Gráfico 10 é apresentado um comparativo, em termos percentuais, entre valoração monetária associada à redução no número de casos de internação hospitalar que podem ser atribuídos ao decréscimo nas concentrações de MP₁₀ na área de estudo, conforme apresentado na Tabela 15, e a redução total nos custos verificados para estes efeitos à saúde.

Gráfico 10 - Percentual de redução nos custos anuais com internação hospitalar conforme referência epidemiológica utilizada



Fonte: Elaboração do Autor.

Da análise do Gráfico 10, observa-se que as reduções nos custos associados às internações por doenças respiratórias foram mais significativas, sendo responsáveis, em média, por 65,8% (IC: 27,1% - 79,6%) e 8,3% (IC: 4,5% - 12%), conforme referência epidemiológica utilizada, da redução dos custos totais registradas para este efeito entre os cenários avaliados. A utilização do coeficiente dose resposta sugerido por Freitas e outros (2016), obtido em pesquisa realizada na cidade de Vitória – ES resultou no maior impacto na redução dos custos observado, sendo responsável, em média, por 65,8% do custo total de redução registrado para os casos de internação por doenças respiratórias.

Para os casos de internação por doenças cardiovasculares, as reduções nos custos atribuíveis ao decréscimo nas concentrações de MP_{10} foram menos significativas sendo responsáveis, em média, por 3,5% (IC: 1,8% - 5,3%) do montante total de redução.

A valoração dos custos (benefícios) associados à redução nos níveis de MP₁₀ estudados nesta pesquisa refere-se somente aos custos que direta e indiretamente são derivados dos casos de morbidade estudados (internações hospitalares).

Na valoração realizada estão incluídas as parcelas de custos diretos (despesas hospitalares) e indiretos (perda de produtividade), associadas aos efeitos à saúde avaliados, pois para estas foi possível a atribuição de preços de mercado.

Para Alves e Uturbey (2010), este tipo de valoração não considera os custos relacionados à prevenção das doenças, tampouco aqueles intangíveis relacionados ao sofrimento e perda de tempo para lazer em função do efeito à saúde.

Seroa da Mota e outros (1998) afirmam que os custos diretos da doença representam apenas parte do custo total à saúde associado à poluição do ar, uma vez que não leva em conta a disposição a pagar (DAP) das populações expostas, ou seja, certa quantia positiva que o indivíduo estaria disposto a pagar para evitar todos efeitos negativos da doença. Para estes autores, ao contemplar a DAP das populações expostas à poluição do ar, os custos totais seriam de 1,3 a 2,4 vezes maiores do que os custos diretos valorados.

A valoração dos custos à saúde associados à poluição do ar observando apenas os custos diretos com os casos de doença, deve ser interpretada, de maneira conservativa, como o limite inferior do custo total, sendo neste incluso a disposição à pagar dos indivíduos (JAMES et al., 2014a; MIAO; HUANG; SONG, 2016).

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Este trabalho teve como objetivo principal a avaliação do impacto à saúde provocado pela emissão de material particulado, nas frações MP_{10} e $MP_{2,5}$, de um complexo de pelotização de minério de ferro localizado no município de Anchieta, no Estado do Espírito Santo. Para isto, foram utilizados dados de monitoramento para caracterizar a alteração na qualidade do ar provocada pelas operações da atividade, além de métodos de Avaliação de Impactos a Saúde (AIS) da poluição do ar para quantificar os casos de internações hospitalares por doenças cardiorrespiratórias, em todas as faixas de idade, que poderiam ser atribuídos a tal alteração.

A interrupção total das operações do complexo de pelotização, ocorrida no final do ano de 2015, propiciou uma condição singular para caracterização da influência das operações desta atividade sobre a qualidade do ar na região, pois foi possível o estabelecimento de dois cenários comparativos, que contemplaram o registro das médias de 24 horas de material particulado, nas frações de interesse, num período de típica operação da atividade (cenário base – ano de 2015) e num outro período sem a influência da operação da atividade (cenário controle – ano de 2016).

A avaliação das séries históricas de monitoramento para os cenários avaliados demonstrou que, mesmo com a operação do complexo de pelotização, os padrões de qualidade do ar vigentes para MP_{10} e $MP_{2,5}$, estabelecidos pelo Decreto Estadual n.º 3463-R, são atendidos. Por outro lado, foi verificado que, quando considerados os padrões recomendados pela OMS, a operação da atividade exerce significativa influência na deterioração da qualidade do ar na região estudada, principalmente para a fração MP_{10} . Neste ponto destaca-se a iniciativa do poder público no Estado Espírito Santo em adotar padrões de qualidade do ar mais restritivos que a legislação nacional, no entanto, após quatro anos da publicação do Decreto Estadual n.º 3463-R não se verificou evolução nas metas estabelecidas a fim de atingir as diretrizes da OMS.

Com relação aos efeitos à saúde, com base nos dados disponibilizados pelo DATASUS, foram verificadas reduções no número total de casos de internação hospitalar para região estudada, sendo 32 casos por doenças respiratórias e 46 casos por doenças cardiovasculares.

A partir da avaliação de impacto a saúde realizada foram obtidas as seguintes conclusões:

- À alteração nas concentrações de $MP_{2,5}$ registradas entre os cenários avaliados, podem ser atribuídas reduções médias de 0,67 casos/ano de internações por doenças respiratórias e 0,30 casos/ano de internações por doenças cardiovasculares. Estas reduções corresponderam a 2,1% e 0,65% da redução total no número de casos de internação por doenças respiratórias e cardiovasculares, respectivamente, verificadas na região estudada;
- À alteração nas concentrações de MP_{10} registradas entre os cenários avaliados, podem ser atribuídas reduções médias de 0,52 casos/ano de internações por doenças cardiovasculares, correspondendo a 1,1% da redução total verificada;
- Com relação aos casos de internações por doenças respiratórias, a alteração nas concentrações de MP_{10} foi responsável pela redução média de 1,05 casos/ano, conforme coeficiente dose resposta sugerido por Atkinson e outros (2005), e 8,3 casos/ano, conforme coeficiente dose resposta sugerido por Freitas e outros (2016). Tais reduções correspondem a 3,3% e 25,9%, de acordo com coeficiente dose resposta utilizado, da redução total no número de casos verificados entre os cenários avaliados.
- Os resultados demonstram que, mesmo atendendo aos padrões de qualidade para os poluentes pesquisados, impactos à saúde ainda podem ser atribuídos à operação da atividade objeto deste estudo.

A monetização dos custos relacionados aos efeitos atribuíveis à alteração nas concentrações de MP_{10} indicaram reduções anuais médias de:

- R\$ 2.134,89 para os casos de internação por doenças cardiovasculares;
- R\$ 2.887,87 para os casos de internação por doenças respiratórias, conforme coeficiente dose resposta sugerido por Atkinson e outros (2005) e;
- R\$ 22.827,93 para os casos de internação por doenças respiratórias, conforme coeficiente dose resposta sugerido por Freitas e outros (2016).

Tais reduções correspondem, em média, a 8,3% e 65,8%, conforme referência epidemiológica utilizada, da redução no custo total registrada para o município de

Anchieta, para os casos de internações por doença respiratória. Para os casos de internação por doenças cardiovasculares este percentual foi de 3,5%.

Na composição do custo total por efeito estudado a parcela referente aos custos de oportunidade, ou seja, aquela devida à perda de produtividade em função dos dias de internação hospitalar teve significativo impacto, respondendo por 44% do custo total das internações por doenças cardiovasculares e 63% do custo total das internações por doenças respiratórias. Tal fato pode ser atribuído ao alto produto interno *per capita* do município de Anchieta.

Como limitante da utilização direta dos resultados desta pesquisa destaca-se o uso de evidências epidemiológicas obtidas em locais com características diferentes daquelas existentes na região de estudada. Esta limitação ficou evidenciada pela grande variação nos resultados encontrados para os casos de internação hospitalares atribuídos à alteração nas concentrações de MP₁₀.

Ainda, a monetização dos custos realizada nesta pesquisa é baseada numa metodologia simplificada onde se avalia apenas os custos diretos e indiretos derivados dos efeitos à saúde de interesse, que no caso foram apenas as internações por doenças respiratórias e cardiovasculares. Destaca-se que as internações por doenças respiratórias e cardiovasculares são apenas dois dos diversos efeitos associados à morbidade atribuível à poluição do ar. Não integram os custos apresentados nesta pesquisa valores referentes a parcela intangível, ou seja, a disposição à pagar para não sofrer o efeito à saúde, tampouco os custos relativos aos casos de mortalidade associados à poluição do ar.

Sendo assim os custos apresentados nesta pesquisa não correspondem ao custo social total (externalidade negativa) ocasionada pela poluição atmosférica causada pela operação do complexo de mineração na cidade de Anchieta – ES.

Apesar das limitações na utilização direta dos resultados desta pesquisa, o uso da AIS da poluição do ar através do *software* BenMAP demonstrou ser uma promissora ferramenta a ser utilizada nos processos de licenciamento ambiental, pois traduz as informações geradas nos monitoramentos de qualidade do ar em linguagem mais acessível a todos interessados, além de oportunizar a monetização das externalidades ambientais geradas pelas atividades degradadoras do meio ambiente.

A AIS desenvolvida nesta pesquisa teve como objeto uma avaliação retrospectiva dos impactos à saúde causados por uma atividade. No entanto, nos processos de licenciamento ambiental, deve-se priorizar a utilização da AIS da poluição do ar na sua forma prospectiva, ou seja, esta deve ser inserida nas etapas de planejamento das atividades de forma a reconhecer, evitar e/ou minimizar dos impactos à saúde derivados da instalação e operação das atividades.

Como recomendação ao desenvolvimento de trabalhos futuros, sugere-se os seguintes itens:

- Desenvolvimento de estudos epidemiológicos que considerem a realidade local das populações expostas além de outros poluentes atmosféricos;
- Utilização de modelagem matemática de dispersão de poluentes para suprir lacunas de registros nas séries de monitoramento;
- Avaliação outros efeitos à saúde, dentre os quais os casos de mortalidade.

REFERÊNCIAS

- ABE, K.; MIRAGLIA, S. Health Impact Assessment of Air Pollution in São Paulo, Brazil. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 13, n. 7, p. 694, 2016.
- ALVES, L. A.; UTURBEY, W. Environmental degradation costs in electricity generation: The case of the Brazilian electrical matrix. **Energy Policy**, v. 38, n. 10, p. 6204–6214, 2010.
- AMARAL, C. A. S. do. **Avaliação da função respiratória de crianças dos municípios de Anchieta e Guarapari (ES) através da espirometria e sua correlação com a qualidade do ar**. 2013. Tese (Doutorado em Ciências), Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2013.
- ANENBERG, S. C. et al. Survey of Ambient Air Pollution Health Risk Assessment Tools. **Risk analysis: an official publication of the Society for Risk Analysis**, 2016.
- ARAUJO, J. A. Particulate air pollution, systemic oxidative stress, inflammation, and atherosclerosis. **Air Quality, Atmosphere & Health**, v. 4, n. 1, p. 79–93, 2011.
- ATKINSON, R. W. et al. Analysis of all-age respiratory hospital admissions and particulate air pollution within the Apehis programme. **Health Impact Assessment of Air Pollution and Communication Strategy**, v. Third-year, p. 127–133, 2005.
- BAE, H. J.; PARK, J. Health benefits of improving air quality in the rapidly aging Korean society. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 23, p. 5971–5977, 2009.
- BARRETT, S. R. H. et al. Impact of the Volkswagen emissions control defeat device on US public health. **Environmental Research Letters**, v. 10, n. 11, p. 114005, 2015.
- BELL, M. L.; DAVIS, D. L. Reassessment of the lethal London fog of 1952: Novel indicators of acute and chronic consequences of acute exposure to air pollution. **Environmental Health Perspectives** v. 109, n. SUPPL. 3, p. 389-394, 2001.
- BHATIA, R. **Health Impact Assessment: A guide for practice**. p. 76, 2011. Disponível em: <http://www.pewtrusts.org/~media/assets/2011/01/01/bhatia_2011_hia_guide_for_practice.pdf>. Acesso em: 08 jan. 2016.
- BHATIA, R.; CORBURN, J. Lessons From San Francisco: Health Impact Assessments Have Advanced Political Conditions for Improving Population Health. **Health Affairs**, v. 30, n. 12, p. 2410–2418, 2011.

