



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM
GEOCIÊNCIAS APLICADAS**

**PROPOSTA DE MODELAGEM DE QUALIDADE AMBIENTAL EM ÁREAS
METROPOLITANAS, POR MEIO DE DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO**

**AUTOR: CLÁUSIO TAVARES VIANA TEZA
ORIENTADOR: PROF. DR. GUSTAVO MACEDO DE MELLO BAPTISTA**

**BRASÍLIA – DF
2016**



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS
APLICADAS**

CLÁUSIO TAVARES VIANA TEZA

**PROPOSTA DE MODELAGEM DE QUALIDADE AMBIENTAL EM ÁREAS
METROPOLITANAS, POR MEIO DE DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO**

Tese de Doutorado apresentada à Banca Examinadora do Instituto de Geociências Aplicadas (Geoprocessamento e Análise Ambiental) da Universidade de Brasília, como exigência para obtenção do Título de Doutor em Geociências Aplicadas.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Macedo de Mello Baptista

**BRASÍLIA – DF
2016**

CLÁUSIO TAVARES VIANA TEZA

PROPOSTA DE MODELAGEM DE QUALIDADE AMBIENTAL EM ÁREAS METROPOLITANAS, POR MEIO DE DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO

Tese de Doutorado apresentada à Banca Examinadora do Instituto de Geociências Aplicadas (Geoprocessamento e Análise Ambiental) da Universidade de Brasília, como exigência para obtenção do Título de Doutor em Geociências Aplicadas.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Macedo de Mello Baptista

Aprovado em 30 de março de 2016

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Gustavo Macedo de Mello Baptista (presidente)
Instituto de Geociências – Universidade de Brasília

Prof^ª. Dr^ª. Joselisa Maria Chaves (examinadora externa)
Universidade Estadual de Feira de Santana

Dr. Fabrício Manoel dos Santos (examinador externo)
Instituto Nacional de Meteorologia – INMET

Prof^ª. Dr^ª. Tati de Almeida (examinadora interna)
Instituto de Geociências – Universidade de Brasília

Prof. Dr. Edilson de Souza Bias (examinador interno)
Instituto de Geociências – Universidade de Brasília

AGRADECIMENTOS

Inicio o agradecimento por meus pais, que sempre primaram pela minha educação. Obrigado Sr. Anésio e Sra. Ana, por me oferecerem a oportunidade de estudar e por todo o apoio que tive durante esta etapa.

Agradeço aos colegas de curso, que durante as disciplinas cursadas, foram ponto de apoio para aprimoramento do conhecimento que serviram de base para o desenvolvimento da tese.

Agradeço também a minha filha Alice. Sua presença em minha vida me ajudou a entender o verdadeiro significado de cada etapa cumprida e por vir. Pude entender que somos únicos e ao mesmo tempo parte de um todo.

E ao amigo, orientador e pai acadêmico, Gustavo. Aprendi que os ensinamentos que tive durante graduação, especialização, mestrado e doutorado não são meus, mas de todos aqueles que tiverem vontade de partilhá-los comigo, para pessoas e para um mundo com mais entendimento.

RESUMO

A análise ambiental tem se tornado uma usual ferramenta para conhecimento de características e particularidades do meio ambiente. Porém a grande demanda de dados e por vezes a falta de métodos específicos torna a análise redundante ou infrutífera do ponto de vista pragmático. Diante disso, conhecer a condição do meio ambiente de determinadas áreas se tornou uma importante ferramenta de apoio, já que fornece para o analista especificidades do meio ambiente e indicadores de estado que podem auxiliar na correta tomada de decisão. Um dos maiores problemas em se usar a qualidade ambiental é a falta de objetividade conferida ao tema. Muitos autores o confundem com qualidade de vida, e vice-versa. Como objetivo geral, têm-se a criação de uma proposta de modelo de qualidade ambiental para a Área Metropolitana de Brasília – AMB que pode ser feito a partir de dados de sensoriamento remoto. Como específicos, criar uma abordagem objetiva para o tema, a criação de uma metodologia para organização dos indicadores ambientais e a seleção dos indicadores que tenham possibilidade de ser levantados por meio de dados de sensoriamento remoto. Para isso, a tese está dividida em quatro capítulos: o primeiro dedica-se a apresentação, com o problema de pesquisa, ineditismo do estudo e a sua estrutura. O segundo capítulo trata da qualidade ambiental, mostrando as bases teóricas necessárias para delimitação do tema de forma objetiva, além da sugestão de adaptação do modelo Pressão-Estado-Resposta da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico – OCDE. O terceiro capítulo traz a proposta metodológica para a criação de um modelo de qualidade ambiental baseado em dados de sensoriamento remoto. O quarto e último reúne as conclusões e recomendações de toda a tese. O primeiro passo foi o levantamento dos parâmetros ambientais que podem ser levantados a partir de dados orbitais, tais como morfometria de bacias, declividade, evapotranspiração, desmatamento, desconforto térmico, impermeabilização do solo e queimadas. De posse dos indicadores, a organização dos mesmos foi feita a partir da adaptação do modelo Pressão-Estado-Resposta – PER, que separou os indicadores em Estado (susceptibilidade ambiental) e Pressão (risco socioeconômico). Como Resposta, obteve-se o mapeamento dos diferentes graus de qualidade ambiental na área estudada. As análises estatísticas revelaram que o modelo possui um coeficiente de determinação (R^2) de 76%, além de todas as variáveis utilizadas serem importantes para o modelo, não havendo redundâncias. O indicador que possui o maior peso para elevar ou diminuir a qualidade ambiental é o desmatamento, corroborando com a literatura. Assim, o modelo pode ser replicado em diferentes áreas para a espacialização da qualidade ambiental.

Palavras-chave: Índice de Qualidade Ambiental. Modelagem ambiental. Sensoriamento remoto. Geoprocessamento. Pressão-Estado-Resposta.

ABSTRACT

The environmental analysis has become a usual tool to know some characteristics and peculiarities of the environment. But the high demand of data and sometimes a lack of specific methods makes redundant or unfruitful analysis of the pragmatic point of view. Therefore, know the environmental condition of certain areas has become an important support tool as it gives the analyst specifics of the environment and status indicators that can help correct decision making. One of the biggest problems in using environmental quality is the lack of objectivity given to the subject. Many authors confuse it with quality of life, and vice versa. As a general objective, the creation of a proposed environmental quality model for the Metropolitan Area of Brasilia - AMB that can be done based in remote sensing data. As specific objectives, create an objective approach to the issue, the creation of a methodology for organization of environmental indicators and the selection of the indicators that are able to be raised by remote sensing data. For this, the thesis is divided into four chapters: the first one is dedicated to the presentation, with the research problem, the study uniqueness and its structure. The second chapter deals with the environmental quality, showing the theoretical foundation necessary for delimitation of the subject objectively, beyond the suggestion of adaptation Pressure-State-Response model for Organization for Economic Co-operation and Development- OECD. The third chapter provides a methodological proposal for the creation of an environmental quality model based on remote sensing data. The last one have all the final conclusions and recommendations. The first step was the identification of environmental parameters that can be raised from orbital data, such as morphometry basins, slope, evapotranspiration, deforestation, thermal discomfort, soil sealing and burning index. In possession of the indicators, the organization of the same was made from the adaptation of the Pressure-State-Response model - PER, which separated the indicators in state (environmental susceptibility) and pressure (socioeconomic risk). As a response, was obtained the mapping of the different degrees of environmental quality in the study area. Statistical analysis revealed that the model has a coefficient of determination (R^2) of 76%, and all the variables used are important for the model, with no redundancies. The indicator that has the greatest weight to increase or decrease the environmental quality is deforestation, corroborating the literature. Thus, the model can be replicated in different areas for the spatial distribution of environmental quality.

Keywords: Environmental Quality Index. Environmental Modeling. Remote sensing. Geoprocessing. Pressure-State-Response.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1– Fluxograma do Modelo Pressão-Estado-Resposta.....	22
Figura 2 – Componentes De Indicadores De Pressão.....	23
Figura 3 – Componentes de Indicadores de Estado.....	23
Figura 4 – Componentes de Indicadores de Resposta	24
Figura 5 – Pirâmide de Informação..	27
Figura 6 – Modelo Adaptado de Pressão-Estado-Resposta e Qualidade Ambiental.	31
Figura 7 – Carta imagem da AMB.	43
Figura 8 – Mapa axial da AMB	44
Figura 9 – Modelo adaptado de PER e QA.....	45
Figura 10 – Fluxograma de processamento detalhado.	49
Figura 11 – Indicadores de QA.	63
Figura 12 – Organização dos dados segundo o modelo PER Adaptado para o do índice de qualidade ambiental.	63
Figura 13 – Dados morfométricos normalizados.	68
Figura 14 – Valores de declividade em porcentagem.	70
Figura 15 – Valores de declividade normalizados	71
Figura 16 – Valores de evapotranspiração real.	73
Figura 17 – Valores de evapotranspiração real normalizados.....	74
Figura 18 – Classes de supressão de vegetação.	76
Figura 19 – Desmatamento com valores normalizados.	77
Figura 20 – Índice de Desconforto Térmico.	79
Figura 21 – Índice de Desconforto Térmico normalizado.	80
Figura 22 – Ocupação e uso do solo para o ano de 2012.	82
Figura 23 – Normalização dos graus de impermeabilização.....	83
Figura 24 – Índice RdNBR para a AMB.	85
Figura 25 – RdNBR normalizado.	86
Figura 26 – Histograma do IQAG.....	87
Figura 27 – Índice de Qualidade Ambiental Geográfico.	88
Figura 28 – Espacialização dos resíduos.....	94

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Principais Critérios de Seleção e Requerimentos para a Elaboração de Indicadores..	25
Tabela 2 – Principais indicadores utilizados na concepção de índices de QA.....	46
Tabela 3 – Indicadores com possibilidade de modelagem a partir de dados de sensoriamento remoto e principais autores.....	48
Tabela 4 - Intervalo e limites das classes representativas das mudanças da cobertura vegetal na AMB.....	50
Tabela 5 – Normalização das classes de desmatamento.....	51
Tabela 6 – Classes geradas pelo produto MCD12Q1.....	51
Tabela 7 - Simplificação da classificação dos coeficientes de escoamento superficial volumétrico do método de I-Pai-Wu.....	52
Tabela 8 – Coeficiente adaptado de permeabilidade.....	53
Tabela 9 – Faixas de valores estabelecidos para o IDK.....	57
Tabela 10 – Datas das imagens.....	61
Tabela 11 – Avaliação qualitativa da correlação.....	64
Tabela 12 - Dados morfométricos.....	66
Tabela 13 – Correspondência entre uso e ocupação, grau de permeabilidade e coeficiente de permeabilidade.....	81
Tabela 14 – Classificação dos valores de RdNBR.....	84
Tabela 15 - Valores mínimos, máximos, média e desvio padrão dos indicadores normalizados e do IQAG.....	89
Tabela 16 – Matriz de covariância.....	90
Tabela 17 - Matriz de correlação.....	90
Tabela 18 – Resultados do teste ANOVA.....	91
Tabela 19 – Resultados da regressão linear múltipla.....	91
Tabela 20 – Resultados do VIF.....	92

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AMB – Área Metropolitana de Brasília
ANOVA – Análise de Variância
APP – Área de Proteção Permanente
CCS – Centro de Comércio e Serviços
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
dNBR – *Differenced Normalized Burn Ratio*
EIONET – *European Environment Information and Observation Network*
EPA – *Environmental Protection Agency*
ESI – *Environmental Sustainability Index*
ETr – Evapotranspiração real
EVI – *Enhanced Vegetation Index*
GLCF – *Global Land Cover Facility*
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IQA – Índice de qualidade ambiental
IQAG – Índice de Qualidade Ambiental Geográfico
MCDA – *Multicriteria Decision Aid*
MCDA-C – Multicritério de Apoio à Decisão Construtivista
MCDM – *Multicriteria Decision Making*
MDE – Modelo Digital de Elevação
MDEHC – Modelos Digitais de Elevação Hidrograficamente Condicionados
MODIS – *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*
OCDE – Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
OLI – *Operational Land Imager*
PDI – Processamento Digital de Imagens
PER – Pressão-Estado-Resposta
QA – Qualidade ambiental
RdNBR – *Relative Differenced Normalized Burn Ratio*
SAR – *Synthetic Aperture Radar*
SEBAL - *Surface Energy Balance Algorithm*
SIG – Sistema de Informação Geográfica
SRTM – *Shuttle Radar Topography Mission*
TIRS – *Thermal Infrared Sensor*
USGS – *United States Geological Survey*
VIF – *Variance Inflation Factor*
WRI – World Resources Institute

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	4
RESUMO	5
ABSTRACT	6
LISTA DE FIGURAS	7
LISTA DE TABELAS	8
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	9
CAPÍTULO 1	11
1.1 APRESENTAÇÃO	11
1.2 PROBLEMA DE PESQUISA	11
1.3 INEDITISMO DO ESTUDO	12
1.4 ESTRUTURA DA TESE.....	12
CAPÍTULO 2 – ÍNDICE DE QUALIDADE AMBIENTAL: UMA ABORDAGEM OBJETIVA	14
2.1 INTRODUÇÃO.....	15
2.2 RELAÇÃO ENTRE QA, DE VIDA, E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL.....	17
2.3 CONCEITUAÇÃO DA QA.....	18
2.4 CLASSIFICAÇÃO E SISTEMATIZAÇÃO DE INDICADORES AMBIENTAIS.....	20
2.5 O MODELO PRESSÃO-ESTADO-RESPOSTA.....	21
2.6 CRITÉRIOS PARA A SELEÇÃO DE INDICADORES AMBIENTAIS	24
2.7 ÍNDICES AMBIENTAIS	26
2.8 MODELAGEM DA QA GEOGRÁFICA	27
2.9 TIPOLOGIA DE SISTEMAS	28
2.10 CONCLUSÃO	31
REFERÊNCIAS	33
CAPÍTULO 3 - PROPOSTA DE MODELAGEM DE QUALIDADE AMBIENTAL EM ÁREAS METROPOLITANAS, POR MEIO DE DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO	38
3.1 INTRODUÇÃO.....	40
3.2 METODOLOGIA	41
3.2.1 <i>Compartimentação teórica do modelo de Qualidade Ambiental</i>	44
3.2.2 <i>Base de dados para caracterização geral da AMB</i>	46
3.2.3 <i>Obtenção dos indicadores e justificativa de utilização</i>	49
3.2.4 <i>Análise multicritério de apoio à decisão</i>	61
3.2.5 <i>Organização dos indicadores</i>	62
3.2.6 <i>Análise Estatística</i>	64
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	66
3.3.1 <i>Indicadores de Estado</i>	66
3.3.2 <i>Indicadores de Pressão</i>	78
3.3.3 <i>Indicador de Resposta</i>	87
3.3.4 <i>Análise estatística dos dados</i>	89
3.4 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	95
REFERÊNCIAS	96
CAPÍTULO 4	109
4.1 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES DA TESE.....	109

CAPÍTULO 1

1.1 APRESENTAÇÃO

A presente tese aborda a criação de um modelo de avaliação de qualidade ambiental - QA que utilize como entrada dados provenientes de sensoriamento remoto. O sensoriamento remoto vem sendo utilizado como uma das principais fontes de dados da superfície terrestre. Tal fenômeno pode ser explicado pela cobertura que os dados possuem, em termos de cobertura, além da qualidade das informações geradas a respeito dos alvos.

O termo QA é tratado de forma diferenciada pelos autores que estudam o tema. Muitos o entendem como qualidade de vida, confundindo muitas vezes os pesquisadores da área, que na tentativa de criar um índice, não possuem a clareza na hora da escolha dos indicadores. É válido lembrar que o mapeamento da QA, seja em pequena ou em grande escala, é um referencial para medidas de intervenção para a melhoria da qualidade de vida.