BHATIA, R.; SETO, E. Quantitative estimation in Health Impact Assessment: Opportunities and challenges. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 31, n. 3, p. 301–309, abr. 2011.

BITHAS, K. Sustainability and externalities: Is the internalization of externalities a sufficient condition for sustainability? **Ecological Economics**, v. 70, n. 10, p. 1703–1706, 2011.

BOLDO, E. et al. Health impact assessment of a reduction in ambient PM2.5 levels in Spain. **Environment International**, v. 37, n. 2, p. 342–348, 2011.

BONITA, R.; BEAGLEHOLE, R.; KJELLSTROM, T. **Basic Epidemiology**: 2nd Edition. 2006.

BRASIL. **Lei Complementar nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 2 set. 1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm>. Acesso em: 12 ago. 2015.

_____. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988, 292 p.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n.º 286, de 30 de agosto de 2001**. Dispõe sobre o licenciamento ambiental de empreendimentos nas regiões endêmicas de malária. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 17 dez. 2001.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n.º 03, 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, 22 ago. 1990.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n.º 237, de 19 de dezembro de 1997**. Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 22 dez. 1997.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n.º 01, de 23 de janeiro de 1986**. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 17 fev. 1986.

_____. Ministério da Saúde. **Avaliação de Impacto à Saúde – AIS Metodologia adaptada para aplicação no Brasil**. Brasília, 2014. Disponível em: <http://bvsmis.saude.gov.br/bvs/publicacoes/avaliacao_impacto_saude_ais_metodologia.pdf> Acesso em: 07 fev. 2015.

BOURCIER, E., CHARBONNEAU, D., CAHILL, C., & DANNENBERG, A. An Evaluation of Health Impact Assessments in the United States, 2011-2014. **Preventing Chronic Disease**, v. 12, n. E23, p. 1–10, 2015.

BROOK, R. D. et al. Air pollution and cardiovascular disease: A statement for healthcare professionals from the expert panel on population and prevention science of the American Heart Association. **Circulation**, v. 109, n. 21, p. 2655–2671, 2004.

BROOME, R. A. et al. The health benefits of reducing air pollution in Sydney, Australia. **Environmental Research**, v. 143, p. 19–25, 2015.

BROWN, J. S. et al. Thoracic and respirable particle definitions for human health risk assessment. **Particle and Fibre Toxicology**, v. 10, p. 12, 2013.

BRUNEKREEF, B.; HOLGATE, S. T. Air pollution and health. **Lancet**, v. 360, n. 9341, p. 1233–1242, 2002.

CAMPONOGARA, S. Saúde e meio ambiente na contemporaneidade: o necessário resgate do legado de Florence Nightingale. **Escola Anna Nery Revista de Enfermagem**, v. 16, n. 1, p. 178–184, 2012.

CANÇADO, J. E. et al. Repercussões clínicas da exposição à poluição atmosférica. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v. 32, n. Supl. 2, p. S5 – S11, 2006.

CASTRO, A.; KÜNZLI, N.; GÖTSCHI, T. Health benefits of a reduction of PM10 and NO2 exposure after implementing a clean air plan in the Agglomeration Lausanne-Morges. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, n. 2, 2017.

CAVALCANTI, P. M. P. S. **Modelo de gestão da qualidade do ar: Abordagem preventiva e corretiva**. 2010. 252 p. Tese (Doutorado) – Pós-graduação em Planejamento Energético, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Universidade, Rio de Janeiro, 2010.

CETESB. **Classificação preliminar da representatividade espacial das estações de monitoramento da qualidade do ar da Cetesb no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2013. Disponível em: < <http://cetesb.sp.gov.br/qualidade-ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/relatorio-representatividade-estacoes-2013.pdf>>. Acesso em: 08 jul. 2015.

CEPEMAR. **Estudo de Impacto Ambiental (EIA) do projeto da quarta usina de pelotização da Samarco, em Ponta de Ubu, ES – Relatório Técnico – CPM RT 387/09**. Vitória, CEPEMAR - Serviços de Consultoria em Meio Ambiente Ltda, 2009. 4 volumes.

CHEN, L. et al. Quantifying public health benefits of environmental strategy of PM2.5 air quality management in Beijing–Tianjin–Hebei region, China. **Journal of Environmental Sciences**, p. 1–8, 2016.

CHEN, L. et al. Combined use of land use regression and BenMAP for estimating public health benefits of reducing PM_{2.5} in Tianjin, China. **Atmospheric Environment**, v. 152, p. 16–23, 2017.

CHEUNG, K. et al. Spatial and temporal variation of chemical composition and mass closure of ambient coarse particulate matter (PM_{10-2.5}) in the Los Angeles area. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 16, p. 2651–2662, 2011.

COMISSÃO NACIONAL SOBRE DETERMINANTES SOCIAIS DA SAÚDE. **As causas sociais das iniquidades em saúde no Brasil. Relatório final da Comissão Nacional sobre Determinantes Sociais da Saúde (CNDSS)**, 2008. 216p. Disponível em:
<http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/causas_sociais_iniquidades.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2015.

COMMITTEE ON HEALTH IMPACT ASSESSMENT et al. **Improving Health in the United States: The Role of Health Impact Assessment**. Washington D.C.: The National Academy Press, 2011.

DATASUS – MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Informações de Saúde (TABNET) – Epidemiológicas e Morbidade**. Disponível em:
<http://www2.datasus.gov.br/DATASUS/index.php?area=0203&id=6926>. Acesso em: 10 abr. 2016.

DAVENPORT, C. Use of health impact assessment in incorporating health considerations in decision making. **Journal of Epidemiology & Community Health**, v. 60, n. 3, p. 196–201, 2006.

DAVIDSON, K. et al. Analysis of PM_{2.5} using the Environmental Benefits Mapping and Analysis Program (BenMAP). **Journal of toxicology and environmental health**. Part A, v. 70, n. 3-4, p. 332–346, 2007.

DE KOK, T. M. C. M. et al. Toxicological assessment of ambient and traffic-related particulate matter: A review of recent studies. **Mutation Research - Reviews in Mutation Research**, v. 613, n. 2-3, p. 103–122, 2006.

DEMARCO, P. M. Rachel Carson's environmental ethic – a guide for global systems decision making. **Journal of Cleaner Production**, 2015.

DESONIE, D. **Atmosphere: air pollution and its effects**. New York: Chelsea House Publishers, 1997.

DING, D. et al. Evaluation of health benefit using BenMAP-CE with an integrated scheme of model and monitor data during Guangzhou Asian Games. **Journal of Environmental Sciences (China)**, p. 1–10, 2015.

ESPIRITO SANTO. Constituição (1989). **Constituição do Estado do Espírito Santo**, ES: Assembleia Legislativa, 1989.

_____. **Decreto Estadual nº 3463-R, de 17 de dezembro de 2013**. Estabelece novos padrões de qualidade do ar e dá providências correlatas: Diário Oficial [do] Estado do Espírito Santo, Vitória, ES, 17 dez. 2013.

EUROPEAN COMMISSION. **Externe Externalities of Energy - Methodology 2005 Update**. Luxemburgo: Office for Official Publications of the European Communities, 2005.

FANN, N. et al. Estimating the national public health burden associated with exposure to ambient PM_{2.5} and ozone. **Risk Analysis**, v. 32, n. 1, p. 81–95, 2012.

FANN, N.; BAKER, K. R.; FULCHER, C. M. Characterizing the PM_{2.5}-related health benefits of emission reductions for 17 industrial, area and mobile emission sectors across the U.S. **Environment International**, v. 49, p. 141–151, 2012.

FRANCHINI, M. et al. The Health and Economic Burden of Air Pollution. **The American Journal of Medicine**, v. 128, n. 9, p. 931–932, 2015.

FREITAS, C. U. DE et al. Poluição do ar em cidades brasileiras: selecionando indicadores de impacto na saúde para fins de vigilância. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, v. 22, n. 3, p. 445–454, 2013.

FREITAS, C. U. DE et al. Air pollution and its impacts on health in Vitória, Espírito Santo, Brazil. **Revista de Saúde Pública**, v. 50, p. 4, 2016.

GARG, A. Pro-equity Effects of Ancillary Benefits of Climate Change Policies: A Case Study of Human Health Impacts of Outdoor Air Pollution in New Delhi. **World Development**, v. 39, n. 6, p. 1002–1025, 2011.

GODISH, T. **Air Quality**. 3rd. ed. Boca Raton: CRC Press LLC, 1997.

GODOY, M. L. D. P. et al. Coarse and fine aerosol source apportionment in Rio de Janeiro, Brazil. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 14, p. 2366–2374, 2009.

GOUVEIA, N. Saúde e meio ambiente nas cidades: os desafios da saúde ambiental. **Saúde e Sociedade**, v. 8, n. 1, p. 49–61, 1999a.

GOOGLE. Google Earth. Disponível em: <<https://www.who.int/bulletin/volumes/91/4/12-112318/en/>>. Acesso em: 01 jan. 2016.

GUO, X. R. et al. Estimation of economic costs of particulate air pollution from road transport in China. **Atmospheric Environment**, v. 44, n. 28, p. 3369–3377, 2010.

GURJAR, B. R. et al. Human health risks in megacities due to air pollution. **Atmospheric Environment** v. 44, n. 36, p. 4606–4613, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.08.011>>.9927141416. Acesso em: 05 dez. 2016.

HARDIN, G. The Tragedy of the Commons. **Science**, v. 162, n. June, p. 1243–1248, 1968.

HARRISON, R. M.; YIN, J. Particulate matter in the atmosphere: Which particle properties are important for its effects on health? **Science of the Total Environment**, v. 249, n. 1-3, p. 85–101, 2000.

HARTMAN, R. S.; WHEELER, D.; SINGH, M. **The cost of air pollution abatement**. [s.i.][s.n.], 1994. Disponível em: http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/001083/Course2/Lecturas/otros/airpoll_costs.pdf. Acesso em: 24 jun. 2016.

HE, L. Y.; QIU, L. Y. Transport demand, harmful emissions, environment and health co-benefits in China. **Energy Policy**, v. 97, n. 15, p. 267–275, 2016.

HELLER, L. Relação entre saúde e saneamento na perspectiva do desenvolvimento. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 3, p. 73–84, 1998.

HUANG, D.; XU, J.; ZHANG, S. Valuing the health risks of particulate air pollution in the Pearl River Delta, China. **Environmental Science & Policy**, v. 15, n. 1, p. 38–47, 2012.

HUBBELL, B. J.; FANN, N.; LEVY, J. I. Methodological considerations in developing local-scale health impact assessments: Balancing national, regional, and local data. **Air Quality, Atmosphere and Health**, v. 2, n. 2, p. 99–110, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Grade Estatística**. Disponível em ftp://geofp.ibge.gov.br/recortes_para_fins_estatisticos/grade_estatistica/censo_2010/grade_estatistica.pdf. Acesso em: 10 jun. 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Brasil em Síntese- Cidades**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em: 15 jan. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Brasil em Síntese-panorama**. Disponível em <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/es/anchieta/panorama>. Acesso em: 15 jan 2017b.

JAMES, P. et al. A health impact assessment of a proposed bill to decrease speed limits on local roads in Massachusetts (U.S.A.). **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 11, n. 10, p. 10269–10291, 2014a.

JAMES, P. et al. A health impact assessment of proposed public transportation service cuts and fare increases in Boston, Massachusetts (U.S.A.). **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 11, n. 8, p. 8010–8024, 2014b.

JO, C. Cost-of-illness studies: concepts, scopes, and methods. **Clinical and molecular hepatology**, v. 20, n. 4, p. 327–37, 2014.

JORDAN, A. Environmental Policy: Protection and Regulation. **International Encyclopedia of Behavioral and Social Sciences**, v. 7, p. 4644–4651, 2001.

KAMPA, M.; CASTANAS, E. Human health effects of air pollution. **Environmental Pollution**, v. 151, n. 2, p. 362–367, 2008

KIM, K.-H.; KABIR, E.; KABIR, S. A review on the human health impact of airborne particulate matter. **Environment International**, v. 74, p. 136–143, 2015.

KREWSKI, D. et al. Extended follow-up and spatial analysis of the American Cancer Society study linking particulate air pollution and mortality. **Research report (Health Effects Institute)**, n. 140, p. 5–114; discussion 115–36, 2009.

KRZYZANOWSKI, M. Methods for assessing the extent of exposure and effects of air pollution. **Occupational and Environmental Medicine**, v. 54, p. 145–151, 1997.

LEE, G. et al. Assessing air quality and health benefits of the Clean Truck Program in the Alameda corridor, CA. **Transportation Research Part A: Policy and Practice**, v. 46, n. 8, p. 1177–1193, 2012.

LEPEULE, J. et al. Chronic exposure to fine particles and mortality: An extended follow-up of the Harvard six cities study from 1974 to 2009. **Environmental Health Perspectives**, v. 120, n. 7, p. 965–970, 2012.

LI, L. et al. Economic evaluation of the air pollution effect on public health in China's 74 cities. **SpringerPlus**, v. 5, p. 402, 2016.

LOOMIS, Dana et al. The carcinogenicity of outdoor air pollution. **The Lancet Oncology** v. 14, n. 13, p. 1262–1263, 2013.14702045.

LÓPEZ-CIMA, María Felicitas et al. Lung cancer risk and pollution in an industrial region of Northern Spain: a hospital-based case-control study. **International journal of health geographics** v. 10, n. 1, p. 10, 2011.

LU, X. et al. Source apportionment and health effect of NO_x over the Pearl River Delta region in southern China. **Environmental Pollution**, v. 212, n. x, p. 135–146, 2016.

MAIOLI, B. G. **Quantificação e caracterização do material particulado fino (MP_{2,5}) na Região Metropolitana da Grande Vitória-ES (ES)**. 2011. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.

MARGULIS, S. **A Regulamentação Ambiental: Instrumentos e Implementação**. Disponível

em:<http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/TDs/td_0437.pdf>. Acesso em: 19 ago. 2016.

MARSHALL, J. D. et al. Blue Skies Bluer? **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 24, p. 13929–13936, 2015.

MARTENIES, S. E.; WILKINS, D.; BATTERMAN, S. A. Health impact metrics for air pollution management strategies. **Environment International**, v. 85, p. 84–95, 2015.

MAY, P. H.; LUSTOSA, M. C.; VINHA, V. DA (EDS.). **Economia do Meio Ambiente: teoria e prática**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003.

MAYNARD, R. Air pollution: The last 35 years. **Human & Experimental Toxicology**, v. 34, n. 12, p. 1253–1257, 2015.

MEDINA, S. et al. Quantifying the health impacts of outdoor air pollution: useful estimations for public health action. **Journal of Epidemiology and Community Health**, v. 67, n. 6, p. 480–3, 2013.

MEDINA, S.; BOLDO, E. **Health Impact assessment of Air Pollution Communication Strategy**, 2005. Disponível em: http://opac.invs.sante.fr/doc_num.php?explnum_id=5271 . Acesso em: 10 jul 2016.

MIAO, W.; HUANG, X.; SONG, Y. An economic assessment of the health effects and crop yield losses caused by air pollution in mainland China. **Journal of Environmental Sciences**, p. 1–12, 2016.

MOURA, L. A. A. DE. **Economia Ambiental Gestão de Custos e Investimentos**. São Paulo: Juarez de Oliveira, 2000.

NACHMAN, Keeve E; PARKER, Jennifer D. Exposures to fine particulate air pollution and respiratory outcomes in adults using two national datasets: a cross-sectional study. **Environmental Health : a global access science source**, v. 11, n. 1, p. 25 , 2012.

NELIN, Timothy D. et al. Direct and indirect effects of particulate matter on the cardiovascular system. **Toxicology Letters**, v. 208, n. 3, p. 293–299 , 2012.

NASCIMENTO, A.P. **Influência da poluição atmosférica por SO₂, MP₁₀, MP_{2,5} e sua composição elementar na incidência de doença respiratória aguda em crianças**. 2015. 164 p. Tese (Doutorado) – Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2015.

OECD. **Mortality Risk Valuation in Environment, Health and Transport Policies**. [S.I.] OECD Publishing, 2012. Disponível em: <http://www.oecd.org/environment/mortalityriskvaluationinenvironmenthealthandtransportpolicies.htm>. Acesso em: 10 jan. 2016.

OLIVEIRA, M. A.; EGRY, E. Y. A historicidade das teorias interpretativas do processo saúde - doença. **Revista da Escola de Enfermagem da USP**, v. 34, n. 1, p. 9–15, 2000.

ORRU, H. et al. Health impact assessment of particulate pollution in Tallinn using fine spatial resolution and modeling techniques. **Environmental health : a global access science source**, v. 8, p. 7, 2009.

ORRU, H. et al. Health impacts of particulate matter in five major Estonian towns: Main sources of exposure and local differences. **Air Quality, Atmosphere and Health**, v. 4, n. 3, p. 247–258, 2011

OSTRO, B. Outdoor air pollution: assessing the environmental burden of disease at national and local levels. **Environmental Burden of Disease Series**, n. 5, p. 1–54, 2004.

PANDIS, S. N.; SEINFELD, J. H. **Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change**. 2nd. ed. New York: Wiley – Interscience Publication, 2006.

PASCAL, M. et al. Assessing the public health impacts of urban air pollution in 25 European cities: Results of the Aphekom project. **Science of the Total Environment**, v. 449, n. 2007105, p. 390–400, 2013.

PEREIRA, B. B.; LIMONGI, J. E. Epidemiologia de desfechos na saúde humana relacionados à poluição atmosférica no Brasil: uma revisão sistemática. **Cadernos Saúde Coletiva**, v. 23, n. 2, p. 91–100, 2015

PÉREZ, L.; SUNYER, J.; KÜNZLI, N. Estimating the health and economic benefits associated with reducing air pollution in the Barcelona metropolitan area (Spain). **Gaceta Sanitaria**, v. 23, n. 4, p. 287–294, 2009.

PERVIN, T.; GERDTHAM, U.-G.; LYTTKENS, C. H. Societal costs of air pollution-related health hazards: A review of methods and results. **Cost Effectiveness and Resource Allocation**, v. 6, p. 19, 2008

PHILLIPI JR, A.; ROMÉRO, M. DE A.; BRUNA, G. C. (EDS.). **Curso de Gestão Ambiental**. Barueri, SP: Manole, 2004.

POPE, C. A. Review: Epidemiological Basis for Particulate Air Pollution Health Standards. **Aerosol Science and Technology**, v. 32, n. February 2015, p. 4–14, 2000.

POPE, C. A. et al. Lung cancer and cardiovascular disease mortality associated with ambient air pollution and cigarette smoke: Shape of the exposure-response relationships. **Environmental Health Perspectives**, v. 119, n. 11, p. 1616–1621, 2011.

POPE, C. A. et al. Cardiovascular Mortality and Long-Term Exposure to Particulate Air Pollution: Epidemiological Evidence of General Pathophysiological Pathways of Disease. **Circulation**, v. 109, n. 1, p. 71–77, 2004.

POPE 3rd, C. A. Epidemiology of fine particulate air pollution and human health: Biologic mechanisms and who's at risk? **Environmental Health Perspectives**, v. 108, n. SUPPL. 4, p. 713–723, 2000.

POPE 3rd, C. A. et al. to Fine Particulate Air Pollution. **The Journal of the American Medical Association**, v. 287, n. 9, p. 1132–1141, 2002.

POPE 3rd, C. A.; DOCKERY, D. W. Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect. **Air & Waste Manage. Association**, v. 56, n. 6, p. 709–742, 2006.

PRÜSS-ÜSTÜN, A. et al. **Assessing the environmental burden of disease at national and local levels: introduction and methods**. Genova, 2013. Disponível em:

<<http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/42750/9241546204.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 1 jan. 2016.

QUALITYAMB. **Inventário de Emissões Atmosféricas da Samarco Mineração – Unidade Ubu/ES – Relatório Técnico – RTC16004-R1**. Vitória, QUALITYAMB – Consultoria Ambiental, 2016.

QUIGLEY, R. et al. **Health Impact Assessment International Best Practice Principles**. Special Publication Series, n. 5, p. 1–4, 2006. Disponível em: <https://ueaeprints.uea.ac.uk/20178/> >Acesso em: 1 jan. 2015.

RIBEIRO, F. D. M. **Reforma da regulação ambiental: Características e estudos de caso do Estado de São Paulo**. 2012. 241f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – Instituto de Eletrotécnica e Energia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

RIBEIRO, F. D. M.; KRUGLIANSKAS, I. Principles of environmental regulatory quality: A synthesis from literature review. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 59–76, 2015.

RIBEIRO, H. Saúde Pública e meio ambiente: evolução do conhecimento e da prática, alguns aspectos éticos. **Saúde e Sociedade**, v. 13, n. 1, p. 70–80, 2004.

RHODUS, Justicia et al. **A Review of Health Impact Assessments in the U.S.: Current State-of-Science, Best Practices, and Areas for Improvement**. December, 2013. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-03/documents/review-hia.pdf>>. Acesso em: 07 out. 2015.

ROSEN, G. **Uma história da saúde pública**. São Paulo: Ed. UNESP, 1994.

RÜCKERL, R. et al. Health effects of particulate air pollution: A review of epidemiological evidence. **Inhalation Toxicology**, v. 23, n. 10, p. 555–592, 2011.