Conseguir criar uma clara definição do que seja QA, diferenciá-la da qualidade de vida e separar quais os indicadores são relativos a uma e outra, é um grande desafio. A presente tese tem por intuito fazer essa distinção entre QA e de vida, separando os indicadores que podem ser realmente considerados como ambientais, para posterior tratamento das informações.

Após essa definição, outro desafio é encontrar dados que sejam de fácil acesso e que possam ser obtidos de toda a superfície terrestre. Para atender a essa demanda, o sensoriamento remoto é uma forma de obtenção de dados que vai ao encontro dessa necessidade, e que pode facilmente suprir essa questão.

Diante disso, criou-se uma metodologia que integre a clara definição do que é QA e quais seus possíveis indicadores, e a concatenação das informações que possam, em conjunto, mapear e indicar as áreas que possuem uma maior ou menor qualidade do seu meio ambiente. Assim, a modelagem de um índice de QA, baseado estritamente em dados de sensoriamento remoto, foi o principal objetivo deste estudo.

1.2 PROBLEMA DE PESQUISA

A avaliação de perturbações no sistema ambiental natural tem se tornado uma grande preocupação para o ser humano, principalmente após a revolução industrial. A utilização massiva de recursos naturais e sua transformação, degradação ambiental e geração de resíduos têm ocasionado impactos ambientais significativos, que cada vez mais recaem sobre grande parcela da população.

A avaliação de impactos ambientais proporciona o conhecimento da intensidade, magnitude e grau dos efeitos negativos e positivos que os seres humanos incorrem ao modificar o espaço. Ferramentas que possam fornecer subsídio para o levantamento dessas questões vêm sendo desenvolvidas concomitantemente ao surgimento de problemas ambientais.

O desenvolvimento de técnicas e metodologias capazes de adquirir informações sobre o grau de impacto são o alvo de muitas pesquisas. Aliado a esse fato, a mensuração da QA se tornou uma poderosa ferramenta de monitoramento, capaz de fornecer dados relativos à perturbação ocorrida no ambiente natural. O problema de se usar a mensuração da QA reside na falta de padronização da metodologia empregada, assim como dos indicadores que podem ser considerados como ambientais.

O geoprocessamento é uma ferramenta consagrada na análise espacial, principalmente no que diz respeito a análises ambientais. O monitoramento de ecossistemas e seus fluxos energéticos e de matéria vêm sendo modelado por meio dessa ferramenta. Para tal, os dados obtidos são cada vez mais precisos e confiáveis, assim como as técnicas de processamento dessas informações.

Um questionamento surgiu: há a possibilidade de criar uma metodologia de análise da QA baseada somente em dados de sensoriamento remoto? A resposta a essa pergunta vem a sanar duas inquietações: criar um modelo de QA claro e objetivo, e saber se os dados para o referido modelo podem ser adquiridos por sensores remotos.

Sendo assim, é proposta a seguinte hipótese para a tese: os dados provenientes de sensoriamento remoto podem atender a criação de um modelo de QA? Procurou-se ao longo do estudo, criar uma metodologia baseada nessa lacuna do conhecimento.

1.3 INEDITISMO DO ESTUDO

A lacuna do conhecimento que foi detectada e preenchida com o estudo reside na atual necessidade de se ter ferramentas de análise ambiental que sejam de baixo custo ou replicáveis. Para a análise ambiental, a mensuração da qualidade do meio ambiente sempre foi uma etapa a ser cumprida para um conhecimento prévio ou póstumo a intervenções que tentem mitigar ou reduzir algum impacto ambiental.

Criar uma clara definição do que é QA, separando-a da definição de qualidade de vida, foi o primeiro passo. Criou-se tal definição, sempre pautada no caráter objetivo da mensuração dos indicadores ambientais que pudessem ser utilizados para entender de que forma e grau o meio ambiente sofre com impactos negativos. Para isso, deixou-se evidente que a QA tem um caráter objetivo, pois seus indicadores são também objetivos.

Após essa definição, o segundo passo foi criar uma metodologia para a espacialização da QA a partir de indicadores que pudessem ser extraídos de dados oriundos do sensoriamento remoto. Para alcançar esse objetivo, levantou-se quais características ambientais podem ser utilizadas para criar um índice de QA. Em seguida, procurou-se na literatura quais desses indicadores poderiam ser adaptados a partir de imagens de satélites.

Após a seleção dos indicadores, sentiu-se a necessidade de organizar os mesmos para que o modelo tivesse um fluxo de processamento que fizesse sentido. Para isso, adaptou-se o modelo Pressão-Estado-Resposta – PER da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico – OECD. Aí então criou-se o modelo de QA, que foi aplicado na Área Metropolitana de Brasília – AMB.

O ineditismo da tese reside na defesa do caráter objetivo da QA e a proposta de uma definição clara, na criação de um fluxo de organização dos indicadores a partir da adaptação do PER e na modelagem de um índice que especialize a qualidade do meio ambiente a partir de dados de sensoriamento remoto.

1.4 ESTRUTURA DA TESE

A tese possui três capítulos principais. O primeiro capítulo visa apresentar a introdução, os objetivos do estudo e mostrar o ineditismo da obra.

O segundo capítulo procurou esclarecer a mensuração da QA a partir de dados objetivos, criando uma separação do tema em relação a qualidade de vida, e propondo uma nova forma de organizar os indicadores a partir da adaptação do modelo PER. Para tal, criou-se um artigo intitulado “Índice de Qualidade Ambiental: uma abordagem objetiva” que foi submetido à revista Desenvolvimento e Meio Ambiente. Essa é uma revista do Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento da Universidade Federal do Paraná – UFPR, que possui como foco a “discussão de problemáticas que se inscrevam na intersecção entre sociedade e natureza”.

O terceiro capítulo, de caráter técnico, desenvolveu um método para avaliação da QA a partir de dados de sensoriamento remoto. Nele se observa os dados utilizados, os métodos

aplicados e a metodologia criada, bem como sua avaliação e ponderação. O artigo foi, após considerações da banca no momento da defesa, submetido à *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. Esse é um periódico da Elsevier, e possui como foco a publicação de estudos que façam a utilização de dados de sensoriamento remoto para a observação dos recursos naturais da terra e sua aplicação para o gerenciamento e governança de espaços antropizados.

O último capítulo traz as considerações, conclusões e recomendações de toda a tese.

CAPÍTULO 2 – ÍNDICE DE QUALIDADE AMBIENTAL: UMA ABORDAGEM OBJETIVA¹

CLÁUSIO TAVARES VIANA TEZA²
GUSTAVO MACEDO DE MELLO BAPTISTA³

Resumo:

A análise ambiental tem se tornado uma importante ferramenta para conhecimento de características e particularidades do meio ambiente. Porém, a grande demanda de dados e, por vezes, a falta de métodos específicos torna a análise redundante ou infrutífera do ponto de vista pragmático. Diante disso, conhecer a qualidade ambiental de determinadas áreas se tornou base de apoio, já que fornece para o analista, especificidades do meio ambiente e indicadores de estado que podem auxiliar na correta tomada de decisão. Um dos maiores problemas em se usar a qualidade ambiental é a falta de objetividade conferida ao tema. Muitos autores confundem qualidade ambiental com qualidade de vida, e vice-versa. O presente artigo visa dirimir tais dúvidas, analisando o tema sob um ponto de vista objetivo, para uso como ferramenta de trabalho. Para isso, faz-se a conceituação do tema, e utiliza o modelo Pressão-Estado-Resposta como base ferramental para concatenação dos parâmetros e indicadores que possam ser utilizados para análise da qualidade ambiental.

Palavras-chave: Qualidade ambiental. Qualidade de vida. Pressão-Estado-Resposta.

Environmental quality index: a strict approach

Abstract:

The environmental analysis has become a powerful tool to know environmental particularities. Although the increasing demand for data and, sometimes, the lack of specific methods makes the analysis turn out of good results in a pragmatic point of view. Therefore, know the environmental quality (QA) of certain areas has become an important support tool as it gives the analyst specifics of the environment and status indicators that can help correct decision making. One of the biggest problems while using environmental quality is the lack of objectivity given to the subject. Many authors confuse environmental quality with quality of life, and vice versa. This article aims to address such questions, analyzing environmental quality issue from an objective point of view, for use as a work tool. For this, the present article defines the environmental quality concept, and uses the Pressure-State-Response model as a tool base for concatenation of parameters and indicators that can be used for analysis of environmental quality.

¹ Artigo submetido à Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente. ISSN: 1518-952X

² Professor na Universidade Católica de Brasília - UCB, Doutor pelo Instituto de Geociências – IG da Universidade de Brasília – UnB. Brasília, Distrito Federal, Brasil. clausio@gmail.com.

³ Professor Adjunto IV na Universidade de Brasília – UnB, Instituto de Geociências – IG/UnB. Brasília, Distrito Federal, Brasil. gmbaptista@unb.br.

Keywords: Environmental Quality. Life Quality. Pressure-State-Response

2.1 INTRODUÇÃO

As cidades compreendem atualmente a forma pela qual o ser humano imprime sua maior modificação no meio ambiente natural. À medida que as atividades exercidas no espaço urbano modificam as relações humanas com o sistema natural, impactos são gerados. Tais impactos podem ser positivos e negativos, porém os negativos, relativos aos condicionantes ambientais, são facilmente perceptíveis à população. Desconforto térmico, má drenagem de águas pluviais, instabilidade de moradias, poluição atmosférica, falta de planejamento territorial são algumas características ambientais que podem reduzir a boa percepção humana em relação ao local que se habita (TEZA e BAPTISTA, 2014).

A importância da geração de índices que consigam medir a QA reside principalmente na geração de conhecimento a respeito do estado atual de determinada área da cidade/município em relação àqueles condicionantes ambientais que possam de uma maneira ou outra, elevar ou diminuir a qualidade de vida da população do local. O levantamento desses condicionantes eleva a possibilidade de a governança local aplicar ações de gestão e planejamento mais eficientes e eficazes, além de reduzir custos de implantação de obras estruturais e de soluções não-estruturais.

A dificuldade atual dos estudos que tentam viabilizar a mensuração de índices de QA e de qualidade de vida reside principalmente na subjetividade conferida ao tema (GUIMARÃES, 2004). A proliferação de índices que tentam, de alguma forma, medir qualitativamente e quantitativamente padrões urbanos de QA tem gerado formas subjetivas de análise que só se aplicam em determinadas circunstâncias, levando a dificuldade de reprodução dos índices em diferentes localidades.

Alguns índices de QA urbana levam em consideração a densidade urbana em conjunto com a ocupação e uso do solo. Para Silva (2002), boa QA urbana é a associação de fatores físicos, químicos, biológicos, sociais, políticos, econômicos e culturais que permita o desenvolvimento harmonioso do espaço urbano. É factível notar que, por mais que se tente criar um índice quantitativo que discrimine na área da cidade e seu entorno locais com maiores e menores padrões de QA, a dificuldade em se quantificar elementos subjetivos, como fatores políticos, torna o índice de certa forma inviável ou minimamente difícil de ser reproduzido, caso a metodologia tenha esse objetivo.

Uma metodologia que merece destaque é a desenvolvida pela *Organization for Economic Cooperation and Development* – OCDE (2012), que se baseia no modelo de Pressão-Estado-Resposta – PER. Tal modelo analítico consegue organizar a informação ambiental, mostrando a relação entre as atividades humanas que ocasionam uma pressão no meio ambiente, que pode afetar o seu estado, e que a sociedade pode responder com ações para reduzir ou prevenir os impactos negativos. Muitos autores, como Rufino (2002), avaliam a QA de determinadas localidades a partir do modelo analítico PER.

Diante do exposto, a *European Environment Information and Observation Network* – EIONET salienta que a criação de índices objetivos, que possam ser reproduzidos em diferentes localidades, e que dependam de dados com relativa facilidade de obtenção (como dados de sensoriamento remoto, por exemplo), são um dos maiores desafios que se têm atualmente na gestão do espaço urbano (EIONET, 2012). A tentativa de superação dessa lacuna metodológica torna o entendimento das relações urbanas entre meio e homem mais claras à medida que os resultados são expostos de forma quantitativa e localizada.

Estudos sobre QA e desenvolvimento encontram o desafio frequente de lidar com a incerteza e a carência de informações sistematizadas. Grande parte das decisões tomada por órgãos reguladores na área ambiental ocorre a partir de informações imprecisas e certas

fragilmente construídas. Nesse contexto, trabalhos empíricos capazes de criar indicadores confiáveis que possam embasar estudos e tomadas de decisão política são cruciais e urgentes.

Os indicadores de QA construídos podem ser utilizados não apenas para a avaliação comparativa da qualidade de vida e do ambiente entre as cidades nas regiões estudadas, como podem se constituir em ferramentas auxiliares no processo de planejamento de cidades e microrregiões, ao indicar as áreas de melhor ou pior performance relativa, apontar tendências e chamar a atenção para pontos fracos.

Data do final da década de 80 o surgimento de propostas de construção de sistemas de indicadores ambientais. Tais propostas possuem em comum o objetivo de fornecer subsídios à formulação de políticas nacionais e acordos internacionais, bem como à tomada de decisão por atores públicos e privados. Também buscam descrever a interação entre a atividade antrópica e o meio ambiente e conferir ao conceito de sustentabilidade maior concretude e funcionalidade.

As tentativas de construção de indicadores ambientais e de sustentabilidade seguem três vertentes principais. A primeira delas, de vertente biocêntrica, consiste principalmente na busca por indicadores biológicos, físico-químicos ou energéticos de equilíbrio ecológico de ecossistemas. A segunda, de vertente econômica, consiste em avaliações monetárias do capital natural e do uso de recursos naturais. A terceira vertente busca construir indicadores de sustentabilidade e QA que combinem aspectos do ecossistema natural a aspectos do sistema econômico e da qualidade de vida humana, sendo que em alguns casos, também são levados em consideração aspectos dos sistemas político, cultural e institucional (FERREIRA e BOMFIM, 2010).

Dentre as tentativas recentes de construção de índices sintéticos de sustentabilidade e desenvolvimento sustentável, destaca-se o *Environmental Sustainability Index* – ESI desenvolvido pelas Universidades de Yale e Columbia com apoio do *World Economic Forum* (SCHMIEDEKNECHT, 2013). Com o objetivo de analisar e avaliar a sustentabilidade ambiental ao longo do tempo e identificar os determinantes do “sucesso ambiental” e da sustentabilidade no longo prazo, o ESI constrói um ranking de países a partir de um amplo, mas coerente e bem articulado, conjunto de indicadores relativos a desenvolvimento e meio ambiente, passíveis de comparação entre um número significativo de países. Também evidencia que a análise comparativa no âmbito ambiental pode identificar sucesso ou falhas de intervenções políticas e chama a atenção para a carência de informações ambientais de qualidade no âmbito mundial e para a urgência de investimentos em sistemas de monitoramento ambiental e produção de séries temporais de dados para parâmetros e variáveis chave.

Tais estudos se depararam com a dificuldade na obtenção de dados, tanto no que se refere à mera disponibilidade dos mesmos, quanto à sua qualidade. A esse respeito, Esty e Porter (2002) afirmam ser necessária a construção de mecanismos que assegurem o controle de qualidade dos dados e proporcionem algum grau de padronização, eliminando o risco de produção extensiva de dados com baixa capacidade de informação.

Ao analisar diversas propostas de índices e indicadores de sustentabilidade, pode-se observar outros problemas comuns aos indicadores até então construídos, tais como: ausência ou fragilidade da concepção conceitual, fragilidade dos critérios de escolha das variáveis representativas, falta de critérios claros de integração dos dados, baixa relevância dos dados utilizados. Devido à falta de precisão em relação aos conceitos de sustentabilidade e QA, o processo de escolha dos dados e variáveis a serem utilizadas na mensuração dos referidos fenômenos é por muitas vezes obscuro, assim como o são as relações de causalidade que dão suporte aos sistemas de indicadores construídos.