SAMARCO. **Relatório Anual de Sustentabilidade 2013**. Disponível em <http://www.samarco.com/wp-content/uploads/2016/08/2013-Relatorio-Anual-de-Sustentabilidade.pdf>. Acesso em: 13 jun. 2016.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de Impacto Ambiental: conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

SANTANA, E. et al. **Padrões de qualidade do ar Experiência comparada Brasil, EUA e União Européia**. São Paulo: Instituto de Energia e Meio Ambiente- IEMA, 2012.

SCHUCHT, S. et al. Moving towards ambitious climate policies: Monetised health benefits from improved air quality could offset mitigation costs in Europe. **Environmental Science and Policy**, v. 50, p. 252–269, 2015.

SEGURA, F. R. et al. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). **Environmental Pollution**, v. 218, p. 813–825, 2016.

SEIFFERT, M. E. B. **Gestão Ambiental Instrumentos, esferas de ação e educação ambiental**. 2. ed. São Paulo: Atlas, 2011.

SILVA, C. B. P. DA et al. Evaluation of the air quality benefits of the subway system in São Paulo, Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 101, p. 191–196, 2012.

SILVEIRA, C. et al. Economic evaluation of air pollution impacts on human health: An overview of applied methodologies. **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, v. 198, p. 181–192, 2015.

SILVEIRA, C. et al. Assessment of health benefits related to air quality improvement strategies in urban areas: An Impact Pathway Approach. **Journal of Environmental Management**, v. 183, p. 694–702, 2016.

SILVEIRA, M.; ARAÚJO NETO, M. D. DE. Licenciamento ambiental de grandes empreendimentos: conexão possível entre saúde e meio ambiente. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 19, n. 9, p. 3829–3838, 2014.

SONAWANE, N. V.; PATIL, R. S.; SETHI, V. Health benefit modelling and optimization of vehicular pollution control strategies. **Atmospheric Environment**, v. 60, p. 193–201, 2012.

SPICKETT, J.; KATSCHERIAN, D.; HARRIS, P. The role of Health Impact Assessment in the setting of air quality standards: An Australian perspective. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 43, p. 97–103, 2013.

STEINEMANN, A. Rethinking human health impact assessment. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 20, n. 6, p. 627–645, 2000.

USEPA. **Integrated Science Assessment (ISA) for Particulate Matter (Final Report, Dec 2009)**. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 2009. Disponível em: <<https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=216546>>. Acesso em: 05 jan. 2015.

USEPA. **Quantitative Health Risk Assessment for Particulate Matter**. 2010a. Disponível em: https://www3.epa.gov/ttn/naaqs/standards/pm/data/PM_RA_FINAL_June_2010.pdf. Acesso em: 15 jun 2016.

USEPA. **Guidelines for Preparing Economic Analyses**. 2010b. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-08/documents/ee-0568-50.pdf>>. Acesso em: 10 jun. 2016.

USEPA. **Environmental Benefits Mapping and Analysis Program: Community Edition (BenMAP-CE) User Manual and Appendices**. Research Triangle Park, NC, USA. Mar, 2015. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-04/documents/benmap-ce_user_manual_march_2015.pdf>. Acesso em: 05 dez. 2015.

VEERMAN, J. L. Quantitative health impact assessment: current practice and future directions. **Journal of Epidemiology & Community Health**, v. 59, n. 5, p. 361–370, 2005.

VISCUSI, W. K.; ALDY, J. E. the Value of a Statistical Life: Throughout the World. **NBER Working Paper Series**, v. 9487, p. 5–76, 2003.

VLACHOKOSTAS, C. et al. Decision support system for the evaluation of urban air pollution control options: Application for particulate pollution in Thessaloniki, Greece. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 23, p. 5937–5948, 2009.

VOORHEES, A. S. et al. Public health benefits of reducing air pollution in Shanghai: A proof-of-concept methodology with application to BenMAP. **Science of the Total Environment**, v. 485-486, n. 1, p. 396–405, 2014

WHO. **WHO definition of Health**. Disponível em: <http://www.who.int/about/definition/en/print.htm> Acesso em: 10 dez. 2015.

WHO. **Evaluation and Use of Epidemiological Evidence for Environmental Health Risk Assessment**. World Health, 2000. Disponível em: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0006/74733/E68940.pdf. Acesso em: 15 jan. 2016.

WHO REGIONAL OFFICE FOR EUROPE. **Health risk assessment of air pollution General Principles**. Copenhagen, 2016. Disponível em:

http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0006/298482/Health-risk-assessment-air-pollution-General-principles-en.pdf?ua=1. Acesso em: 05 fev. 2016.

WINKLER, M. S. et al. **Untapped potential of health impact assessment**. Bulletin of the World Health Organization, v. 91, n. 4, p. 298–305, 2013. Disponível em: <https://www.who.int/bulletin/volumes/91/4/12-112318/en/>. Acesso em: 02 fev. 2016.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **The Ottawa Charter for Health Promotion**, 1986. Disponível em:

<http://www.who.int/healthpromotion/conferences/previous/ottawa/en/>. Acesso em: 05 fev. 2016.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Definition of Environmental Health developed at WHO consultation in Sofia, Bulgaria**. Disponível em:

[http://health.gov/environment/Definition sofEnvHealth/ehdef2.htm](http://health.gov/environment/Definition%20sofEnvHealth/ehdef2.htm). Acesso em: 17 maio 2015.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide: global update 2005: summary of risk assessment**. Geneva: World Health Organization, p. 1–22, 2006

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Health Effects of Particulate Matter: Policy implications for countries in eastern Europe, Caucasus and central Asia. **Journal of the Korean Medical Association**, v. 50, n. 2, p. 20, 2013a.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project**. Bonn – Alemanha, 2013. Disponível em:

http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report-final-version.pdf. Acesso em: 05 fev. 2015

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **WHO Expert Meeting: Methods and tools for assessing the health risks of air pollution at local, national and international level**. Bonn – Alemanha, 2014. Disponível em:

http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0010/263629/WHO-Expert-Meeting-Methods-and-tools-for-assessing-the-health-risks-of-air-pollution-at-local,-national-and-international-level.pdf. Acesso em: 05 fev. 2015.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Ambient Air Pollution: A global assessment of exposure and burden of disease**. World Health Organization, p. 1–131, 2016.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Burden of disease from Ambient Air Pollution for 2012**. 2014. Disponível em:

http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/AAP_BoD_results_Marc_h2014.pdf. Acesso em: 11 jan. 2016.

WORLD HEALTH ORGANIZATION - EUROPE. **Air Quality Guidelines Global Update 2005**, 2005. Disponível em:

<<http://www.springerlink.com/index/10.1007/BF02986808>>. Acesso em: 8 jan. 2016.

XIE, R. HUI; YUAN, Y. JUN; HUANG, J. JING. Different Types of Environmental Regulations and Heterogeneous Influence on “Green” Productivity: Evidence from China. **Ecological Economics**, v. 132, p. 104–112, 2017.

YIN, H.; PIZZOL, M.; XU, L. External costs of PM2.5 pollution in Beijing, China: Uncertainty analysis of multiple health impacts and costs. **Environmental Pollution**, 2017.

ZHANG, S. et al. Modeling energy efficiency to improve air quality and health effects of China’s cement industry. **Applied Energy**, v. 184, p. 574–593, 2016.

APÊNDICE A – CARTA DE SOLICITAÇÃO DE ACESSO AOS DADOS DE MONITORAMENTO PROTOCOLADA JUNTO AO IEMA

Cariacica, 30 de novembro de 2016.

Ao Senhor
Marcos Paulo Rodrigues de Almeida
Gerência de Qualidade Ambiental - GQA
Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos

iema	
INSTITUTO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS	
PROTOCOLO N.º	021365/2016
Em, 30/11/16	HORA: _____
Hídricos <i>C. Barcellos</i>	
FOTOCOPIAR (INCLUIR)	

Assunto: Solicitação de dados de monitoramento atmosférico para região de Anchieta-ES

Prezado Senhor,

Visando o desenvolvimento de pesquisa acadêmica vinculada ao programa de pós-graduação em engenharia e desenvolvimento sustentável da Universidade Federal do Espírito Santo, e com base no disposto na Instrução Normativa IEMA n.º 04/2015, solicitamos a disponibilização dos dados de monitoramento atmosférico obtidos na RAMQAR- SUL, especificamente no que se refere às médias diárias válidas, registradas e apresentadas ao IEMA, para os parâmetros PM_{2,5} e PM₁₀ nos anos de 2014, 2015 e 2016.

Esclarecemos que o uso dos dados será estritamente acadêmico, visando o desenvolvimento da pesquisa e publicação de artigos científicos.

Os dados poderão ser enviados para o e-mail do pesquisador no endereço barcellos13@gmail.com.

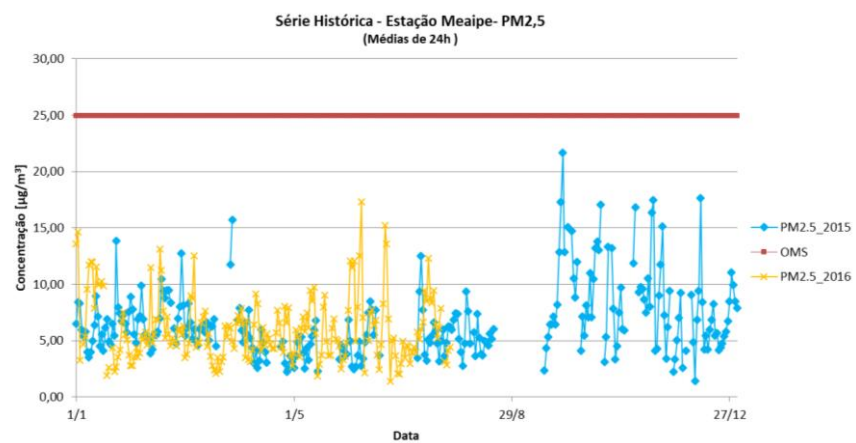
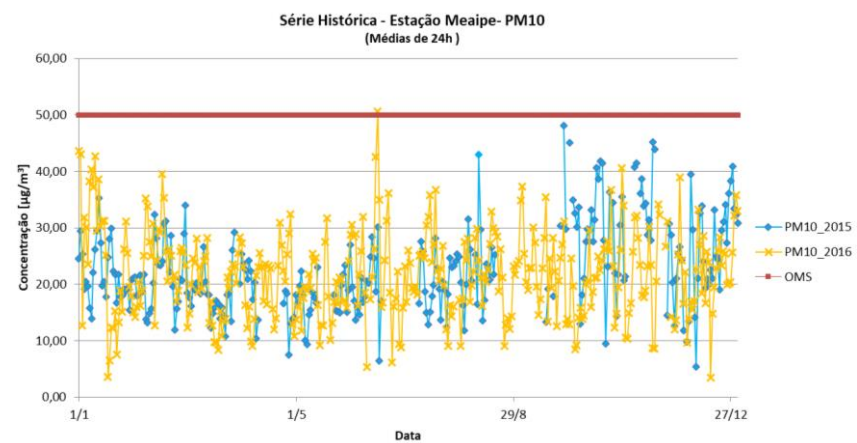
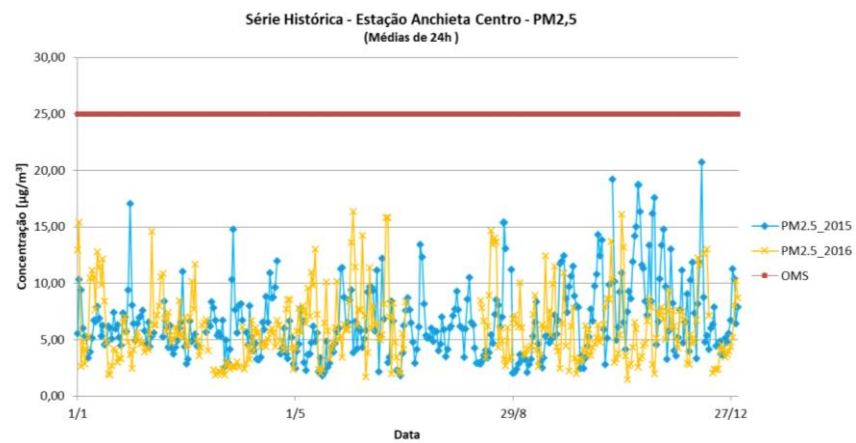
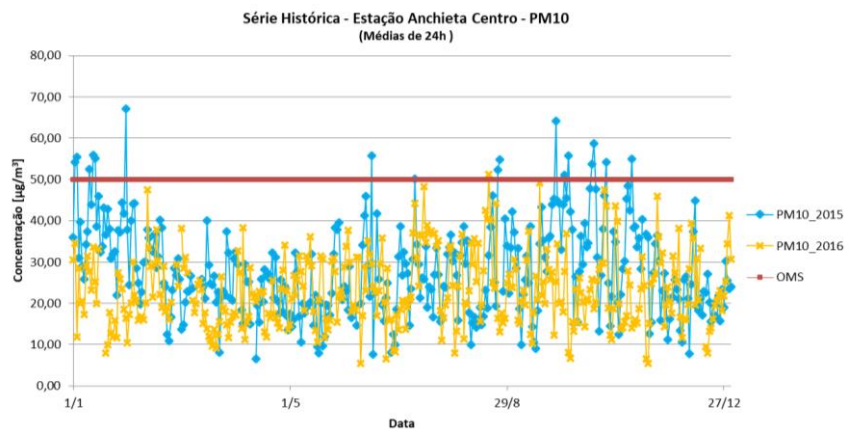
Desde já agradeço a atenção dispensada e fico a disposição para esclarecimentos.