Muitos dos assim denominados sistemas de indicadores são muitas vezes meras listas de dados e variáveis. Por se tratarem de iniciativas isoladas, em geral restritas a um contexto local, a comparabilidade dos indicadores e índices é geralmente baixa. A construção dos índices

envolve ainda a complicação adicional de tornar comparáveis dados de diferentes fontes, produzidos a partir de escalas distintas, com cobertura e distribuição espacial e temporal diversas, levando à busca de formas alternativas e aproximadas para imputar dados faltantes.

Muitos autores confundem QA com qualidade de vida, e vice-versa. O presente artigo visa dirimir tais dúvidas, analisando o tema QA sob um ponto de vista objetivo, para uso como ferramenta de trabalho.

2.2 RELAÇÃO ENTRE QA, DE VIDA, E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

Para a definição do conceito de QA, existe a necessidade de diferencia-lo dos conceitos de qualidade de vida e desenvolvimento sustentável, ao passo que os mesmos se sobrepõem e se confundem a depender do autor e da abordagem utilizada. Essa confusão impede, muitas vezes, de haver uma análise clara e bem separada do que se deve entender por QA. Para tal, o presente artigo inicia-se com a conceituação e diferenciação dos termos necessários para a construção de definição clara e que possa ser levada para desenvolver a linha de raciocínio.

Primeiramente, a definição de qualidade de vida é de difícil compreensão e mensuração, pois é um conceito difuso e subjetivo. A subjetividade aparece devido ao termo envolver muitas perspectivas, aumentando a complexidade à medida que exprime juízos de valor, de natureza por vezes política e ética. Diante do exposto, para a descrição e caracterização da qualidade de vida precisa-se de uma grande quantidade de elementos, que muitas vezes não é possível a sua utilização, o que ocorre com a negligência de alguns indicadores em detrimento de outros (ROSSATO, 2006).

A vinculação do conceito de qualidade de vida ao do meio ambiente se deu início principalmente a partir da década de 1970, devido ao cenário existente a época, que era o agravamento da crise ambiental em decorrência das atividades humanas que eram potencialmente poluidoras, e que não tinham controle suficiente para diminuir os impactos gerados. Com isso, segundo Mattos (2005), percebeu-se que não se poderia desvincular a percepção de qualidade de vida da ambiental. Outros autores, a exemplo de Celemín (2007), reafirmam que a vinculação existe devido a variável ambiental influenciar a qualidade de vida. Ainda nessa linha de pensamento, Mazetto (2000) diz que a interação entre os dois conceitos é profunda e contínua, havendo um equilíbrio entre elas.

A QA e a de vida são termos subjetivos devido ao condicionamento que cada um oferece (MAZETTO, 2000), pois as condições variam de população para população, assim como cada uma delas percebe as condições ambientais e de vida. Esse autor ainda salienta que as condições, que em alguns casos eram inaceitáveis, acabam se perpetuando e a impossibilidade de manutenção ou remoção as torna aceitáveis ao passar do tempo.

A QA possibilita duas interpretações principais (MATTOS, 2005): a ecocêntrica, na qual a prioridade é a manutenção dos sistemas ambientais, o que torna a qualidade de vida um dos componentes da QA; e a antropocêntrica, na qual a qualidade de vida é prioritária, tornando a QA um de seus componentes. Levando em consideração a densidade demográfica, assim como o processo de urbanização, a segunda abordagem do conceito é a que mais se aplica ao meio urbano e a regiões metropolitanas.

De acordo com Celemín (2007), a interdependência entre QA e de vida se dá quando existe a percepção de que o ambiente é condição necessária para o bem-estar dos indivíduos. Mas o autor ainda questiona que a busca pela melhoria da qualidade de vida tem interferido na QA de forma negativa, o que desencadeia nos objetivos do desenvolvimento sustentável, ponto no qual os conceitos convergem.

Segundo Rueda (1996 apud CELEMÍN, 2007)

[...] a expressão máxima da qualidade de vida é que está se dá em uma situação de equilíbrio ecológico perfeito, tanto no biótico e no entorno, como no social, cultural e mitológico. Isto situa a qualidade de vida em termos absolutos como um mito inalcançável. Assim, o conceito de qualidade de vida e sua vinculação com o meio ambiente está, inexoravelmente, relacionado com o conceito de desenvolvimento sustentável definido como o que oferece serviços ambientais, sociais e econômicos básicos a todos os membros da comunidade sem colocar em perigo a viabilidade dos entornos naturais, construídos e sociais dos que depende o oferecimento desses serviços, ou seja, o desenvolvimento sustentável implica a melhora da qualidade de vida dos indivíduos dentro dos limites dos ecossistemas [...].

Dentro da lógica do desenvolvimento sustentável, Celemín (2007) salienta que a QA e seus condicionantes terão sentido dentro de um contexto previamente definido. Tanto o meio ambiente quanto a qualidade de vida, são condicionados pelas ideologias que envolvem as entidades com capacidade de defini-las, assim leia-se os atores políticos e economicamente privilegiados da sociedade. Portanto, a definição de parâmetros que julguem a existência ou não de uma boa qualidade de vida e do meio ambiente passam pelo crivo dessas instituições econômicas, políticas e sociais, presentes em cada sociedade, o que demonstra a subjetividade dos termos em questão.

A definição de meio ambiente diante do processo de mensuração da qualidade de vida é que o mesmo é excluído pela lógica econômica, que objetiva a maximização de lucros (KILBOURNE, 2006; LEFF, 1986). Esse condicionante para o meio ambiente é social e não biológico, evidenciando o meio natural como uma fonte de recursos e receptor de resíduos. Assim, a definição materialista do meio ambiente e conseqüentemente da qualidade de vida enfraquece as condições necessárias para a sustentabilidade ambiental. Em contraposição a essa visão, Sen (1999) propõe o resgate da visão de mercado e consumo, na qual esses não são necessariamente os componentes mais importantes da qualidade de vida.

Diante da dificuldade de saber se qualidade de vida é um dos aspectos da QA, ou se QA é um dos aspectos da qualidade de vida, Nahas (2009) afirma que diante de tal cenário, a qualidade urbana integra a QA se for utilizada uma abordagem mais ampla, caso contrário, no sentido restrito, a QA é uma das dimensões da qualidade de vida. Ainda segundo Nahas (2009), o conceito de qualidade de vida está vinculado principalmente ao acesso da população a recursos disponíveis pela própria infraestrutura urbana, enquanto a QA está ligada ao conceito de desenvolvimento sustentável.

Nesse impasse de saber qual conceito integra o outro, Guimarães (1984) afirmou que a evolução do uso de medidas quantitativas de QA e de vida por meio de indicadores mensuráveis levou ao desenvolvimento de metodologias para avaliar a percepção da população em relação à qualidade do meio ambiente.

Seguindo a lógica subjetiva da concepção dos índices de qualidade de vida, Velásquez (2001) os conceitua como sendo uma medida que, para ser estabelecida, depende de condições socioeconômicas e ambientais, na qual a subjetividade aparece na dependência de valores adotados pela sociedade estudada e que pode variar em função das expectativas de crescimento da própria população. Corroborando com ele, Rossato (2006), afirma que a associação entre QA e de vida depende da condição de bem-estar físico, psicológico e social de determinada população, considerando nesse contexto o meio ambiente e as variáveis que nele exerce pressão.

2.3 CONCEITUAÇÃO DA QA

Atualmente não há um conceito universalmente aceito para QA, já que existe, na maioria das definições, a adoção de padrões que são relativos à população e ao território que analisado.

Existe uma dependência entre a conceituação do que seria QA em relação às diferentes posições filosóficas, políticas e ideológicas assumidas por cada indivíduo ou parcela da população. A QA não está restrita somente ao meio ambiente ou o ecossistema, mas que o conceito deve abranger elementos que tem influência direta na vida do homem, no qual o ambiente construído exerce influência sobre as atividades sociais humanas (MAZETTO, 2000).

Existe uma dificuldade em se definir QA, pois, segundo Rossato (2006), o conceito abrange também os gostos, preferências, percepções e valores, evidenciando uma subjetividade complicada de se afirmar em apenas uma definição. Essa subjetividade é proveniente da percepção humana, na qual a organização de elementos naturais e artificiais possibilita o repúdio ou o bem-estar em relação ao local analisado.

O conceito de QA carrega em sua definição as condições e os requisitos básicos de determinado ecossistema, que podem ser de natureza física, química, biológica, social, econômica, tecnológica e política. Portanto, a QA é medida pela adaptação e superação do ecossistema a perturbações, assim como sua dinâmica para tal (MAZETTO, 2000).

Em contraposição às definições que agregam a subjetividade ao tema, o *Glossary of Environment Statistics* (1997) possui uma definição mais restrita para o que seria QA, afirmando que o mesmo consiste no estado e nas condições do meio ambiente, que pode ser mensurada e expressa por índices, indicadores e parâmetros relacionados ao estado do meio ambiente em determinado momento.

Ainda tentando minimizar a subjetividade do conceito, a *European Environment Information and Observation Network* - EIONET afirma que a QA consiste no conjunto de propriedades e/ou características do meio ambiente que pode incidir sobre os seres humanos e outros organismos. Afirma ainda que dentre os termos colocados, pode-se levar em consideração a poluição do ar, da água, poluição sonora, acesso a espaços abertos, efeitos visuais de paisagens construídas, assim como tais indicadores podem afetar a saúde física e mental da população (EIONET, 2012).

Sendo QA o vetor resultante das interações antrópicas e o meio ambiente que suporta tais atividades, Luengo (1998) afirma que QA seriam as melhores condições em termos de conforto associadas ao biológico, ecológico, econômico, produtivo e sociocultural. Afirma ainda que QA urbana é produto da interação das variáveis citadas para a confecção de um habitat saudável capaz de satisfazer os requerimentos básicos da sustentabilidade da vida.

A mensuração dos processos dinâmicos e interativos do meio ambiente revela o estado ambiental que dada parcela de território possui, sendo percebido objetivamente a partir de alguns de seus componentes, na qual o termo QA pode ser percebido e caracterizado como um conjunto de normas e padrões ambientais previamente estabelecidos, sendo utilizada como um valor referencial para o processo de controle e gestão ambiental (FULGENCIO, 2007).

A necessidade de uma parametrização objetiva para a verificação prática da conformidade das condições ambientais em relação às exigências legais (normas e requisitos) previamente estabelecidos é o que torna a geração de um índice de QA (IQA) importante. As variáveis a se considerar na parametrização dependem de atributos ambientais, tais como uso do solo, poluição, enchentes, densidade populacional, cobertura vegetal e espaços livres (BITAR, 2004; NUCCI, 2011).

A QA e seu monitoramento são importantes à medida que fornece subsídios para uma análise mais aprofundada da qualidade de vida, podendo a partir dos dados levantados afirmarem que uma alta QA tem a possibilidade de fornecer uma maior qualidade de vida à população, sendo a qualidade de vida condicionada pela ambiental (HOGAN, 2004).

Nesse sentido, a QA pode ser medida pela comparação do estado atual e do estado padrão, na qual as mudanças detectadas serão focalizadas naquelas introduzidas pelo homem. As mudanças são ocasionadas por problemas ambientais, que são evidenciados pela

deterioração das relações entre a sociedade e o meio ambiente, ainda mais quando essa interação é considerada insustentável (BOERSEMA, 2009).

Diante do exposto e da necessidade de se estabelecer um critério para se basear, corrobora-se principalmente com a argumentação e as definições de Boersema (2009), Hogan (2004), Fulgêncio (2007), *Glossary of Environment Statistics* (1997) e *European Environment Information and Observation Network* (EIONET, 2012). Tais autores e instituições procuram enfatizar o caráter técnico da mensuração de parâmetros e indicadores que podem levar a uma medição qualitativa e o mais importante, quantitativa da qualidade de determinado ambiente. Tal maneira de se considerar se uma área tem ou não uma boa QA serve como um norte para a tomada de decisão técnica e política, ainda mais em ambientes urbanos e regiões metropolitanas que dependem do conhecimento prévio da situação para a atuação do governo e da população.

2.4 CLASSIFICAÇÃO E SISTEMATIZAÇÃO DE INDICADORES AMBIENTAIS

A seleção de variáveis ambientais e a síntese e integração das mesmas para auxiliar na quantificação do impacto de uma ação, tem sido um dos principais problemas para o processo da avaliação ambiental. A flexibilidade auxilia na compreensão dos critérios adotados para a seleção das variáveis ambientais que serão utilizadas como indicadores, bem como o grau de dependência e influência entre esses parâmetros, que dependem do conhecimento do pesquisador em estabelecer e quantificar tal dependência. Os elementos ambientais apresentam inúmeras inter-relações, por esse motivo deve-se tratar o problema partindo do uso de indicadores individuais, possam acusar mudanças na qualidade de um sistema que sua agregação, oportunize sua comparação e interação para avaliar o nível de interação no conjunto (GIRALDO, 1999).

Segundo Giraldo (1999), o *World Resources Institute* – WRI propõe para a escolha dos indicadores, a divisão em três tipos:

- a) Os que analisam a oferta ambiental: permitem detectar a existência de recursos;
- b) Os que analisam a sensibilidade ou vulnerabilidade ambiental: acusam os processos de degradação ambiental;
- c) Os que analisam a produção: estabelecem os problemas de rendimento quando são analisados os processos naturais com base em recursos naturais.

Um sistema de indicadores ambientais define os temas e os parâmetros que são prioridades para fazer a avaliação do desempenho ambiental e conseqüentemente da QA. No campo da gestão ambiental é indiscutível a vantagem que se tem em trabalhar com informações que retratem a situação presenciada. Porém, a infinidade de informações ambientais hoje existentes e a necessidade de se dispor de dados confiáveis como apoio para tomada de decisões, torna imprescindível a construção de um sistema para seu manejo e difusão.

O estabelecimento de metodologias de avaliação de sustentabilidade pressupõe a utilização de indicadores de sustentabilidade confiáveis, representativos, comparáveis e rastreáveis. Para ser útil, um indicador deve, portanto, permitir uma explicação das razões das mudanças em seu valor ao longo do tempo, ser suficientemente simples na maneira com que descreve problemas frequentemente complexos, e usar definições comuns de componentes-chave e normalização para permitir comparações (COLE, 2002).

A identificação de indicadores como instrumento capaz de agregar informações ao modelo de desenvolvimento de políticas ambientais é insuficiente. Essas informações devem ser organizadas a fim de dar respostas a requerimentos concretos, ou seja, há a necessidade de se construir sistemas de indicadores ambientais, com dados qualitativos e quantitativos (MANTEIGA, 2000).

A necessidade de se construir um Sistema de Indicadores Ambientais, de acordo com a OCDE (1993), tem duas justificativas: a) necessidade de se ter uma melhor informação sobre o estado do meio ambiente; e b) redução da informação estatística a alguns poucos parâmetros.

Embora exista uma grande demanda de informação estatística sobre o meio ambiente e um avanço tecnológico significativos para se coletar essas informações, tem se chegado a um paradoxo de se possuir muitas informações isentas de quaisquer tipos de sistematização, e, sobretudo de concreção, o que tem impedido de ser utilizado pelos agentes interessados no assunto (DÍAZ-MORENO, 1999).

Por mais que pareça ser antagônico, a construção de um Sistema de Indicadores Ambientais apresenta um caráter de duplicidade, ou seja, de melhorar as informações e sintetizá-las, para que a aplicação dos resultados seja feita tanto por cientistas quanto por instituições públicas e pela população em geral (DÍAZ-MORENO, 1999). Tal fato é comprovado quando se detecta a tentativa de vários países e instituições em criar sistemas de indicadores ambientais, além de sua parametrização.

Para o Ministério de Medio Ambiente (apud DÍAZ-MORENO, 1999), os indicadores ambientais devem ser agregados em índices mediante um processo de ponderação que deve ser especificado, já que esses índices passaram a compor o Sistema de Indicadores Ambientais. Esses sistemas de informação ambiental são mais abrangentes que um grupo de indicadores ambientais, uma vez que cada indicador está relacionado a um problema ambiental em particular, já por sua vez Sistema de Indicadores Ambientais responde a um interesse social genérico e de totalidade, como a sustentabilidade do desenvolvimento.

De acordo com Manteiga (2000), se os indicadores ambientais constituem um valor referente a um determinado fenômeno, capaz de oferecer uma quantidade de informações superior à da simples configuração do parâmetro, então, um Sistema de Indicadores Ambientais deve apresentar um significado bem mais amplo que o associado a cada um dos indicadores, em um caso onde a totalidade é maior do que a simples soma das partes. Assim, torna-se imprescindível fixar com clareza as relações necessárias para dar operacionalidade ao conjunto.

2.5 O MODELO PRESSÃO-ESTADO-RESPOSTA

Diante da infinidade de dados ambientais que podem formar o Sistema de Indicadores Ambientais, torna-se necessária a escolha de uma metodologia que permita estruturar a informação ambiental, criando um ambiente acessível e compreensível, além de poder explicar como os indicadores são importantes na análise pretendida.

O marco que tem logrado mais êxito, de acordo com Díaz-Moreno (1999), é o elaborado pela OECD, baseado em experiências desenvolvidas no Canadá, que tem sido considerado como o mais simples e suficientemente geral para que sirva como alicerce para a construção de qualquer Sistema de Indicadores Ambientais.

O modelo PER está enquadrado nos chamados Sistemas de Informação Ambiental, pois trata-se de um sistema que possibilita o armazenamento de informação ambiental de múltiplas fontes, servindo de base para a elaboração de políticas de gestão ambiental estatal e privada (OECD, 2007).

Winograd (1996) atribui a ampla utilização desse marco conceitual a sua simplicidade, facilidade de uso e a possibilidade de ser aplicado em diferentes níveis, escalas e atividades humanas.

O sistema PER (Figura 01) está fundamentado em uma rede de causalidade na qual se acredita que as atividades humanas originam pressão sobre o meio ambiente (indicadores de pressão) que, por sua vez, interferem no meio alterando a qualidade e a quantidade dos recursos naturais (indicadores de estado), devido a isso, produz-se uma resposta que tende a minimizar ou anular essa pressão (indicadores de resposta) (MANTEIGA, 2000).

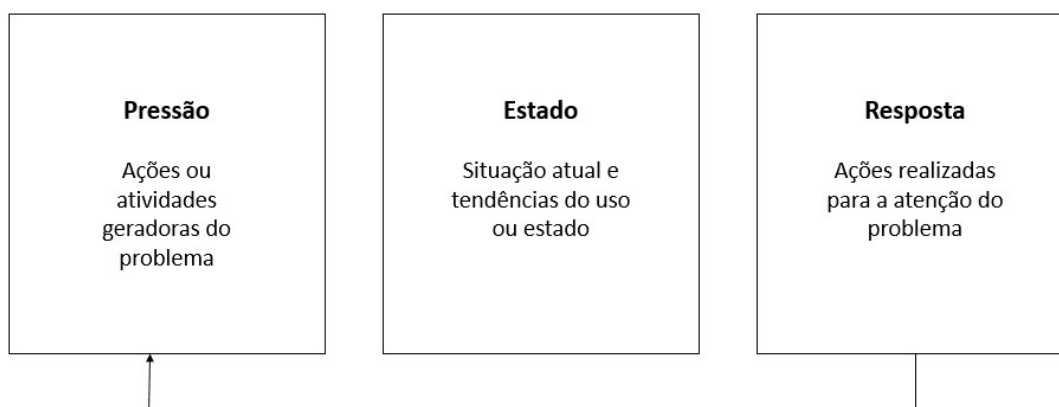


Figura 1– Fluxograma do Modelo Pressão-Estado-Resposta. Fonte: Adaptado de Instituto Nacional de Ecologia, 1997.

De acordo com *Instituto Nacional de Ecología* (1997), o modelo PER está baseado em uma lógica de causalidade, pressupondo relações de ação e resposta entre a atividade antrópica e o meio ambiente, se originando de questionamentos simples, tais como:

- a) Quem está afetando o meio ambiente?
- b) Qual é o estado atual do meio ambiente?
- c) O que a sociedade está fazendo para mitigar ou resolver os problemas ambientais instalados?

A cada uma dessas questões se responde com um conjunto de indicadores. Então, torna-se necessário o desenvolvimento de três classes de indicadores ambientais que refletem tais questões, e a escolha de tais indicadores parte do conhecimento do pesquisador em relação ao que se deseja investigar.

Indicadores Ambientais de Pressão

São indicadores que descrevem as pressões exercidas sobre o meio ambiente pelas atividades humanas, como por exemplo, emissão de poluentes gasosos, produção de resíduos sólidos e emissão de esgoto. Os indicadores de pressão identificam e caracterizam os impactos proporcionados pelas atividades econômicas setoriais ou agregados (ou seja, atividades antrópicas) sobre os componentes do meio ambiente (ALFARO e OYAGUE, 1997).

Os indicadores de pressão apresentam maior eficiência e eficácia na avaliação de políticas econômico-ambientais, pois estão baseados em medidas e estimativas do comportamento atual, dessa forma podem evidenciar possíveis situações das políticas estabelecidas, criando uma maneira de associar a pressão ao impacto já estabelecido. Podem ser muito úteis na avaliação prospectiva dos impactos ambientais dos cenários socioeconômicos e de medidas propostas (MÉRICO, 1997; DA SILVA, 2008).

De acordo com *Instituto Nacional de Ecología* (1997), os indicadores de pressão são classificados em dois grupos: de pressão direta e de pressão indireta. Os indicadores de pressão direta são aqueles vinculados as externalidades geradas pelas atividades humanas (Figura 02), como por exemplo, o volume de resíduos produzidos, o esgotamento dos recursos naturais, as emissões de contaminantes atmosféricos, entre outros. Os indicadores de pressão indireta estão vinculados às tendências nas atividades que geram externalidades ambientais, como, por exemplo, a concentração de metais pesados na água ou de um determinado gás na atmosfera.

Essa classe de indicadores de pressão indireta é de muita importância uma vez que proporcionam elementos que permitem realizar previsões quanto à evolução dos problemas ambientais.

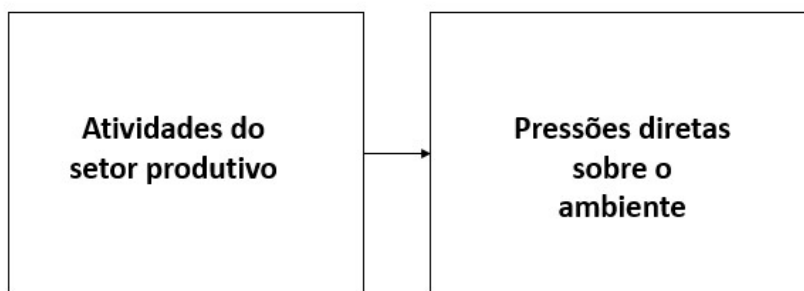


Figura 2 – Componentes De Indicadores De Pressão. Fonte: Adaptado De Instituto Nacional de Ecologia, 1997.

Giraldo (1999), por sua vez acrescenta mais uma categoria de indicadores de pressão, os indicadores de pressões subjacentes, que incluem as forças sociais e demográficas, capazes de ocasionar pressões biofísicas diretas no meio. Pode-se citar, como exemplo, o crescimento populacional, as alterações tecnológicas e políticas que incentivam atividades econômicas.

Indicadores de Estado do Meio Ambiente

Os indicadores de estado do descrevem a qualidade do meio ambiente, bem com a quantidade e o estado dos recursos naturais, como, por exemplo, a qualidade da água de um determinado manancial, obtida por meio do índice de qualidade da água. Dessa forma esses indicadores oferecem um panorama da situação do meio ambiente. De acordo com *Instituto Nacional de Ecología* (1997), os indicadores de estado incluem os efeitos à saúde da população e aos ecossistemas causados pela diminuição da QA (Figura 03).

Os indicadores de estado refletem os parâmetros que podem constituir-se em objetivos das políticas ambientais. Às vezes, os indicadores de estado do meio ambiente podem-se confundir com os indicadores ambientais de pressão, sendo que em algumas situações, é comum utilizá-los como substitutos (DÍAZ-MORENO, 1999).

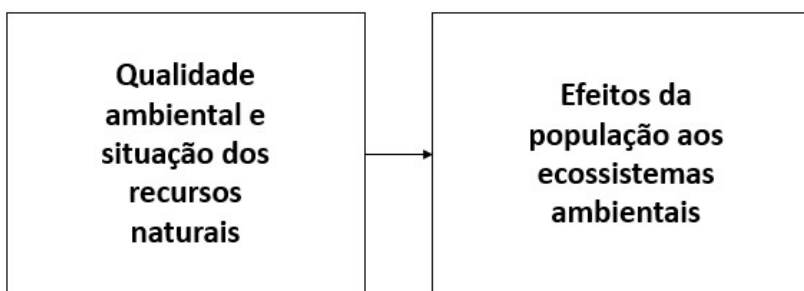


Figura 3 – Componentes de Indicadores de Estado. Fonte: Adaptado de Instituto Nacional de Ecologia, 1997.

Indicadores de Resposta Social

Estes indicadores mostram os esforços que a sociedade e/ou as autoridades estão fazendo com intuito de mitigar, adaptar ou prevenir quanto aos impactos adversos sobre o meio ambiente que foram produzidos pelas atividades socioeconômicas. Essas respostas podem ser

medidas em termos de mudanças ou gastos com propósitos ambientais, bem como em atitudes individuais ou coletivos visando a proteção do ambiente (RUFINO, 2002).

Os indicadores de resposta social encontram-se na forma embrionária do seu desenvolvimento, uma vez que são muito complexos para se construir e de medir quantitativamente como uma ação de resposta pode contribuir para o desfecho de um determinado problema ambiental (INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA, 1997).

Além disso, Díaz-Moreno (1999), alerta que determinados tipos de indicadores de pressão podem revelar de alguma maneira certas respostas sociais aos problemas ambientais. As ações de resposta são direcionadas sobre dois aspectos, ou seja, os agentes de pressão e as variáveis de estado (Figura 04).



Figura 4 – Componentes de Indicadores de Resposta. Fonte: Adaptado de Instituto Nacional De Ecologia, 1997.

2.6 CRITÉRIOS PARA A SELEÇÃO DE INDICADORES AMBIENTAIS

Segundo Giraldo (1999), os indicadores têm sido utilizados por diversos organismos e instituições voltados as causas ambientais com os mais diversos objetivos, entre eles o mapeamento, a avaliação ambiental, o monitoramento do estado do meio ambiente com relação ao desenvolvimento sustentável. Os indicadores podem ser utilizados para medir uma área rural com uma QA ótima, assim como para se fazer a avaliação de políticas ambientais.

De acordo com Winograd (1995), existe um rol de pontos comuns no que diz respeito à elaboração da informação ambiental. Embora a seleção e o desenvolvimento de indicadores ambientais e de sustentabilidade faz-se necessário um processo de prioridade, esse é resultado da definição de um marco para organizar as mais variadas fontes de dados. Com isso, consegue-se aprimorar o acesso às diversas informações que existem, e que geralmente são dispersas, integrando os dados para interpretar a informação identificando as conexões, inter-relações e efeitos sinérgicos entre problemas.

Várias etapas são necessárias para a utilização desse marco como base de um sistema de indicadores e informação ambiental operativo. Essas etapas são a coordenação de obtenção e difusão de dados, as ferramentas e meios para sintetizar e visualizar a informação e indicadores para os diferentes usuários e o conjunto de critérios de seleção de indicadores. Existe um conjunto de critérios que podem ser aglutinados em três grupos básicos para fazer a seleção de indicadores (WINOGRAD, 1996):

- Confiabilidade dos dados;
- Relação com os problemas e prioridades;
- Utilidade para o usuário.

Além disso, uma série de requerimentos específicos associados a cada um desses grupos deverá ser levado em conta para a elaboração e uso dos indicadores (tabela 01).

Tabela 1- Principais Critérios de Seleção e Requerimentos para a Elaboração de Indicadores.

Confiabilidade dos dados	Relação com os Problemas	Utilidade para o Usuário
Validade Científica	Representatividade	Aplicabilidade
Medição	Conveniência de escala	Sem redundância
Disponibilidade	Cobertura Geográfica	Compreensibilidade
		Interpretabilidade
Qualidade	Sensibilidade às mudanças	Valor de Referência
Custo-Eficiência de Obtenção	Especificidade	Retrospectivo-Preditivo
Séries Temporais	Conexão	Comparabilidade
Acessibilidade		Oportunidade

Fonte: Adaptado de Winagrod, 1996.

Para o *Instituto Nacional de Ecología* (1997), a relevância da mensagem que um indicador pode transmitir está atrelada à qualidade dos dados que o sustentam, logo, é essencial que se estabeleçam certas normas para garantir que a informação possua a confiabilidade que se deseje. Essas normas aplicáveis à seleção de indicadores dependerão dos objetivos que se pretenda alcançar.

Porém, a respeito dos indicadores, é importante que se tenha em mente, que eles não são perfeitos, não são medições totais e diretas da realidade e deve-se acreditar que são equivalentes a um gráfico ou a uma estatística.

Uso de indicadores como ferramenta para tomada de decisão

O processo para a tomada de decisões é idêntico ao desenvolvimento, pois, trata-se de processos dinâmicos. Ambos levam em consideração diferentes estratos de decisão da sociedade e resultando em diferentes considerações de ordem cultural, socioeconômico, institucional, político e ambiental. De acordo com Winagrod (1995), são definidas quatro etapas principais no ciclo de tomada de decisões:

- a) identificação dos problemas: identificar e conhecer os problemas e as prioridades socioeconômicas e ambientais de forma que se possa elaborar um diagnóstico da situação permitindo a construção de modelos de desenvolvimento mais sustentáveis;
- b) formulação de políticas e estratégias: após a identificação dos problemas deverão se formular as políticas e estratégias que precisam de uma integração multissetorial uma vez que os problemas ambientais e de desenvolvimento possuem causas e consequências múltiplas envolvendo questões ambientais e socioeconômicas.
- c) implementação das políticas e ações: estabelece um marco amplo de metas políticas que estão relacionadas com os objetivos e normas científicas a serem cumpridas e/ou adaptadas às etapas anteriores do ciclo de tomada de decisões. Nessa etapa deve ser elaborado um conjunto de indicadores agregados a índices associados a objetivos e metas gerais.
- d) avaliação das políticas, estratégias e ações: esta etapa se refere à avaliação da efetividade e do impacto das políticas, estratégias e ações adotadas. A produção de

informação para a tomada de decisões, de acordo com Hammond et al. (1995), resulta num processo de síntese e agregação em diferentes etapas.

O desenvolvimento de indicadores e índices, originários do monitoramento e da análise de dados primários e de estatísticas, contribui para a implementação e a aplicação das ações e estratégias bem como de suas avaliações (WINOGRAD, 1995).

Os indicadores, para ter utilidade no processo de tomada de decisões, deverão ser facilmente interpretáveis e possuírem capacidade de agregação com indicadores e componentes diversos, possibilitando a construção de índices, que tornariam as informações rapidamente absorvíveis (MÉRICO, 1997).

Por ser a tomada de decisão um processo dinâmico, novos problemas poderão aparecer e as etapas citadas por Winograd (1995), deverão ser novamente redefinidas, identificando os novos problemas, para a definição de políticas, implementação de estratégias e ações e uma nova verificação das ações tomadas e das respostas produzidas.

2.7 ÍNDICES AMBIENTAIS

Os índices constituem os resultados numéricos de um indicador. Os índices correspondem a um conjunto agregado ou com valores outorgados, de parâmetros ou indicadores que relatam ou demonstrem uma situação (OECD, 1993).

Um índice pode ser considerado como o resultado da combinação de diversas variáveis ou parâmetros em um único valor atribuindo-se um peso relativo a cada componente do índice. Os índices são construídos pela composição ou agregação de indicadores, que podem ser um ou mais, mediante vários modelos de funções matemáticas ou regras heurísticas. Pressupõe-se sempre a padronização tendo em vista a utilização de uma escala convencional (MELO, 1996).