 Alex Barcellos Vieira

Mestrando em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável – UFES

Tel: 27998890581

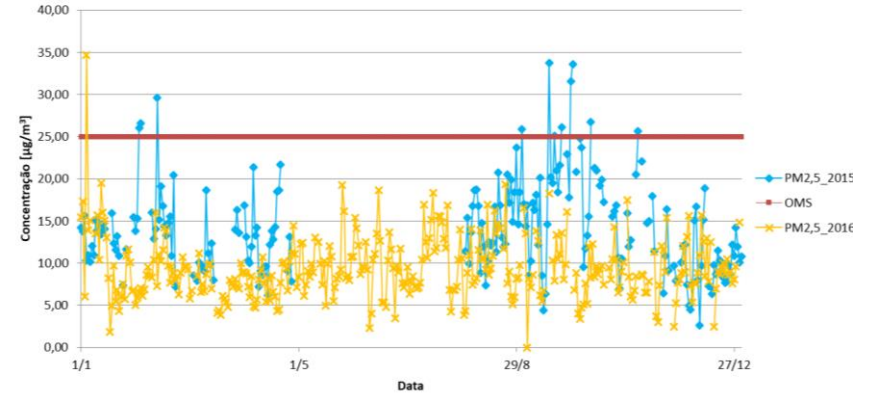
APÊNDICE B – SÉRIES HISTÓRICAS DE MONITORAMENTO



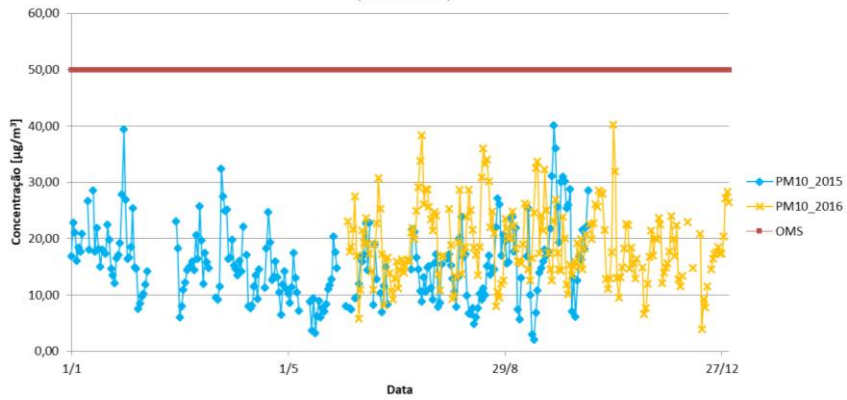
Série Histórica - Estação Ubu- PM10
(Médias de 24h)



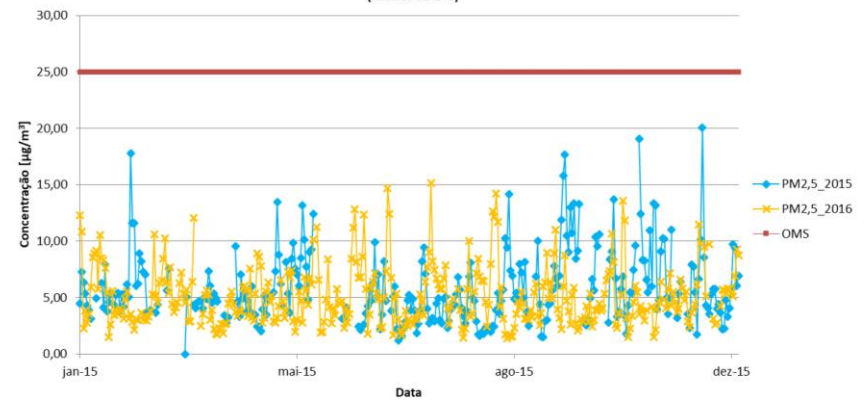
Série Histórica - Estação Ubu- PM2,5
(Médias de 24h)

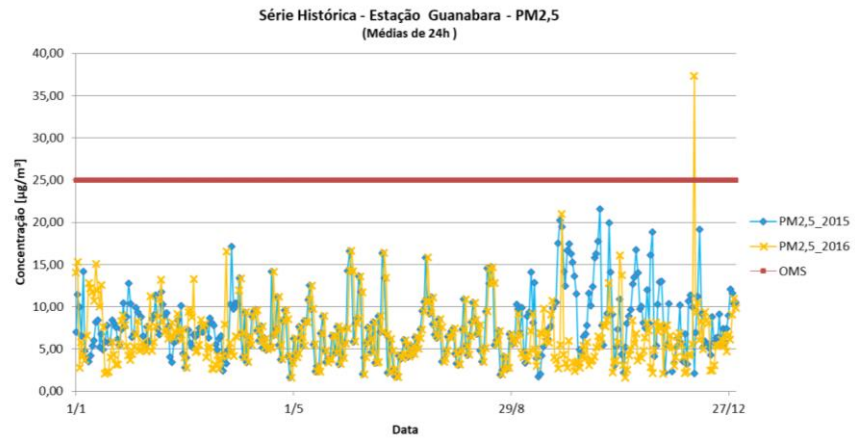
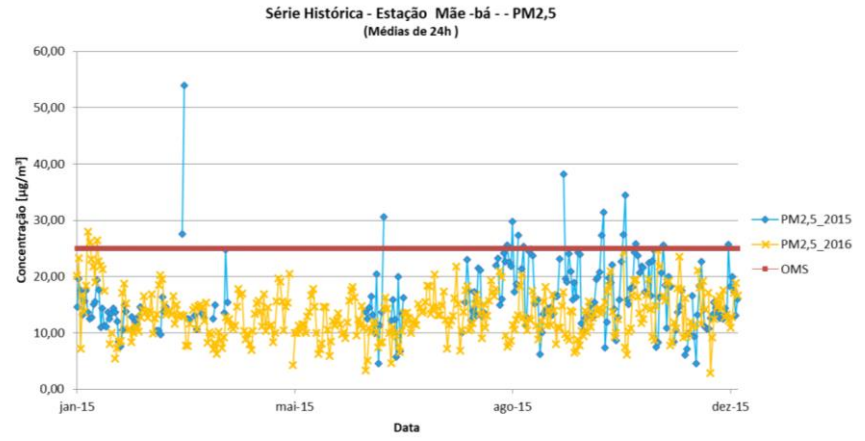
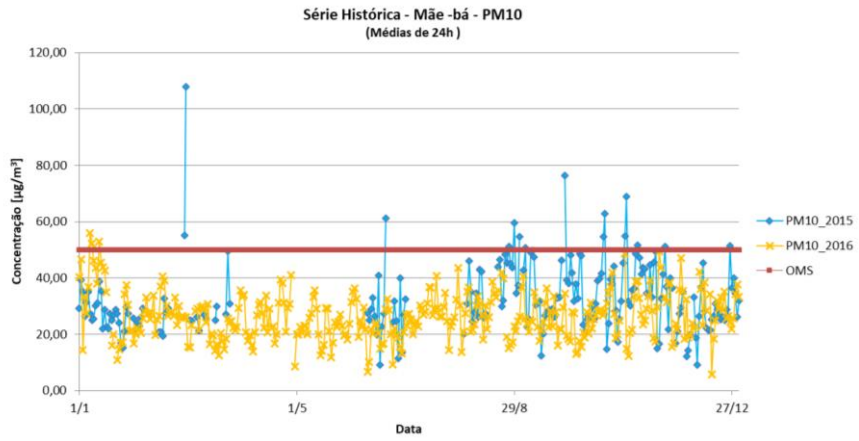


Série Histórica - Belo Horizonte PM10
(Médias de 24h)



Série Histórica - Estação Belo Horizonte- PM2,5
(Médias de 24h)





APÊNDICE C – ANÁLISE DESCRITIVA DOS DADOS DE MONITORAMENTO

Variável	N total	Média	DesvPad	Variância	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo
2015_PM10_Anch. Centro	365	27.988	11.267	126.942	6.548	19.777	26.297	35.247	67.079
2016_PM10_Anch. Centro	366	23.182	8.881	78.880	5.508	16.405	21.536	29.306	51.193
2015_PM2,5_Anch. Centro	365	6.631	3.267	10.673	1.825	4.358	5.998	8.156	20.704
2016_PM2,5_Anch. Centro	366	6.071	3.136	9.835	1.441	3.905	5.472	7.550	16.374
2015_PM10_Meaibe	365	22.609	7.825	61.233	5.417	17.202	20.871	27.564	48.166
2016_PM10_Meaibe	366	21.879	7.787	60.631	3.472	16.139	21.800	26.263	50.564
2015_PM2,5_Meaibe	374	6.660	3.244	10.521	1.422	4.571	5.956	7.893	21.700
2016_PM2,5_Meaibe	216	6.044	2.895	8.382	1.361	3.966	5.292	7.484	17.338
2015_PM10_Ubu	374	28.288	11.042	121.928	5.255	20.138	26.738	33.767	67.548
2016_PM10_Ubu	375	18.848	7.356	54.116	3.640	14.187	17.630	22.268	69.435
2015_PM2,5_Ubu	374	14.144	5.521	30.482	2.628	10.069	13.369	16.884	33.774
2016_PM2,5_Ubu	375	9.424	3.678	13.529	1.820	7.093	8.815	11.134	34.717
2015_PM10_BH	296	15.466	6.719	45.143	2.041	10.383	14.887	18.500	40.144
2016_PM10_BH	375	19.082	6.593	43.469	3.863	14.506	18.294	23.314	40.243
2015_PM2,5_BH	374	5.822	3.207	10.285	1.228	3.661	4.981	7.296	20.029
2016_PM2,5_BH	375	5.130	2.643	6.986	1.386	3.131	4.570	6.345	15.128
2015_PM2,5_Guanabara	374	7.718	3.778	14.276	1.634	5.188	6.938	9.726	21.555
2016_PM2,5_Guanabara	375	6.590	3.590	12.887	1.566	4.156	5.988	8.118	37.351
2015_PM10_Maeba	374	32.639	12.329	152.007	9.140	25.215	29.805	39.387	107.860
2016_PM10_Maeba	375	26.432	8.347	69.672	5.810	20.461	25.756	31.374	56.020
2015_PM2,5_Maeba	374	16.320	6.165	38.002	4.569	12.606	14.902	19.694	53.929
2016_PM2,5_Maeba	375	13.216	4.173	17.418	2.905	10.231	12.878	15.687	28.010