De acordo com *Environmental Protection Agency – EPA* (2008), o índice é resultado da junção de estatísticas e/ou indicadores que sintetizam uma grande quantidade de informação relacionada e que faz uso de um dado processo sistemático para atribuir pesos relativos, escalas e agregação de variáveis em um único resultado.

Ainda sobre a definição, um índice ambiental é uma classificação numérica ou descritiva de um grande volume de informação ambiental, cuja finalidade é de realizar a simplificação desses dados facilitando a tomada de decisões relativas à questão ambiental. Um índice ambiental resulta de uma manipulação matemática de um grupo de valores de indicadores que foram definidos em relação a um determinado padrão. Os índices refletem de maneira sintética a situação ambiental do meio ou seu grau de sustentabilidade (GIRALDO, 1999).

Assim, de acordo com *Direção Geral do Ambiente* (2000), os indicadores e os índices ambientais podem ser visualizados como fazendo parte de uma pirâmide, cuja base é constituída pela informação original não tratada (Figura 05).

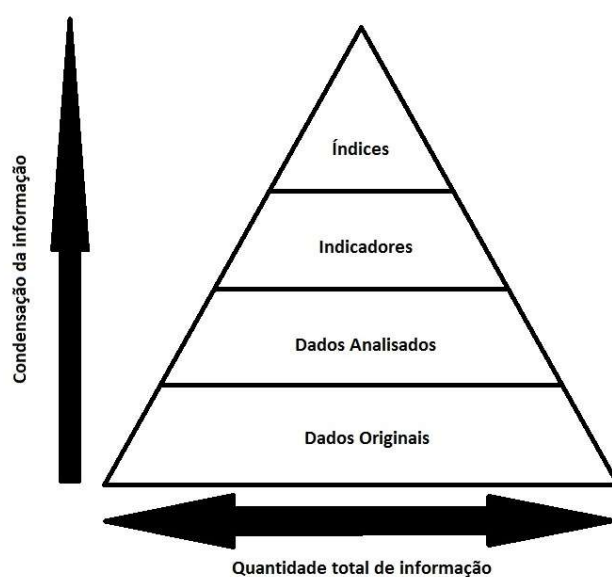


Figura 5 – Pirâmide de Informação. Fonte: Adaptado de Direção-Geral do Ambiente, 2000.

Ao longo dos anos, os índices ambientais têm sido usados em diversas áreas de atividades. Diferente dos estudos econômicos nos quais as informações podem ser reduzidas a unidades monetárias, os estudos ambientais podem ser identificados por um grande volume de informações com diferentes significados e unidades de medidas (MELO, 1996).

2.8 MODELAGEM DA QA GEOGRÁFICA

Para a construção de um modelo que mostre a dinâmica de determinada paisagem, necessita-se de mapear os padrões mutáveis do uso e cobertura do solo da região escolhida. Para tanto, necessita-se de métodos de levantamento de dados que possibilitem tal análise. Segundo Soares-Filho (1998), pode-se utilizar como fonte de dados levantamentos de campo, mapas previamente existentes, fotografias aéreas, dados publicados por censos demográficos e agrícolas e sensoriamento remoto orbital. Dentre esses métodos, a aplicação de técnicas de sensoriamento remoto orbital para o monitoramento de processos ambientais tem recebido uma especial atenção (FORESTI et al., 1987; SILVA e BRAGA, 1990; CARRARA et al., 1991; LUCHIARI, 2001; PEREIRA et al., 2005; TEZA e BAPTISTA, 2005; CARNEIRO e DUTRA, 2009; FUCKNER et al., 2009).

Devido aos dados oriundos do sensoriamento remoto orbital serem coletados de modo repetitivo, a ferramenta oferece a oportunidade para a análise dinâmica de vários fenômenos espaciais, em abordagens que variam de escalas locais a globais, como mostra os trabalhos de Uchida (2001), Martínez-Casasnovas et al. (2005), Sakamoto et al. (2005), Teza e Baptista (2014). Além disso, a natureza digital de suas imagens possibilita o emprego de algoritmos computacionais para o realce de feições e classificação de padrões, facilitando o mapeamento de grandes extensões de um modo rápido e objetivo o que faz com que essa tecnologia represente uma importante fonte de dados para o desenvolvimento, refinamento e calibração de modelos de dinâmica de paisagem (SOARES-FILHO, 1998).

Assim, índices de estrutura da paisagem, obtidos de imagens de sensoriamento remoto orbital, poderão ser usados, não só para se monitorar grandes mudanças nas paisagens, como também para se prever a evolução do padrão da mesma. O sensoriamento remoto orbital permite também cartografar as unidades da paisagem, representadas por particulares conjuntos de formações vegetais, solo e relevo e por fim, sequências de imagens multitemporais podem ser

usadas para derivar estimativas das probabilidades ou frequências de transição (SOARES-FILHO, 1998) que correspondem às taxas de mudanças de uma categoria de uso do solo para outra ao longo de um período de tempo (HALL et al., 1988; DUNN, 1991).

A operacionalização e a convergência dos dados para análises ambientais podem ser realizadas em ambiente de Sistema de Informação Geográfica - SIG que, segundo Burrough e McDonnel (1998), são um conjunto poderoso de ferramentas para a coleta, estocagem, recuperação, transformação e visualização de dados espaciais do mundo real para um conjunto particular de objetivos. As operações presentes nas ferramentas mencionadas acima podem ser agrupadas em três áreas funcionais (BERRY, 1993): cartografia digital, sistema de gerenciamento da base de dados e modelagem cartográfica.

Na etapa de modelagem matemática é que são utilizadas as linguagens de análises espaciais. Uma linguagem aplicada para esse fim é a álgebra de mapas (TOMLIN, 1990; BERRY, 1993), que usa uma sequência de funções primitivas para realizar uma análise complexa de mapas. Essa linguagem é semelhante a álgebra tradicional, na qual operadores como adição, subtração, divisão, exponenciação são logicamente sequenciados com variáveis para se formar uma equação. Na álgebra cartográfica, cada plano de informação representa uma variável ou um indicador para a concepção de determinado modelo, que quando em conjunto e aplicado uma sequência lógica, cria-se um novo produto contendo o resultado do processamento.

Nesse contexto, a álgebra de mapas mostra-se útil na exploração da distribuição espacial das variáveis que podem ter um importante papel na dinâmica da paisagem estudada (SOARES-FILHO, 2007). E em relação aos modelos de simulação da paisagem, o SIG pode ser usado de três maneiras básicas (HAINES-YOUNG, 1993):

- a) Sintetizar a condição média de parâmetros ou estados de uma célula ou uma mancha em um modelo;
- b) Especificar parâmetros e estados para a simulação ou construção de um submodelo para cada célula ou polígono, sem interação com a vizinhança;
- c) Especificar parâmetros e estados para um submodelo em cada célula ou mancha com interação entre elas.

Assim, os SIGs podem também ser usados tanto para quantificar as mudanças da paisagem como para integrar a quantidade de informação na qual as probabilidades de transição são baseadas, por exemplo, em diferentes coberturas de solo, ecorregiões ou ecótopos, topografia, solo, forma e tamanho dos elementos da paisagem (SOARES-FILHO, 2007).

2.9 TIPOLOGIA DE SISTEMAS

Um sistema ambiental, para apresentar um Índice de Qualidade Ambiental – IQA máximo (valor 100 para a melhor situação e 1 para a pior, por exemplo), não deve ser alterado pela ocupação e intervenção humana. Nesse aspecto, os serviços ambientais oferecidos pelos ecossistemas (incluindo meio biótico e abiótico) não possuem alterações.

Quando há intervenção humana, seja na forma de influência ou de alteração da superfície, os serviços ambientais sofrem mutação. Não se pode deixar de lado a características desses sistemas alterados, que se tornam tão ou mais complexos que os originais. A necessidade surge em entender em quais partes do todo a alteração ocorreu, e entender como as relações entre os componentes do sistema foram modificaram.

Para entender a complexidade das composições integrativas desses sistemas ambientais, Chorley e Kennedy (1971) propõe uma classificação estrutural para o campo de ação da análise ambiental chamados de sistemas morfológicos. Tais sistemas são compostos pela associação

das propriedades físicas dos sistemas e de seus elementos componentes. A forma dos elementos e suas variáveis (comprimento, altura, largura, profundidade, densidade, granulometria, outras) são integradas e suas relações são reveladas pela análise de correlação.

Para a análise da QA, o sistema deve possuir uma abordagem holística, tendendo a considerar todas as variáveis que compõe o estado natural e suas alterações antrópicas. Limitações técnicas levam ao sistema generalizações (como escala) que reduzem a precisão das informações, e que devem ser computadas no modelo.

Tipo de modelo aplicado

Modelo, de modo geral, pode ser compreendido como qualquer representação simplificada da realidade, ou ainda conforme Haggett e Chorley (1975):

[...] modelo é uma estruturação simplificada da realidade que supostamente apresenta, de forma generalizada, características ou relações importantes. Os modelos são aproximações altamente subjetivas, por não incluírem todas as observações ou medidas associadas, mas são valiosos por obscurecerem detalhes acidentais e por permitirem o aparecimento dos aspectos fundamentais da realidade.

Berry (1995) considera que modelo é uma representação da realidade sob uma forma material (representação tangível) ou forma simbólica (representação abstrata). Ao utilizar um sistema de informação geográfica como ferramenta para a criação de um modelo, salienta que envolve a representação simbólica das propriedades locacionais (onde), atributos temáticos (o que) e temporais, descrevendo as características e condições do espaço e tempo.

Um dos tipos de modelos mais aplicados é o matemático. São abstrações no sentido de substituir objetos, forças, eventos por uma equação que contem variáveis, parâmetros e constantes (KRUMBEIN; GRAIBYLL, 1965). As características essenciais dos fenômenos que alimentam o modelo são análogas às informações que podem ser registradas. A semelhança é notada quando se percebe que as equações podem servir para prever características do sistema.

Dentre os modelos matemáticos, pode-se identificar o tipo determinístico. São baseados nas noções matemáticas clássicas de relações exatamente previsíveis entre as variáveis dependentes e independentes e consistem num conjunto de afirmações oriundas da experiência do usuário. As consequências podem ser deduzidas pela argumentação matemática. A fundamentação de tais modelos está no conhecimento ou pressuposições sobre as leis dos processos físicos e químicos.

E ao tentar criar um modelo que tenha em seus componentes variáveis ambientais, ou seja, uma modelagem de sistemas ambientais, se trabalha com um procedimento metodológico hipotético-dedutivo. Esse procedimento só é possível de ser concatenado, pois parte de hipóteses criadas pelo próprio pesquisador ao possuir conhecimento a respeito do sistema estudado.

A cientificidade do procedimento hipotético-dedutivo reside na capacidade do modelo em refutar as indagações e testar as hipóteses que serviram de base para a sua própria formulação. Como todo procedimento científico, a retroalimentação positiva ou negativa faz parte da melhoria contínua do modelo, que busca sempre se aproximar da realidade, paradoxalmente nunca se igualar a ela.

Na construção de um modelo hipotético-dedutivo, as deduções são baseadas em regras semiformais que guiam o interessado na solução de um problema identificado a partir da concepção de mundo real. A formatação de uma ideia que consiga sistematizar o modelo é de certa maneira empírica e a cientificidade é conferida ao se testar a capacidade do mesmo em responder a indagações.

Logicidade do Modelo de Qualidade Ambiental Geográfica

Ao tentar determinar a QA, deve-se possuir parâmetros para entender a perturbação oriunda das ocupações antrópicas no sistema ambiental natural. Hidrologia, clima, estabilidade dos solos, cobertura vegetal, cobertura e uso do solo, queimadas naturais (no caso do cerrado) são elementos do sistema em questão que sofrem alteração quando modificadas pelo homem.

Partindo desse pressuposto, o ambiente sem modificações antrópicas seria aquele que apresentaria máxima QA, no qual os componentes do sistema interagiriam sem nenhum tipo de interferência. A validade do modelo que meça a QA reside na capacidade de perceber e quantificar de quais maneiras o sistema ambiental natural foi modificado pela intervenção humana, e como tais intervenções afetam a instalação do homem em determinadas localidades.

Naturalmente algumas áreas possuem maior susceptibilidade a impactos ambientais e uma possível redução da QA caso haja uma modificação antrópica do espaço. O risco dessa diminuição da QA será maior ou menor ao se determinar que as modificações feitas no espaço pelo homem sejam justamente nessas áreas que naturalmente apresentam maior susceptibilidade.

Tal modelo serviria para atender uma das funções principais dos modelos de sistemas ambientais: capacidade de fornecer subsídios ao planejamento, além de ser uma ferramenta para tal. Tomar decisões e fazer escolhas a partir da previsibilidade conferida por um modelo bem desenvolvido é o que cria a necessidade de conhecer a realidade antes de modificá-la.

Compartimentação teórica de um Modelo de Qualidade Ambiental Geográfica

Ao considerar que o sistema ambiental natural possui um valor máximo de QA e que a perturbação antrópica de alguma forma diminui esses valores em determinados espaços, a análise da susceptibilidade e risco tornam-se necessárias para entender como a modificação antrópica impressa pode alterar o estado natural antes existente.

A susceptibilidade é a propensão natural de uma área a ser afetada por um processo com probabilidade de gerar impactos negativos. Aliado a essa definição, Christofolletti (1999), ao caracterizar os modelos ambientais, estruturou os sistemas ambientais físicos nos chamados geossistemas. Percebe-se então que a análise da susceptibilidade espacial irá diretamente depender dos fatores físicos que condicionam os geossistemas (clima, solos, água, relevo, vegetação).

Risco pode ser definido como a probabilidade de ocorrência de um processo impactante e a estimativa de suas consequências. Tais processos impactantes surgem devido a eventos naturais pontuais (erupção vulcânica, tsunamis, terremotos, dentre outros) ou surgem em sua grande maioria a partir da modificação (espacial, no caso) que o homem imprime no ambiente natural.

Christofolletti (1999) caracterizou os sistemas e modelos ambientais em seus condicionantes e os dividiu em dois grandes grupos: os do sistema físico (geossistemas, anteriormente citado) e aqueles oriundos do sistema socioeconômico. Esse autor colocou como condicionantes do sistema socioeconômico a agricultura, indústria, população, urbano e mineração.

O risco e a susceptibilidade formam assim a análise dos condicionantes do sistema físico e do sistema socioeconômico. Para o objetivo proposto, restou então entender quais desses condicionantes podem ser coletados por meio do sensoriamento remoto e utilizados em um procedimento que consiga mensurar a QA.

Entendendo que a QA pode ser influenciada por fatores ambientais e socioeconômicos, resgata-se o modelo de PER (OECD, 1998). Tal modelo fornece um campo lógico para

entendimento das relações entre os diferentes indicadores escolhidos. A dificuldade de organização e alcance de alguns indicadores (isso devido a necessidade de dados de SR), criou a necessidade de adaptar o modelo da OECD. Diante da perspectiva da QA e da separação dos indicadores em dois grupos (susceptibilidade e risco), sugere-se o modelo de PER para QA, conforme a Figura 6.