Gráfico de Intervalos para as séries de PM10

IC de 95% para a Média

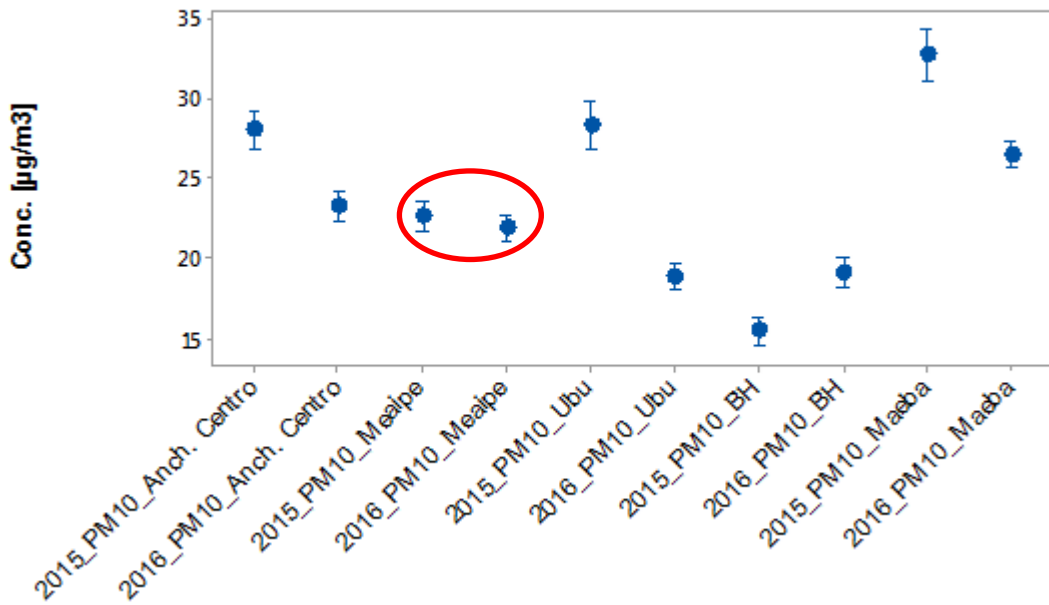
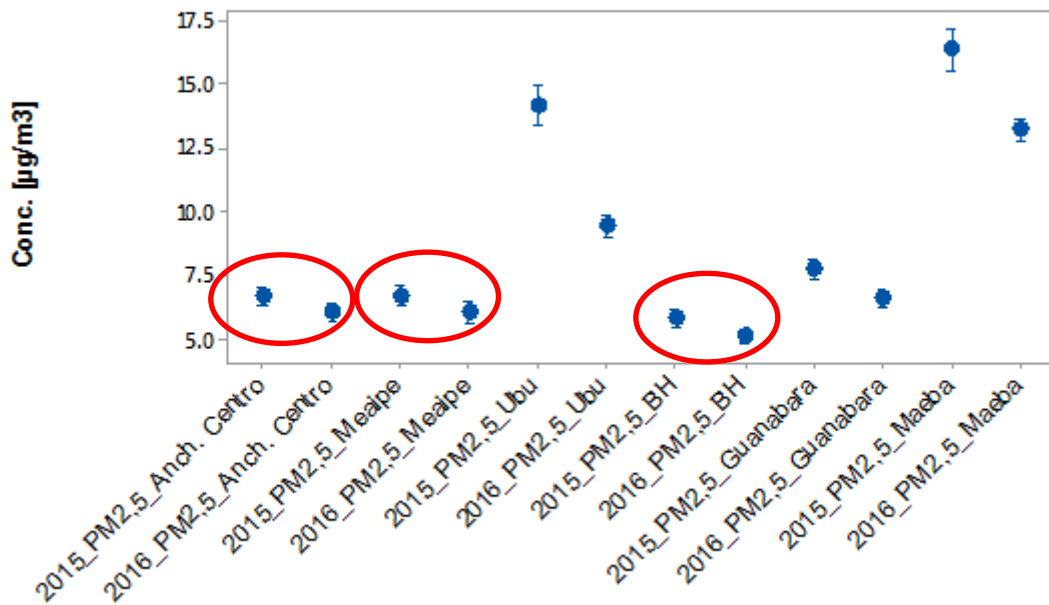


Gráfico de Intervalos para as séries de PM2,5

IC de 95% para a Média



APÊNDICE D – ANÁLISE INFERENCIAL DOS DADOS (TESTES DE NORMALIDADE E TESTES DE IGUALDADE)

Gráfico de Probabilidade de 2015_PM10_Anch. Centro
Normal

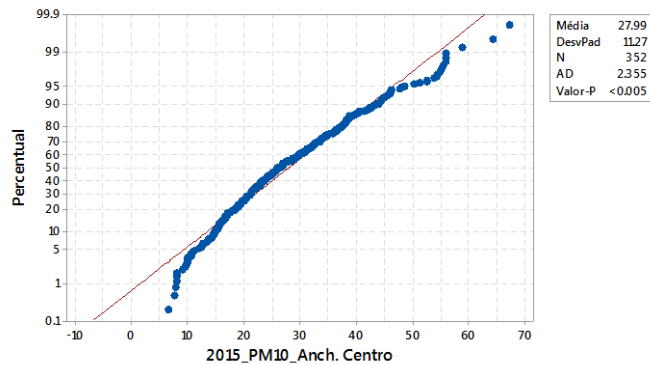
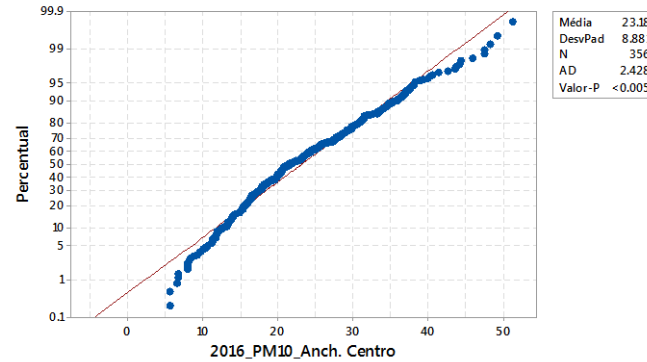


Gráfico de Probabilidade de 2016_PM10_Anch. Centro
Normal



Mann-Whitney: 2015_PM10_Anch. Centro, 2016_PM10_Anch. Centro

Método

η_1 : mediana de 2015_PM10_Anch. Centro
 η_2 : mediana de 2016_PM10_Anch. Centro
 Diferença: $\eta_1 - \eta_2$

Estadísticas Descritivas

Amostra	N	Mediana
2015_PM10_Anch. Centro	352	26.2967
2016_PM10_Anch. Centro	356	21.5358

Estimativa da diferença

Diferença	IC para a diferença	Confiança Atingida
4.32182	(2.85341, 5.83358)	95.00%

Teste

Hipótese nula $H_0: \eta_1 - \eta_2 = 0$
 Hipótese alternativa $H_1: \eta_1 - \eta_2 \neq 0$

Valor W	Valor-p
140360.00	0.000

Gráfico de Probabilidade de 2015_PM2,5_Anch. Centro
Normal

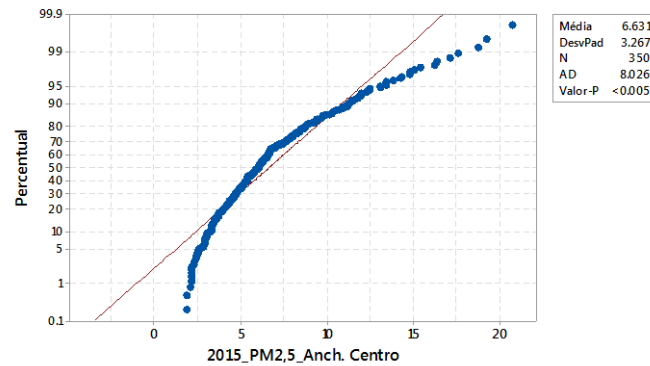
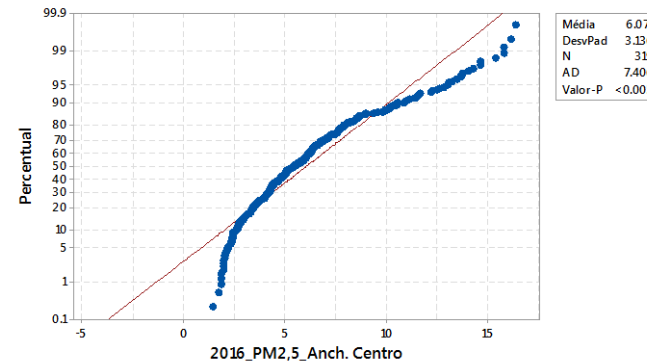


Gráfico de Probabilidade de 2016_PM2,5_Anch. Centro
Normal



Mann-Whitney: 2015_PM2,5_Anch. Centro, 2016_PM2,5_Anch. Centro

Método

η_1 : mediana de 2015_PM2,5_Anch. Centro
 η_2 : mediana de 2016_PM2,5_Anch. Centro
 Diferença: $\eta_1 - \eta_2$

Estadísticas Descritivas

Amostra	N	Mediana
2015_PM2,5_Anch. Centro	350	5.99812
2016_PM2,5_Anch. Centro	319	5.47167

Estimativa da diferença

Diferença	IC para a diferença	Confiança Atingida
0.519891	(0.117990, 0.937424)	95.00%

Teste

Hipótese nula $H_0: \eta_1 - \eta_2 = 0$
 Hipótese alternativa $H_1: \eta_1 - \eta_2 \neq 0$

Método	Valor W	Valor-p
Não ajustado para empates	123529.00	0.012
Ajustado para empates	123529.00	0.012

Gráfico de Probabilidade de 2015_PM10_Meaipe
Normal

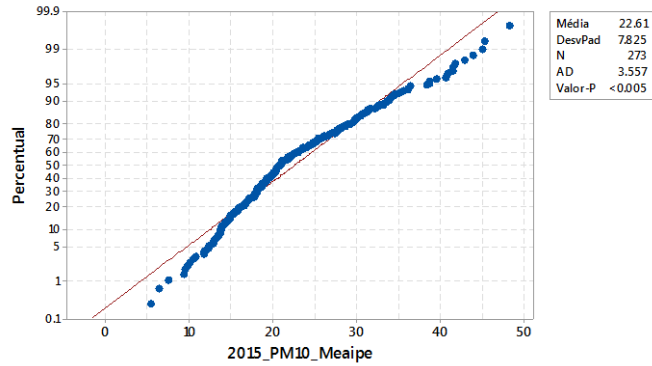
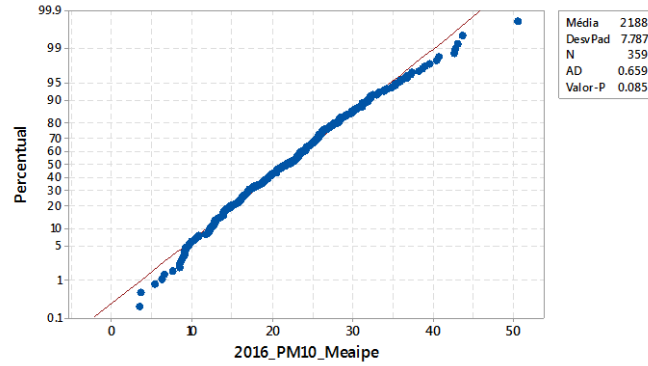


Gráfico de Probabilidade de 2016_PM10_Meaipe
Normal



Mann-Whitney: 2015_PM10_Meaipe, 2016_PM10_Meaipe

Método

η_1 : mediana de 2015_PM10_Meaipe
 η_2 : mediana de 2016_PM10_Meaipe
 Diferença: $\eta_1 - \eta_2$

Estadísticas Descritivas

Amostra	N	Mediana
2015_PM10_Meaipe	273	20.8713
2016_PM10_Meaipe	359	21.8000

Estimativa da diferença

Diferença	IC para a diferença	Confiança Atendida
0.395851	(-0.850613, 1.63125)	95.00%

Teste

Hipótese nula $H_0: \eta_1 - \eta_2 = 0$
 Hipótese alternativa $H_1: \eta_1 - \eta_2 \neq 0$

Método	Valor W	Valor-p
Não ajustado para empates	87790.00	0.542
Ajustado para empates	87790.00	0.542

Gráfico de Probabilidade de 2015_PM2,5_Meaipe
Normal

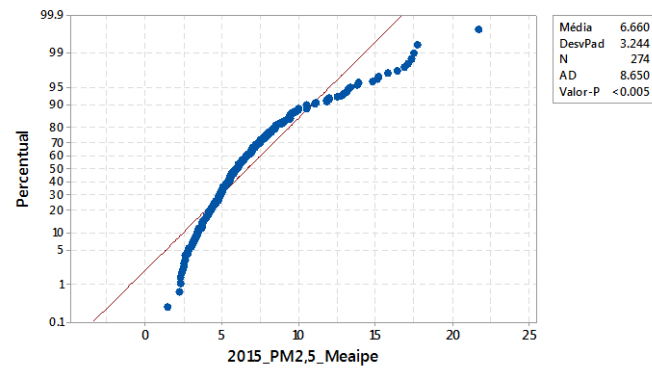
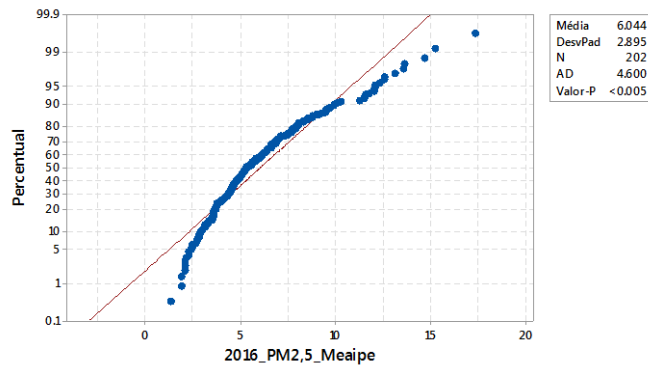


Gráfico de Probabilidade de 2016_PM2,5_Meaipe
Normal



Mann-Whitney: 2015_PM2,5_Meaipe, 2016_PM2,5_Meaipe

Método

η_1 : mediana de 2015_PM2,5_Meaipe
 η_2 : mediana de 2016_PM2,5_Meaipe
 Diferença: $\eta_1 - \eta_2$

Estadísticas Descritivas

Amostra	N	Mediana
2015_PM2,5_Meaipe	274	5.95607
2016_PM2,5_Meaipe	202	5.29208

Estimativa da diferença

Diferença	IC para a diferença	Confiança Atendida
0.510752	(0.0666667, 0.965598)	95.00%

Teste

Hipótese nula $H_0: \eta_1 - \eta_2 = 0$
 Hipótese alternativa $H_1: \eta_1 - \eta_2 \neq 0$

Método	Valor W	Valor-p
Não ajustado para empates	68674.00	0.025
Ajustado para empates	68674.00	0.025

Gráfico de Probabilidade de 2015_PM10_Ubu
Normal

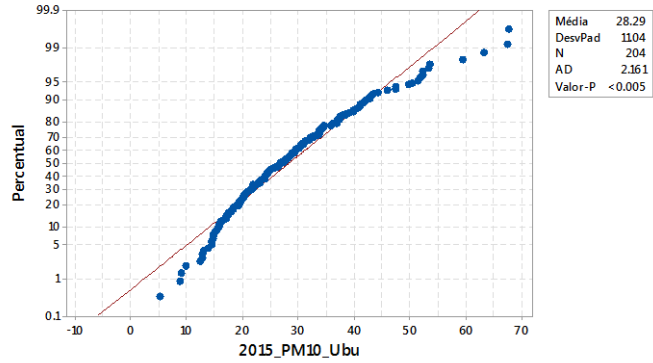
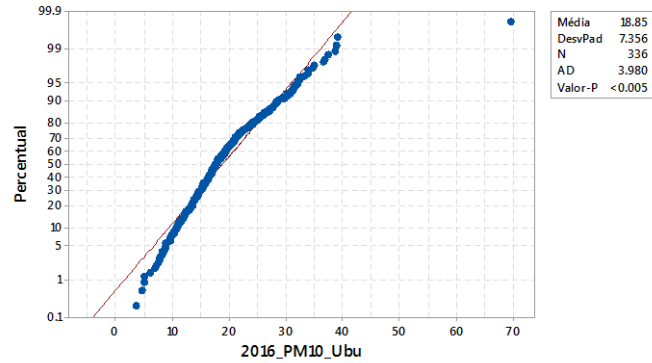


Gráfico de Probabilidade de 2016_PM10_Ubu
Normal



Mann-Whitney: 2015_PM10_Ubu, 2016_PM10_Ubu

Método

η_1 : mediana de 2015_PM10_Ubu
 η_2 : mediana de 2016_PM10_Ubu
 Diferença: $\eta_1 - \eta_2$

Estadísticas Descritivas

Amostra	N	Mediana
2015_PM10_Ubu	204	26.7380
2016_PM10_Ubu	336	17.6302

Estimativa da diferença

Diferença	IC para a diferença	Confiança Atendida
8.61808	(7.08542, 10.1503)	95.00%

Teste

Hipótese nula $H_0: \eta_1 - \eta_2 = 0$
 Hipótese alternativa $H_1: \eta_1 - \eta_2 \neq 0$

Método	Valor W	Valor-p
Não ajustado para empates	73853.50	0.000
Ajustado para empates	73853.50	0.000

Gráfico de Probabilidade de 2015_PM2,5_Ubu
Normal

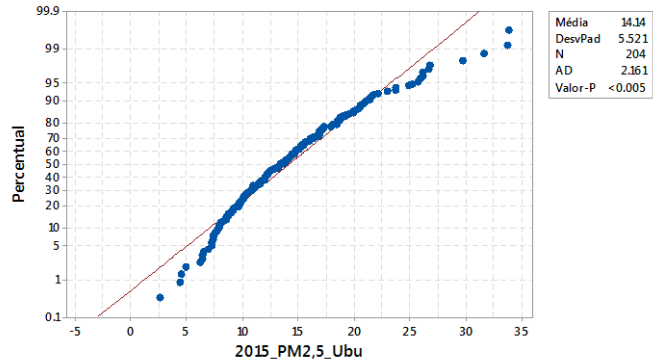
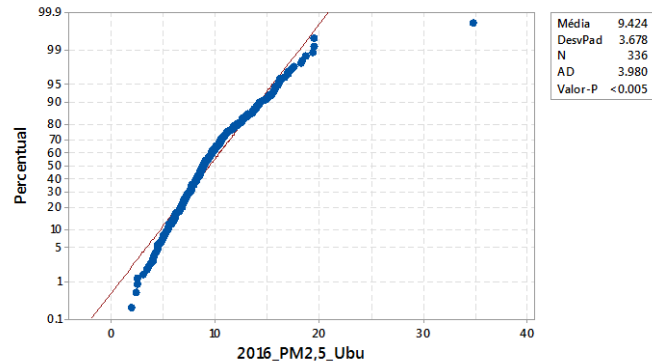


Gráfico de Probabilidade de 2016_PM2,5_Ubu
Normal



Mann-Whitney: 2015_PM2,5_Ubu, 2016_PM2,5_Ubu

Método

η_1 : mediana de 2015_PM2,5_Ubu
 η_2 : mediana de 2016_PM2,5_Ubu
 Diferença: $\eta_1 - \eta_2$

Estadísticas Descritivas

Amostra	N	Mediana
2015_PM2,5_Ubu	204	13.3690
2016_PM2,5_Ubu	336	8.8151

Estimativa da diferença

Diferença	IC para a diferença	Confiança Atendida
4.30904	(3.54271, 5.07515)	95.00%

Teste

Hipótese nula $H_0: \eta_1 - \eta_2 = 0$
 Hipótese alternativa $H_1: \eta_1 - \eta_2 \neq 0$

Método	Valor W	Valor-p
Não ajustado para empates	73853.50	0.000
Ajustado para empates	73853.50	0.000