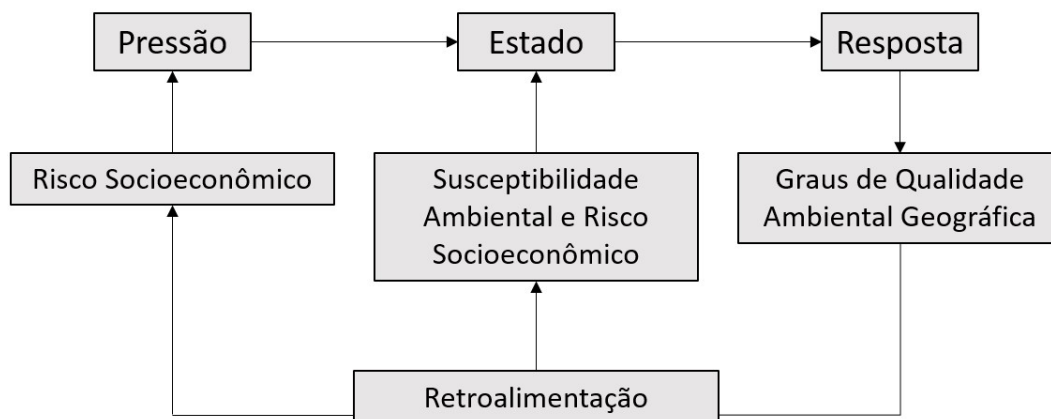


Figura 6 - Modelo Adaptado de Pressão-Estado-Resposta e Qualidade Ambiental.

Nesse modelo, a Pressão é representada pelo Risco Socioeconômico que é influenciado pelas atividades antrópicas que são exercidas em determinadas parcelas de território. O Estado mostra como a Susceptibilidade Ambiental agrava os fatores de Risco Socioeconômico identificados. A Resposta é a interpretação dos diferentes graus de QA obtidos. Essa interpretação é validada pela retroalimentação, que objetiva entender em que nível o risco e a susceptibilidade garantiram maiores ou menores graus de QA, e de que maneira cada um dos indicadores do universo estudado pode reduzir o valor do índice.

Quando se trata de avaliação de impactos ambientais, o modelo PER possui um caráter organizador de fluxo de processamento. Os indicadores utilizados, como sugerido, possuem caráter objetivo em seus métodos de avaliação. Com isso, o resultado gerado, representado aqui pela mensuração da QA, indica as áreas que possuem maior ou menor possibilidade de sofrer com impactos ambientais.

Segundo a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA 001/86, impactos ambientais são quaisquer perturbações de origem antrópica que alterem as propriedades físicas, químicas e/ou biológicas do meio ambiente. Essa definição, quando aplicada ao sistema adaptado PER aqui sugerido, possibilita a avaliação do impacto e o entendimento de quão susceptível a área está ao risco oferecido. Aí aplica-se o sentido do risco como sendo a pressão antrópica sobre o estado que, nesse caso, é a sensibilidade do sistema ambiental em sofrer perturbações.

2.10 CONCLUSÃO

O presente artigo permitiu compreender a necessidade da mensuração dos parâmetros e indicadores que sustentem uma análise ambiental objetiva e dinâmica. O modelo adaptado de PER para QA Geográfica, aqui proposto, pode ser um caminho para o entendimento da formatação e relações entre os diferentes aspectos ambientais que influenciam a QA, e consequentemente, a qualidade de vida e o desenvolvimento humano.

Uma dificuldade enfrentada hoje por pesquisadores e analistas ambientais é justamente a falta de ferramentas para a avaliação de impactos ambientais de fácil uso, entendimento e manuseio. Quando a resposta é obtida sob a forma de espacialização geográfica dos resultados,

a avaliação e o entendimento do problema acaba por ser melhor avaliado. Se somado à organização das ideias da forma sugerida neste artigo pelo modelo adaptado de PER, têm-se uma ferramenta moderna que leva em conta não somente aspectos ambientais, mas também aspectos sociais e econômicos. Vale lembrar que a objetividade dos indicadores deve ser preservada, mesmo em se tratando da esfera socioeconômica.

Além disso, o modelo adaptado de PER, por requerer indicadores que sejam de mensuração objetiva, pode ser de fácil replicação. Modelos atuais de QA são criados de acordo com a realidade em que são aplicados, indo de encontro com a ideia da livre distribuição de ferramentas de análise ambiental, como praticado pela OCDE. Quando uma ferramenta de análise é criada para determinadas condições, sua replicação fica prejudicada ou impedida, já que a adaptação pode prejudicar o fluxo de processamento das informações e gerar dados finais não fidedignos com o objetivo da ferramenta.

O modelo sugerido corrobora com o que é preconizado na resolução do CONAMA 001/86, que define impacto ambiental. Quando se separa a facilidade do meio em sofrer perturbações (Estado), e afirma-se que tais perturbações são oriundas das atividades antrópicas (Pressão), atinge-se o entendimento de que qualquer atividade humana pode gerar impactos, mas nem toda ela necessariamente gera. A definição de limiares para caracterizar um impacto ambiental só é possível quando se analisa os indicadores de forma objetiva, fato defendido pelo presente artigo.

Um modelo objetivo de QA oferece possibilidades de conhecer qualitativamente e quantitativamente as influências negativas e positivas em determinada localidade. Isso graças aos parâmetros que estabelecem critérios que servem de ponto de partida para a mitigação ou planejamento prévio tanto em meio rural quanto urbano. Esse conhecimento prévio adquirido fornecerá melhores condições para a minimização dos custos e geração de menos impactos negativos.

Novos estudos devem ser incentivados para que a adequação de indicadores que contemplem os componentes de PER possa ser utilizada para a determinação da QA Geográfica de um determinado sistema.

REFERÊNCIAS

- ALFARO, F. M.; OYAGUE, P. R. **Sistema Nacional de Información Ambiental**. Lima: [s.n.], 1997.
- BERRY, J. K. Cartographic modeling the analytical capabilities of GIS. In: GOODCHILD, M.; PARKS, B. O.; STEYART, L. T. **Environmental Modeling with GIS**. New York: Oxford University Press, 1993. cap. 7, p. 59-73.
- BERRY, J. K. What's in a model. **GIS World**, v. 8, n. 1, p. 26-28, 1995.
- BITAR, O. Y. **Meio ambiente & geografia**. São Paulo: SENAC, 2004. 164p.
- BOERSEMA, J. J. Environmental sciences, sustainability and quality. In: BOERSEMA, J. J.; REIJNDERS, L. **Principles of Environmental Sciences**. Amsterdam: Springer, 2009. p. 3-4.
- BURROUGH, P. A.; MCDONNELL, R. A. **Principles of geographic information systems**. 2. ed. New York: Oxford. 1998. 352 p.
- CARNEIRO, A.M.C.; DUTRA, L.V. Construção de um mapa de conforto urbano de Belo Horizonte com uso de imagens ASTER e modelo múltiplo de mistura. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14. (SBSR), 2009, 23 Natal. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2009.p. 631-638. DVD on-line. ISBN 978-85-17-00044-7. (INPE-15962-PRE/10571). Disponível em: <<http://mar.te.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.03.14.57/doc/631-638.pdf>> Acesso em: 20 abril 2013.
- CARRARA, A. L. R.; FORESTI, C.; SANTOS, J. R. A Distribuição dos Espaços Verdes em Áreas urbanas: Cartografia e Análise Comparativa entre dados TM/Landsat e HRV/SPOT. In: ENCONTRO NACIONAL DE SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO AO PLANEJAMENTO MUNICIPAL, 2. 1991, Serra Negra, BR. **Anais...**1991. p. 11-22. (INPE-5262-PRE/1686).
- CELEMÍN, J. P. El estudio de la calidad de vida ambiental: definiciones conceptuales, elaboración de índices y su aplicación en la ciudad de Mar Del Plata, Argentina. **Hologramática**, n. 4, n. 7, jun. p.71-98, 2007.
- CHORLEY, R. J.; KENNEDY, B. A. **Physical Geography: a systems approach**. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1971.
- CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. 1. ed. São Paulo: Blucher, 1999.
- COLE, R. Sustainable Building: Indicators of progress. **Sustainable Building**, n. 4, p. 17, 2002.
- DA SILVA, V. G. Indicadores de sustentabilidade de edifícios: estado da arte e desafios para desenvolvimento no Brasil. **Ambiente Construído**, v. 7, n. 1, p. 47-66, 2008.
- DÍAZ-MORENO, A. B. Possibilidades metodológicas de aplicación de indicadores ambientales a nível municipal. **Revista de estudos ambientais**, Blumenau, v. 1, n. 1, p. 77-95, jan/abr, 1999.

DIRECÇÃO GERAL DO AMBIENTE. Proposta para um Sistema de Indicadores de Desenvolvimento Sustentável. Editora Enclave, Lisboa. 2000. ISBN 972-8419-48-1

DUNN, P. C. Methods for analysing temporal changes in Landscape Pattern. In: TURNER, G. M.; GARDNER, R. H. **Quantitative methods in landscape ecology: the analyses and interpretation of landscape heterogeneity**. New York: Springer Verlag, 1991. p. 173-188.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **EPA's Report on the Environment**. Washington, DC: EPA, 2008. 366p.

ESTY, D.; PORTER, M. National Environmental Performance: measurements and determinants. In: ESTY, D.; CORNELIUS, P. **Environmental Performance Measurement: the global report 2001-2002**. New York: Oxford Press, 2002

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. **EIONET GEMET Thesaurus**. Disponível em: <<http://www.eionet.europa.eu/gemet/concept?cp=2912&langco de=en&ns=1>>. Acesso em: 21 nov. 2012.

FERREIRA, F.; BOMFIM, Z. A. C. Sustentabilidade Ambiental: visão antropocêntrica ou biocêntrica? **Ambientalmente sustentável**, ano 5, v. 1, n. 9-10, p. 37-51, janeiro-dezembro 2010.

FORESTI, C.; PEREIRA, M. N.; FLORENZANO, T. G. Aplicação de índices vegetativos no estudo do ambiente urbano de Sao Jose dos Campos - SP, com utilização de dados TM-Landsat. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE DEFESA DO MEIO AMBIENTE, 2. 1987, Rio de Janeiro, BR. **Anais...** 1987. p. 293-306. (INPE-7550- PRE/1381).

FUCKNER, M. A.; MORAES, E. C.; FLORENZANO, T. G. Processamento de dados multiespectrais termais aplicado à análise espaço-temporal dos padrões de temperatura da superfície nas Regiões Metropolitanas de São Paulo e Rio de Janeiro. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14. (SBSR), 2009, Natal. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2009. p. 1369-1376. DVD, On-line. ISBN 978-85-17- 00044-7. (INPE-15881-PRE/10491). Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.17.21.55>>. Acesso em: 19 jan. 2014.

FULGÊNCIO, P. C. **Glossário vade mecum**. Rio de Janeiro: Mauad, 2007. 678p.

GIRALDO, J. P. S. **Indices e indicadores para evaluacion y seguimiento ambiental**. Universidad de Caldas. Disponível em: <<http://usuarios.lycos.es/JuanP/impac.htm>> . Acesso em: 21 mar. 1999.

GLOSSARY OF ENVIRONMENT STATISTICS. New York: United Nations, 1997. (Studies in Methods Series F, n. 67).

GUIMARÃES, F. M. **Contribuição Metodológica para avaliação da qualidade ambiental urbana sob uma perspectiva cultural**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2004.

GUIMARÃES, R. P. Ecopolítica em áreas urbanas: a dimensão ecopolítica dos indicadores de qualidade ambiental. In: SOUZA, A. (Org.) **Qualidade de Vida Urbana**. Rio de Janeiro: Zahar Edit, 1984. p. 21- 51. (Série Debates Urbanos).

HAGGET. P.; CHORLEY, R. J. Modelos, paradigmas e a Nova Geografia. In: **MODELOS Físicos e de informação em Geografia**. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 1975.

HAINES-YOUNG, R.; GREEN, D. R.; COUSINS, S. **Landscape Ecology and Spatial Information Systems**. Bristol: Taylor and Francis, 1993. p. 3-8.

HALL, F. G.; STREBEL, D. E.; SELLERS, P. J. Linkage knowlege among spatial and temporal scales: vegetation, atmosphere, climate and remote sensing. **Landscape Ecology**, v. 2, p. 3-22, 1988.

HOGAN, D. J. Indicadores sociodemográficos de sustentabilidade. In: ROMERO, A. R. (Org.). **Avaliação e contabilização de impactos ambientais**. São Paulo: Editora da UNICAMO, 2004.

INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA. **Programa de Medio Ambiente 1995-2000**. México, DF: Dirección General de Gestión e Información Ambiental, 1997.

KILBOURNE, W. The Role of de dominant Social Paradigm in the Quality of life/Environment Interface. Applied Research in Quality of Life. **Applied Research in Quality of Life**, n. 1, p. 39-61, 2006.

KRUMBEIN, W, C.; GRAYBILL, F. A. **An introduction to Statistical Models in Geology**. New York: McGraw Hill, 1965.

LEFF, E. (1986). Ambiente y Articulación de ciencias, en: Los problemas del conocimiento y la perspectiva ambiental del desarrollo. México. Siglo XXI.

LISBOA. Ministério do Ambiente. Direcção-geral do Ambiente. **Proposta para um sistema de indicadores de desenvolvimento sustentável**. Lisboa: Ministério do Ambiente, 2000.

LUCHIARI, A. Identificação da cobertura vegetal em áreas urbanas por meio de produtos de sensoriamento remoto e de um sistema de informação geográfica. **Revista do Departamento de Geografia (USP)**, São Paulo, n. 14, p. 47-58, 2001 Disponível em: <http://www.geografia.fflch.usp.br/publicacoes/RDG/RDG_14/RDG14_Ailton.pdf>.

LUENGO, F. Elementos para la definición y evaluación de la calidad ambiental urbana. Una propuesta teórico-metodológica. In: SEMINARIO LATINOAMERICANO DE CALIDAD DE VIDA URBANA, 4., 1998, Tandil, Argentina.

MANTEIGA, L. Los indicadores ambientales como instrumento para el desarrollo de la política ambiental y su integración en otras políticas. In: ESTADÍSTICAS y medio ambiente. Sevilla: Instituto de Estadísticas de Andalucía; Junta de Andalucía, 2000. p. 71-87.

MARTÍNEZ-CASASNOVAS, J.A.; MARTÍN-MONTERO, A.; CASTERAD, M.A. Mapping multi-year cropping patterns in small irrigation districts from time-series analysis of Landsat TM images. **European Journal of Agronomy**, v.23, p.159-169, 2005.

MATTOS, S. H. V. L. **Avaliação da qualidade ambiental da bacia hidrográfica do córrego do Piçarrão (Campinas-SP)**. 2005. 96f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Geociências, Campinas, 2005.

MAZETTO, F. A. P. Qualidade de vida, qualidade ambiental e meio ambiente urbano: breve comparação de conceitos. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 12, n.24, p. 21-31, jul./dez. 2000.

MELO, J. J. **SPIA – Sistema pericial para aplicação e análise de índices ambientais**. Lisboa: [s.n.], 1996.

MERICO, L. F. K. Proposta metodológica de avaliação do desenvolvimento econômico na região do Vale do Itajaí (SC) através de indicadores ambientais. **Revista Dynamis**, FURB, Blumenau, v. 5, n. 19, p.59-67, abr/jun, 1997.

NAHAS, Maria Inês Pedrosa. Indicadores intraurbanos como instrumentos de gestão da qualidade de vida urbana em grandes cidades: discussão teórico-metodológica. In: VITTAE, C.C.S; KEINERT, T.M.M. **Qualidade de vida, planejamento e gestão urbana**: discussões teóricometodológicas. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2009. 29 p.

NUCCI, J. C. Metodologia para a determinação da qualidade ambiental urbana. **Revista do Departamento de Geografia**, n. 12, p.209, 2011.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). **Glossary of statistical terms**. Paris: OECD. 2007. Disponível em: <<http://stats.oecd.org/glossary/download.asp>>. Acesso em: 10 dez. 2012.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). **Core set of indicators for environmental performance reviews**. Paris: OECD, 1993.

PEREIRA, M. N. et al. **Uso de imagens de satélite como subsídio ao estudo processo de urbanização**. São José dos Campos: INPE, 2005. (INPE-12912-RPI/251). Disponível em:<http://mtem12.sid.inpe.br/rep/sid.inpe.br/iris@1912/2005/09.29.12.22>. Acesso em: 15 fev. 2014.

ROSSATO, M. V. **Qualidade ambiental e qualidade de vida nos municípios do estado do Rio Grande do Sul**. 2006. 169f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

RUFINO, R. C. **Avaliação da Qualidade Ambiental do Município de Tubarão (SC) através do uso de Indicadores Ambientais**. 2002. 113f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, UFSC, Florianópolis, 2002.