Gráfico de Probabilidade de 2015_PM10_BH
Normal

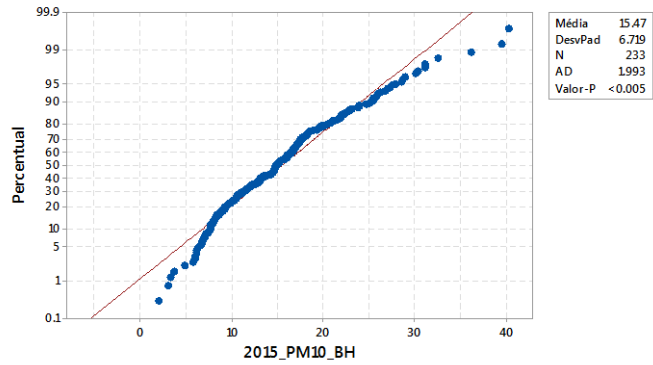


Gráfico de Probabilidade de 2016_PM10_BH
Normal

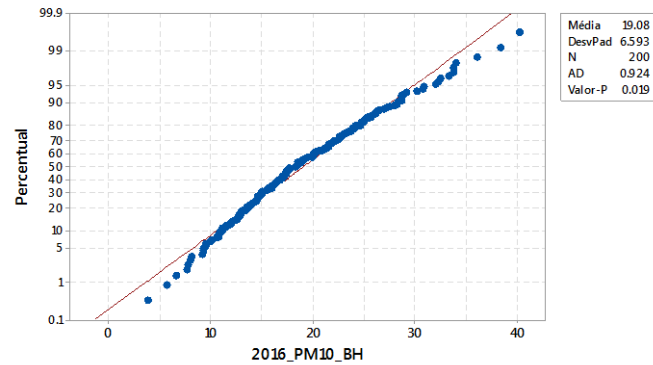


Gráfico de Probabilidade de 2015_PM2,5_BH
Normal

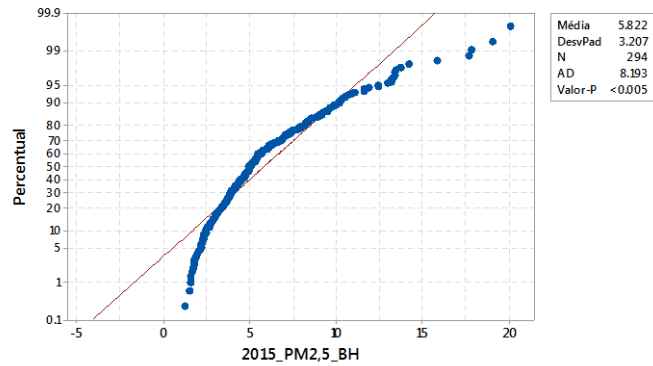
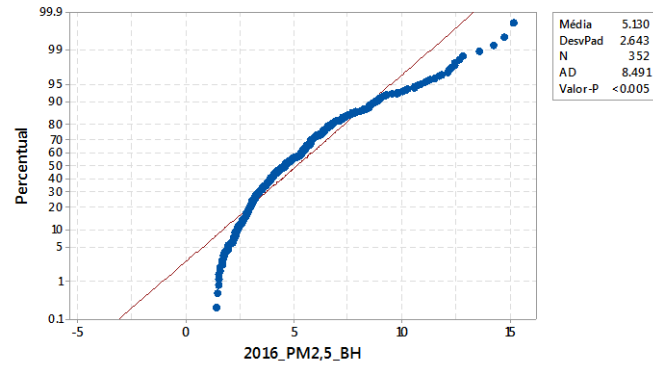


Gráfico de Probabilidade de 2016_PM2,5_BH
Normal



Mann-Whitney: 2015_PM10_BH, 2016_PM10_BH

Método

η_1 : mediana de 2015_PM10_BH
 η_2 : mediana de 2016_PM10_BH
 Diferença: $\eta_1 - \eta_2$

Estadísticas Descritivas

Amostra	N	Mediana
2015_PM10_BH	233	14.8871
2016_PM10_BH	200	18.2943

Estimativa da diferença

Diferença	IC para a diferença	Confiança Atingida
-3.73319	(-4.99458, -2.47972)	95.00%

Teste

Hipótese nula $H_0: \eta_1 - \eta_2 = 0$
 Hipótese alternativa $H_1: \eta_1 - \eta_2 \neq 0$

Valor W	Valor-p
43119.00	0.000

Mann-Whitney: 2015_PM2,5_BH, 2016_PM2,5_BH

Método

η_1 : mediana de 2015_PM2,5_BH
 η_2 : mediana de 2016_PM2,5_BH
 Diferença: $\eta_1 - \eta_2$

Estadísticas Descritivas

Amostra	N	Mediana
2015_PM2,5_BH	294	4.98062
2016_PM2,5_BH	352	4.57000

Estimativa da diferença

Diferença	IC para a diferença	Confiança Atingida
0.512083	(0.130481, 0.885833)	95.00%

Teste

Hipótese nula $H_0: \eta_1 - \eta_2 = 0$
 Hipótese alternativa $H_1: \eta_1 - \eta_2 \neq 0$

Método	Valor W	Valor-p
Não ajustado para empates	101351.50	0.008
Ajustado para empates	101351.50	0.008

Gráfico de Probabilidade de 2015_PM2,5_Guanabara
Normal

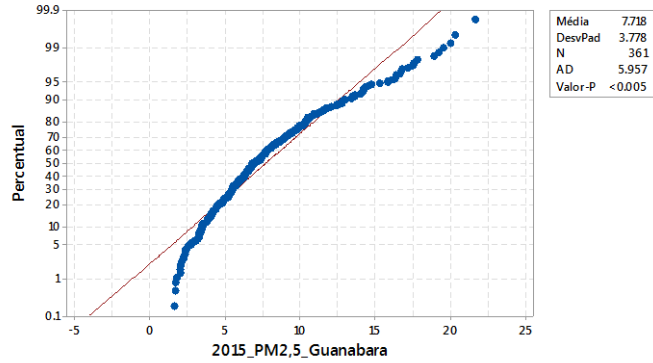
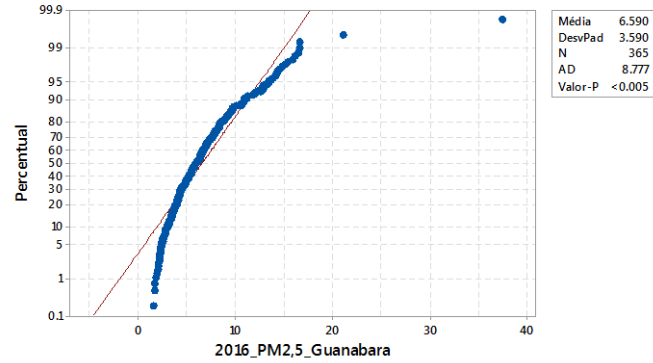


Gráfico de Probabilidade de 2016_PM2,5_Guanabara
Normal



Mann-Whitney: 2015_PM2,5_Guanabara, 2016_PM2,5_Guanabara

Método

η_1 : mediana de 2015_PM2,5_Guanabara
 η_2 : mediana de 2016_PM2,5_Guanabara
 Diferença: $\eta_1 - \eta_2$

Estadísticas Descritivas

Amostra	N	Mediana
2015_PM2,5_Guanabara	361	6.93750
2016_PM2,5_Guanabara	365	5.98818

Estimativa da diferença

Diferença	IC para a diferença	Confiança Atendida
1.05917	(0.6075, 1.51042)	95.00%

Teste

Hipótese nula $H_0: \eta_1 - \eta_2 = 0$
 Hipótese alternativa $H_1: \eta_1 - \eta_2 \neq 0$

Método	Valor W	Valor-p
Não ajustado para empates	144040.00	0.000
Ajustado para empates	144040.00	0.000

Gráfico de Probabilidade de 2015_PM10_Maeba
Normal

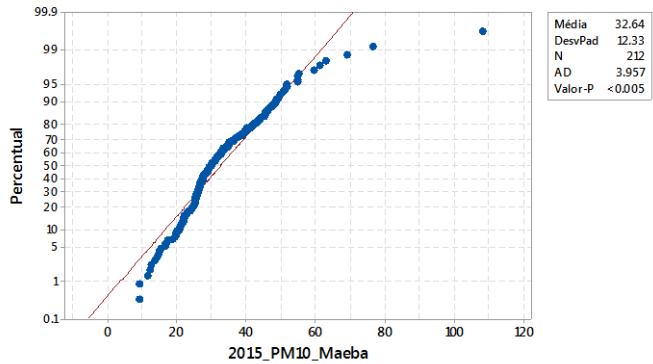
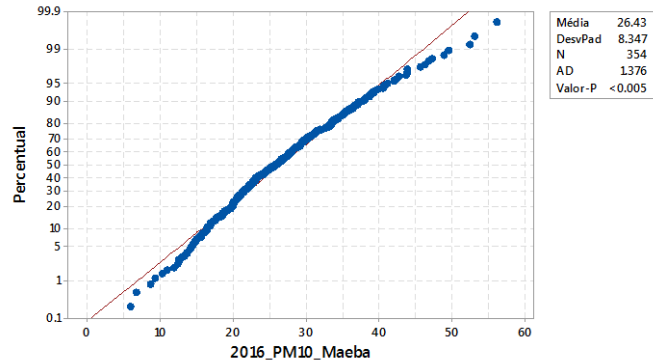


Gráfico de Probabilidade de 2016_PM10_Maeba
Normal



Mann-Whitney: 2015_PM10_Maeba, 2016_PM10_Maeba

Método

η_1 : mediana de 2015_PM10_Maeba
 η_2 : mediana de 2016_PM10_Maeba
 Diferença: $\eta_1 - \eta_2$

Estadísticas Descritivas

Amostra	N	Mediana
2015_PM10_Maeba	212	29.8050
2016_PM10_Maeba	354	25.7565

Estimativa da diferença

Diferença	IC para a diferença	Confiança Atendida
5.15023	(3.60087, 6.69526)	95.00%

Teste

Hipótese nula $H_0: \eta_1 - \eta_2 = 0$
 Hipótese alternativa $H_1: \eta_1 - \eta_2 \neq 0$

Método	Valor W	Valor-p
Não ajustado para empates	71867.50	0.000
Ajustado para empates	71867.50	0.000

Gráfico de Probabilidade de 2015_PM2,5_Maeba
Normal

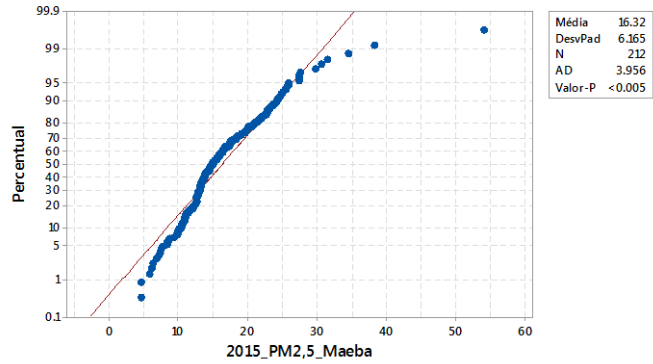
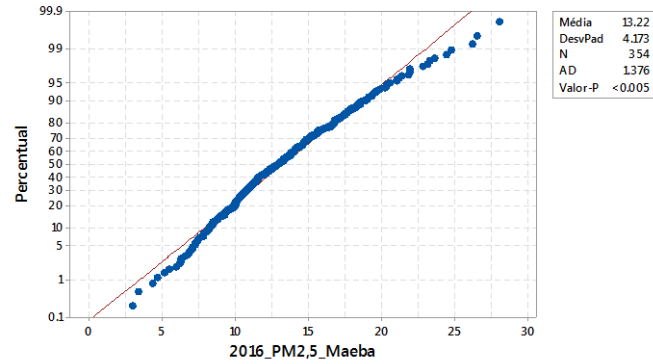


Gráfico de Probabilidade de 2016_PM2,5_Maeba
Normal



Mann-Whitney: 2015_PM2,5_Maeba, 2016_PM2,5_Maeba

Método

η_1 : mediana de 2015_PM2,5_Maeba
 η_2 : mediana de 2016_PM2,5_Maeba
 Diferença: $\eta_1 - \eta_2$

Estadísticas Descriptivas

Amostra	N	Mediana
2015_PM2,5_Maeba	212	14.9020
2016_PM2,5_Maeba	354	12.8782

Estimativa da diferença

Diferença	IC para a diferença	Confiança Atendida
2.57555	(1.80103, 3.34766)	95.00%

Teste

Hipótese nula $H_0: \eta_1 - \eta_2 = 0$
 Hipótese alternativa $H_1: \eta_1 - \eta_2 \neq 0$

Valor W	Valor-p
71866.00	0.000