SAKAMOTO, T., YOKOZAWA, M., TORITANI, H., SHIBAYAMA, M., ISHITSUKA, N., & OHNO, H. A crop phenology detection method using time-series MODIS data. **Remote sensing of environment**, v. 96, n. 3, p. 366-374, 2005.

SCHMIEDEKNECHT, M. H. Environmental Sustainability Index. Encyclopedia of Corporate Social Responsibility. **Springer Berlin Heidelberg**, p. 1017-1024, 2013.

SEN, A. **Development as freedom**. New York: Knopf, 1999.

SILVA, M. L. G. **Análise da Qualidade Ambiental Urbana da Bacia Hidrográfica da Lagoa da Conceição**. 2002. 111f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) –Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, UFSC, Florianópolis, 2002.

SILVA, M. R. L. F.; BRAGA, R. E. G. Determinação de áreas verdes usando "Tasseled Cap" - uma aplicação na área de Tucuruí. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 6.1990, Manaus. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 1990. p. 110-116. Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/marte@80/2008/08.14.19.56>>. Acesso em 16 nov. 2013.

SOARES-FILHO, B. S. et al. Modelagem de dinâmica de paisagem: concepção e potencial de aplicação de modelos de simulação baseados em autômato celular. Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, Brasil. **Megadiversidade**, v. 3, n. 1-2, dez. 2007.

TEZA, C. T. V.; BAPTISTA, G. M. M. A Supressão de Vegetação e Redução da Área de Sequestro Florestal de Carbono na Área Metropolitana de Brasília. In: RIBEIRO, R. J. C. (Org.). **Brasília: Transformações na ordem urbana**. Brasília: Letra Capital, 2014.

TEZA, C.T.V.; BAPTISTA, G. M. M. Identificação do fenômeno ilhas urbanas de calor por meio de dados ASTER on demand 08 – Kinetic Temperature (III): metrópoles brasileiras. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 12. 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. p. 3911-3918. (INPE-12615-PRE/7908). Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.01.17.52/doc/3911.pdf>> Acesso em 23 março 2013.

TOMLIN, C. D. **Geographic Information Systems and Cartographic Modeling**. New Jersey: Prentice-Hall Inc., 1990.

UCHIDA, S. Discrimination of agricultural land use using multi-temporal NDVI data. In: ASIAN CONFERENCE ON REMOTE SENSING, 22. 2001, 05-09 Novembro, Singapura. Disponível em: <<http://www.crisp.nus.edu.sg/~acrs2001/pdf/061UCHIDA.PDF>>. Acesso em setembro de 2012.

VELÁZQUEZ, G. **Geografía, Calidad de Vida y Fragmentación en la Argentina de los noventa**. Análisis regional y departamental utilizando SIG's. CIG. FCH. UNICEN. Tandil: Red de Editoriales de Universidades Nacionales, 2001.

WINOGRAD, M. **Desarrollo y uso de indicadores ambientales para la planificación y la toma de decisiones en la Corporación Autónoma Regional del Risaralda**: Marco Conceptual e Aplicación. Proyecto CIAT-UNEP/CARDER. Cali: [s.n.], 1996.

CAPÍTULO 3 - PROPOSTA DE MODELAGEM DE QUALIDADE AMBIENTAL EM ÁREAS METROPOLITANAS, POR MEIO DE DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO

CLÁUSIO TAVARES VIANA TEZA ¹
GUSTAVO MACEDO DE MELLO BAPTISTA ²

Resumo:

A análise ambiental tem se tornado uma usual ferramenta para conhecimento de características e particularidades do meio ambiente. Porém a grande demanda de dados e por vezes a falta de métodos específicos torna a análise redundante ou infrutífera do ponto de vista pragmático. Diante disso, conhecer a condição do meio ambiente de determinadas áreas se tornou uma importante ferramenta de apoio, já que fornece para o analista especificidades do meio ambiente e indicadores de estado que podem auxiliar na correta tomada de decisão. Um dos maiores problemas em se usar a qualidade ambiental é a falta de objetividade conferida ao tema. Muitos autores o confundem com qualidade de vida, e vice-versa. A pesquisa inicia criando uma abordagem objetiva ao tema, e a partir disso, propõe a criação de um modelo de qualidade ambiental para a Área Metropolitana de Brasília – AMB que pode ser feito a partir de dados de sensoriamento remoto. O primeiro passo foi o levantamento dos parâmetros ambientais que podem ser levantados a partir de dados orbitais, tais como morfometria de bacias, declividade, evapotranspiração, desmatamento, desconforto térmico, impermeabilização do solo e queimadas. De posse dos indicadores, a organização dos mesmos foi feita a partir da adaptação do modelo Pressão-Estado-Resposta – PER, que separou os indicadores em Estado (susceptibilidade ambiental) e Pressão (risco socioeconômico). Como Resposta, obteve-se o mapeamento dos diferentes graus de qualidade ambiental na área estudada. As análises estatísticas revelaram que o modelo possui um coeficiente de determinação (R^2) de 76%, além de todas as variáveis utilizadas serem importantes para o modelo, não havendo redundâncias. O indicador que possui o maior peso para elevar ou diminuir a qualidade ambiental é o desmatamento, corroborando com a literatura. Assim, o modelo pode ser replicado em diferentes áreas para a espacialização da qualidade ambiental.

Palavras-chave: Índice de Qualidade Ambiental. Modelagem ambiental. Sensoriamento remoto. Geoprocessamento.

¹ Professor na Universidade Católica de Brasília - UCB, Doutor pelo Instituto de Geociências – IG da Universidade de Brasília – UnB. Brasília, Distrito Federal, Brasil. clausio@gmail.com.

² Professor Adjunto IV na Universidade de Brasília – UnB, Instituto de Geociências – IG/UnB. Brasília, Distrito Federal, Brasil. gmbaptista@unb.br.

ENVIRONMENTAL QUALITY INDEX MODELLING PROPOSAL FOR METROPOLITAN AREAS BASED IN REMOTE SENSING DATA

Abstract:

The environmental analysis has become a powerful tool for understanding the characteristics and peculiarities of the environment. But the high demand of data and sometimes a lack of specific methods makes the analysis become redundant or fruitless of a pragmatic point of view. Therefore, to know the environmental quality of certain areas has become an important support tool as it gives to the analyst specifics of the environment and status indicators that can help the decision making. A major problem in using environmental quality is the lack of objectivity given to the topic. Many authors confuse environmental quality with quality of life, and vice versa. This article begins by creating an objective approach to the subject, and from that, proposes the creation of an environmental quality model for the Metropolitan Area of Brasilia that can be done from remote sensing data. It began with a survey of the environmental parameters that may be drawn from orbital data, such as morphometry basins, slope, evapotranspiration, deforestation, thermal discomfort, soil sealing and burned index area. In possession of the indicators, the organization of those was made from the adaptation of the Pressure-State-Response model, which separated the indicators in State (environmental susceptibility) and Pressure (socioeconomic risk). As a response, it obtained the mapping of the different degrees of environmental quality in the study area. Statistical analysis revealed that the model has a coefficient of determination of 76%, plus all the variables used are important for the model, with no redundancies. The indicator that has the greatest weight to increase or decrease the environmental quality is deforestation, supporting the literature. Thus, the model can be replicated in different areas for the spatial environmental quality.

Keywords: Environmental Quality index. Environmental modeling. Remote sensing. Geoprocessing.

3.1 INTRODUÇÃO

As cidades compreendem atualmente a forma pela qual o ser humano imprime sua maior modificação no meio ambiente natural. À medida que as atividades exercidas no espaço urbano modificam as relações humanas com o sistema natural, impactos são gerados. Tais impactos podem ser positivos e negativos, porém os negativos relativos aos condicionantes ambientais são facilmente perceptíveis à população. Desconforto térmico, má drenagem de águas pluviais, instabilidade de moradias, poluição atmosférica, falta de planejamento territorial são algumas características ambientais que podem reduzir a boa percepção humana em relação ao local que se habita.

A importância da geração de índices que consigam medir a QA reside principalmente na geração de conhecimento a respeito do estado atual de determinada área da cidade/município em relação àqueles condicionantes ambientais que possam de uma maneira ou outra, elevar ou diminuir a qualidade de vida da população do local. O levantamento desses condicionantes eleva a possibilidade de a governança local aplicar ações de gestão e planejamento mais eficientes e eficazes, além de reduzir custos de implantação de obras estruturais e de soluções não-estruturais.

Os indicadores de QA construídos podem ser utilizados não apenas para a avaliação comparativa da qualidade de vida e do ambiente entre as cidades nas regiões estudadas, como podem se constituir em ferramentas auxiliares no processo de planejamento de cidades e microrregiões, ao indicar as áreas de melhor ou pior performance relativa, apontar tendências e chamar a atenção para pontos fracos.

A dificuldade atual dos estudos que tentam viabilizar a mensuração de índices de QA e de qualidade de vida reside principalmente na subjetividade conferida ao tema (GUIMARÃES, 2004). A proliferação de índices que tentam, de alguma forma, medir qualitativamente e quantitativamente padrões urbanos de QA tem gerado formas subjetivas de análise que só se aplicam em determinadas circunstâncias, levando a dificuldade de reprodução dos índices em diferentes localidades.

Alguns índices de QA urbana levam em consideração a densidade urbana em conjunto com a ocupação e uso do solo. Para Silva (2002), boa QA urbana é a associação de fatores físicos, químicos, biológicos, sociais, políticos, econômicos e culturais que permita o desenvolvimento harmonioso do espaço urbano. A dificuldade em se retratar fatores sociais, econômicos, políticos e culturais é um impeditivo metodológico que deve ser levado em consideração na tentativa de mapear quantitativamente a qualidade de vida.

Estudos sobre QA e desenvolvimento encontram o desafio frequente de lidar com a incerteza e a carência de informações sistematizadas. Grande parte das decisões tomadas por órgãos reguladores na área ambiental ocorre a partir de informações imprecisas e certas fragilmente construídas. Nesse contexto, trabalhos objetivos capazes de criar indicadores confiáveis que possam embasar estudos e tomadas de decisão política são cruciais e urgentes.

A utilização de dados de sensoriamento remoto para a construção de um índice de QA é apresentada com grande vantagem metodológica, já que todos os indicadores necessários podem ser encontrados e minerados a partir da modelagem dos dados brutos oriundos das imagens adquiridas. Soma-se ainda o fato de a aquisição de imagens de satélite ser em grande parte gratuita, podendo o modelo do índice ser reproduzido em outras localidades, gerando comparações que podem servir para tomada de decisão relativa ao planejamento territorial municipal (FORESTI et al., 1987; SILVA e BRAGA, 1990; CARRARA et al., 1991; LUCHIARI, 2001; PEREIRA et al., 2005; TEZA e BAPTISTA, 2005; CARNEIRO e DUTRA, 2009; FUCKNER et al., 2009).

Na tentativa de minimizar a subjetividade do conceito, a EIONET afirma que a QA consiste no conjunto de propriedades e/ou características do meio ambiente que pode incidir

sobre os seres humanos e outros organismos. Afirma ainda que dentre os termos colocados, pode-se levar em consideração a poluição do ar, da água, poluição sonora, acesso a espaços abertos, efeitos visuais de paisagens construídas, assim como tais indicadores podem afetar a saúde física e mental da população (EIONET, 2012).

Boersema (2009), Hogan (2004), Fulgêncio (2007) e *Glossary of Environment Statistics* (1997) enfatizam o caráter técnico da mensuração de parâmetros e indicadores que podem levar a uma medição qualitativa e o mais importante, quantitativa da qualidade de determinado ambiente. Tal maneira de se considerar se uma área tem ou não uma boa QA serve como um norte para a tomada de decisão técnica e política, ainda mais em ambientes urbanos que dependem do conhecimento prévio da situação para a atuação do governo e da população.

Diante da infinidade de dados ambientais que podem formar o Sistema de Indicadores Ambientais, torna-se necessária a escolha de uma metodologia que permita estruturar a informação ambiental, criando um ambiente acessível e compreensível, além de poder explicar como os indicadores são importantes na análise pretendida.

Uma metodologia que merece destaque é a desenvolvida pela OECD (2002), que se baseia no modelo de PER. Tal modelo analítico consegue organizar a informação ambiental, mostrando a relação entre as atividades humanas que ocasionam uma pressão no meio ambiente, que pode afetar o seu estado, e que a sociedade pode responder com ações para reduzir ou prevenir os impactos negativos. Muitos autores, como Rufino (2002), avaliam a QA de determinadas localidades a partir do modelo analítico PER.

O marco que tem logrado mais êxito, de acordo com Díaz-Moreno (1999), é o elaborado pela OECD, baseado em experiências desenvolvidas no Canadá, que tem sido considerado como o mais simples e suficientemente geral para que sirva como alicerce para a construção de qualquer Sistema de Indicadores Ambientais.

O modelo PER está enquadrado nos chamados Sistemas de Informação Ambiental, pois trata-se de um sistema que possibilita o armazenamento de informação ambiental de múltiplas fontes, servindo de base para a elaboração de políticas de gestão ambiental estatal e privada (OECD, 2007). Winograd (1996) também atribui o amplo uso deste marco conceitual a sua simplicidade, facilidade de uso e a possibilidade de ser aplicado a diferentes níveis, escalas e atividades humanas.

Assim, foi proposto a hipótese da possibilidade de criação de um modelo de QA de caráter objetivo em que a seleção e modelagem dos indicadores fosse baseada estritamente em dados de sensoriamento remoto.

O presente estudo tem por objetivo geral desenvolver um índice de QA a partir de dados de sensoriamento remoto. E possui por objetivos específicos conhecer e escolher os principais indicadores ambientais que tem relação com a QA; descrever metodologias para modelagem dos indicadores a partir de dados de sensoriamento remoto e integrar os indicadores escolhidos para desenvolvimento final do índice.

3.2 METODOLOGIA

3.2.1 Elementos territoriais definidores da área de estudo

Escala e resolução espacial

A escala de trabalho adotada no presente estudo depende diretamente da resolução espacial do sensor a ser utilizado para a obtenção das imagens orbitais. Foram utilizados dados oriundos da série de satélites Landsat (sensores *Operational Land Imager* – OLI e *Thermal*

Infrared Sensor – TIRS), do sensor MODIS - *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* e da missão SRTM - *Shuttle Radar Topography Mission*.

Os dados Landsat possuem uma boa cobertura temporal, dados confiáveis e média resolução espacial (100, 30 e 15 metros para banda termal, multiespectral e pancromática, respectivamente). Os dados MODIS, no produto pretendido para composição do índice, possuem 500 metros de resolução espacial, enquanto os provenientes do SRTM possuem 30 metros.

Para uma análise intraurbana, o ideal seria trabalhar com escalas de 1:25.000 e maiores, porém a dificuldade de acesso e o custo envolvido na aquisição de dados que permitam esta escala de trabalho inviabiliza a consecução do objetivo proposto pelo estudo, que é a aplicação do índice de QA em áreas que não possuam dados de alta resolução espacial.

Assim, a escala final do produto foi baseada na menor resolução espacial dos dados utilizados, no caso aquela encontrada nos produtos MODIS. Considerando a resolução espacial de 500 metros, a escala real da modelagem foi de 1:1.000.000.

O território da Área Metropolitana de Brasília

A AMB é formada por 13 municípios, sendo a Região Administrativa I (RA I) - Brasília o centro metropolitano (TEZA e BAPTISTA, 2014), conforme Figura 7.

Segundo dados da CODEPLAN (2013), houve um crescimento demográfico entre 2000 e 2010 de cerca de 26%, contando nesse ano com 3.541.241 habitantes. Esse aglomerado possui como Centro Comercial de Serviços – CCS a área central da RA I (Brasília), situação que deriva do fato de nesse local existir a maioria da concentração de empregos e serviços de toda a AMB (HOLANDA et al., 2104).

A AMB possui uma característica de ser fragmentada e seus núcleos (centros das RA's e dos municípios constituintes) estarem localizados distantes um do outro. Por exemplo, o centro da cidade do município de Cristalina está localizado a 131 quilômetros do CCS de Brasília (HOLANDA, 2014).

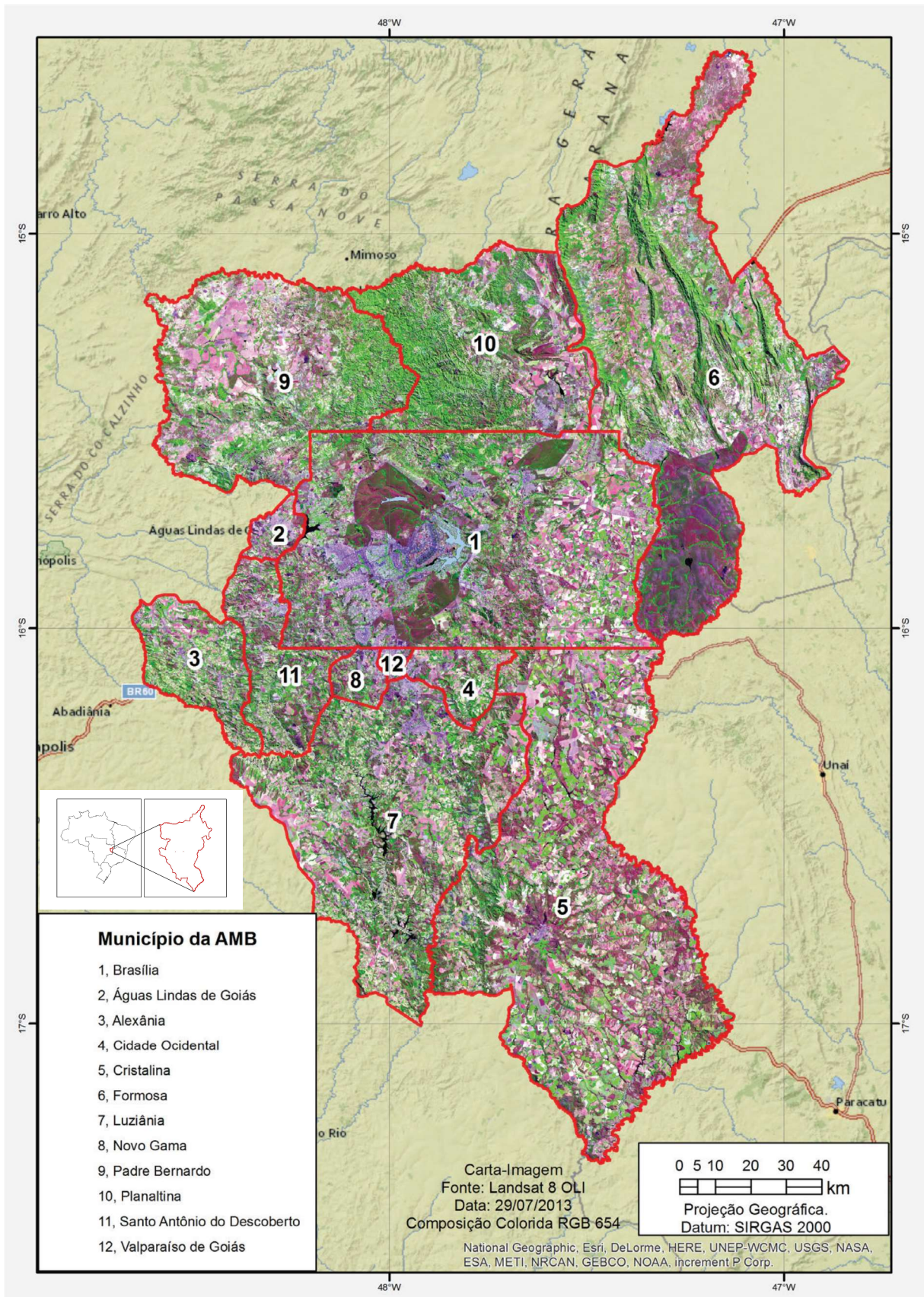


Figura 7 - Carta imagem da AMB. Fonte: Teza e Baptista, 2014.

A fragmentação espacial e morfológica da malha urbana e seus núcleos confere diferentes graus de acessibilidade a serviços, produtos e empregos, que geralmente são oferecidos nas áreas centrais de grandes aglomerados urbanos, como é o caso da AMB. Para entender a medida de integração das diferentes vias rodoviárias que compõe a AMB, Holanda (2014) criou um mapa axial ou mapa dos eixos viários. Nesse mapa, cores tendentes ao vermelho indicam as vias mais acessíveis, e aquelas tendentes ao azul, vias menos acessíveis (Figura 8).

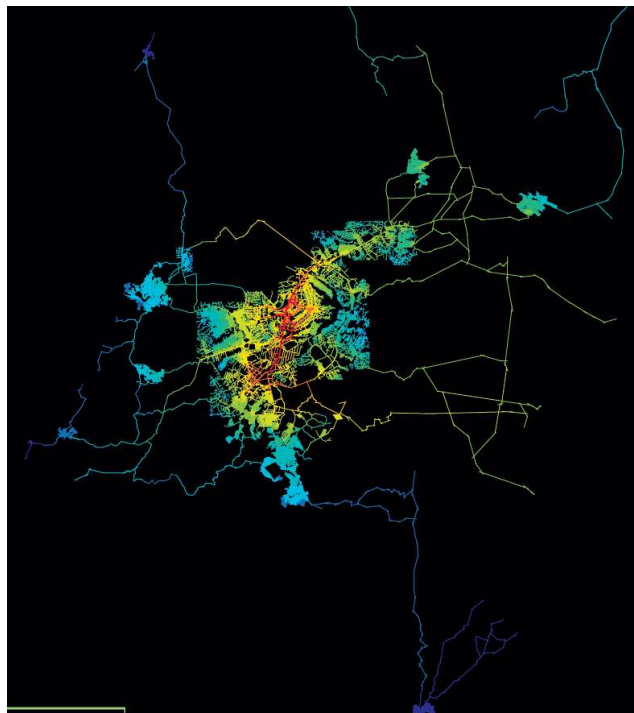


Figura 8 – Mapa axial da AMB. Fonte: Holanda, 2014.

Esta fragmentação espacial encontrada no Distrito Federal, segundo Ribeiro (2008), é agravada à medida que a concentração populacional é maior a medida que se distancia do Centro de Comércio e Serviços – CCS. Segundo o autor, as políticas públicas que visam somente a preservação do Plano Piloto (RA I), forçam a ocupação de espaços vazios periféricos, favorecendo a ocupação fragmentada do espaço e gerando uma rede urbana desconexa. Têm-se como resultado uma segregação espacial e exclusão social, pois famílias de menor poder aquisitivo se fixam distantes do CCS devido ao preço da terra ser maior quanto mais próximo ao Plano Piloto.

Quanto maior o contingente populacional que mora longe dos CCS, maior o custo de transporte, tanto para a população que exerce um fluxo migratório pendular, quanto para o poder público, devido a implementação de infraestrutura. Assim, quanto menor a faixa de renda da população em cidades fragmentadas, menor o acesso que a mesma possui as áreas com boa qualidade urbana e ambiental (RIBEIRO, 2008), como é o caso da AMB.

3.2.1 Compartimentação teórica do modelo de Qualidade Ambiental

Ao considerar que o sistema ambiental natural possui um valor máximo de QA e que a perturbação antrópica de alguma forma diminui esses valores em determinados espaços, a análise da susceptibilidade e risco tornam-se necessárias para entender como a modificação antrópica impressa pode alterar o estado natural antes existente.

A susceptibilidade é a propensão natural de uma área a ser afetada por um processo perigoso. Aliado a essa definição, Christofolletti (1999) ao caracterizar os modelos ambientais, estruturou os sistemas ambientais físicos nos chamados geossistemas. Percebe-se então que a análise da susceptibilidade espacial irá diretamente depender dos fatores físicos que condicionam os geossistemas (clima, solos, água, relevo, vegetação).

Risco pode ser definido como a probabilidade de ocorrência de um processo impactante e a estimativa de suas consequências. Tais processos impactantes surgem devido a eventos naturais pontuais (erupção vulcânica, tsunamis, terremotos, dentre outros) ou surgem em sua grande maioria a partir da modificação (espacial, no caso) que o homem imprime no ambiente natural.

Christofolletti (1999) caracterizou os sistemas e modelos ambientais em seus condicionantes e os dividiu em dois grandes grupos: os do sistema físico (geossistemas, anteriormente citado) e aqueles oriundos do sistema socioeconômico. O mesmo autor colocou como condicionantes do sistema socioeconômico a agricultura, indústria, população, urbano e mineração.

O risco e a susceptibilidade formam assim a análise dos condicionantes do sistema físico e do sistema socioeconômico. Para o objetivo proposto, restou então entender quais desses condicionantes podem ser coletados por meio do sensoriamento remoto e utilizados em um procedimento que consiga mensurar a QA.

Entendendo que a QA pode ser influenciada por fatores ambientais e socioeconômicos, resgata-se o modelo de PER (OECD, 1998). Tal modelo fornece um campo lógico para entendimento das relações entre os diferentes indicadores escolhidos. A dificuldade de organização e alcance de alguns indicadores (isso devido a necessidade de dados de SR), criou a necessidade de adaptar o modelo da OECD. Diante da perspectiva da QA e da separação dos indicadores em dois grupos (susceptibilidade e risco), sugere-se o modelo de PER para Qualidade Ambiental, conforme a Figura 9.

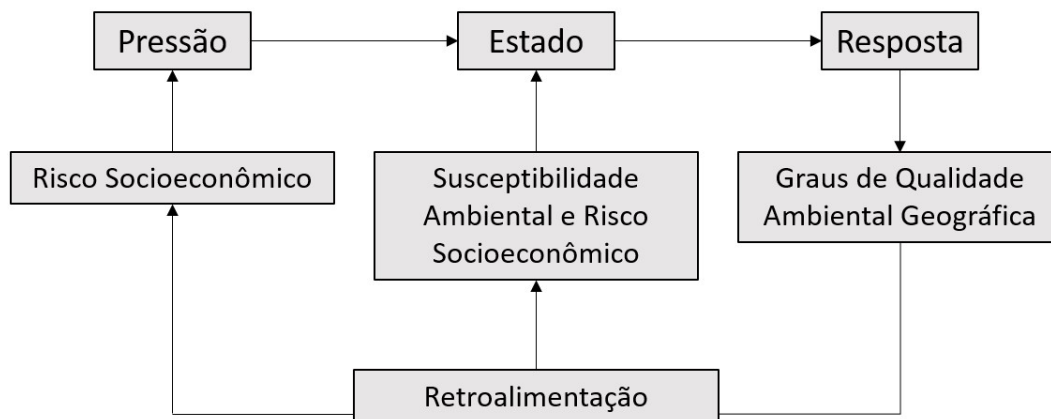


Figura 9 - Modelo adaptado de PER e QA.

Nesse modelo, a Pressão é representada pelo Risco Socioeconômico que é influenciado pelas atividades antrópicas que são exercidas em determinadas parcelas de território. O Estado mostra como a Susceptibilidade Ambiental agrava os fatores de Risco Socioeconômico identificados. A Resposta é a interpretação dos diferentes graus de QA obtidos. Essa interpretação é validada pela retroalimentação, que objetiva entender em que nível o risco e a susceptibilidade garantiram maiores ou menores graus de QA, e de que maneira cada um dos indicadores do universo estudado pode reduzir o valor do índice.

3.2.2 Base de dados para caracterização geral da AMB

O principal objetivo deste estudo é a geração de um índice de QA que seja constituído exclusivamente a partir de dados oriundos do sensoriamento remoto. Para tal, necessitou-se de vários tipos de processamentos para a geração de informações que pudessem servir de indicadores ambientais suficientes para a criação de um modelo que permita a análise espacial e quantitativa da qualidade do meio ambiente.

Os processos de transformação dos dados brutos (imagens digitais) em indicadores ambientais são baseados em estudos prévios que consigam extrair as informações necessárias para cada componente, que serão posteriormente integradas num processo de decisão para a geração do índice final.

A base de dados foi organizada no formato raster. As informações geradas a partir de técnicas de Processamento Digital de Imagens – PDI e foram organizadas em uma base de dados para posterior análise. Como softwares utilizados, pode-se citar o ENVI® e o ARCGIS® e Microsoft Excel.

Tabela 2 – Principais indicadores utilizados na concepção de índices de QA.

Autor	Ano	Indicadores
EPA	1998	SO ₂ , PM ₁₀ , CO, O ₃ , NO ₂ .
YOUNG	2000	Ocupação e uso do solo, declividade e relevo, tipos de solo, capacidade de uso das terras, cobertura vegetal, hidrografia, sistema viário, atividades socioeconômicas, paisagem, adequabilidade do uso da terra, fragilidade do meio físico.
KHANNA	2000	CO, NO ₂ , O ₃ , PM ₁₀ , SO ₂ .
MATTOS	2005	Densidade demográfica, serviço de coleta de lixo domiciliar, domicílios ligados a rede geral de esgotos, declividade, densidade de drenagem, impermeabilização do solo e presença de cobertura vegetal, renda domiciliar,
CAMARGO	2005	Densidade Populacional, Uso e Ocupação do Solo, Pontos de Enchentes, Temperatura.
BRIGUENTI	2005	Tipos de solo, declividade, forma de relevo, densidade de drenagem, arruamento, domicílios, população, renda, escolaridade, lixo/destino, indicadores socioeconômicos.
NICHOL	2005	Conforto térmico, cobertura vegetal, densidade de edificação, poluição do ar
FREITAS LOMBARDO	& 2007	Composição da vegetação arbórea, corpos d'água, prédios altos (acima de quatro pavimentos).
SOUZA	2009	Efeitos da verticalização, intensidade de tráfego.
ROSSATO	2010	Percentual de áreas com florestas nativas e plantadas, índice de saneamento; índice de

		potencial poluidor da indústria; porcentual de domicílios particulares permanentes que jogam lixo em terreno baldio ou logradouro; e porcentual de domicílios particulares permanentes que queimam lixo em sua propriedade.
BARGOS	2010	Verde (análise temporal), ocupação e uso da terra, densidade demográfica, distribuição de renda,
NUCCI	2011	Ocupação e uso do solo, poluição, verticalidade das edificações, densidade populacional, déficit de espaços livres públicos, deserto florístico, enchentes.
DIAS et al	2011	Abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza pública urbana, pavimentação das tuas, cobertura vegetal.
MINAKI	2012	Ocupação e uso do solo, poluição, cobertura vegetal, densidade de edificação, espaços livres, conforto térmico.
DAMASCENO	2012	Abastecimento de água, esgotamento sanitário, coleta de lixo, domicílios improvisados.
PECHE	2012	Ph, compactação, salinidade e matéria orgânica de solos.

A tabela 2 compila, de maneira geral, os principais indicadores utilizados por índices de QA criados recentemente. Existe um consenso entre todos os autores citados na tabela de que a cobertura vegetal é condição básica para a boa manutenção da QA, principalmente em ambientes urbanos, que é onde o ser humano imprime a maior modificação da paisagem e dos sistemas ambientais naturais.

A seleção dos indicadores utilizados foi baseada em alguns fatores. Primeiramente escolheram-se os indicadores mais comumente utilizados pelos estudos analisados. Na segunda etapa foram escolhidos os indicadores pretendidos com relevância para o tema QA, e a terceira foi saber se os mesmos poderiam ser modelados por meio de dados de sensoriamento remoto, não dependendo de dados vetoriais gerados por terceiros. Vale deixar claro que os indicadores que foram selecionados são aqueles relativos a parâmetros ambientais.

Ao analisar os indicadores utilizados pelos índices, percebeu-se que a recorrência dos mesmos aparecia na seguinte ordem decrescente (mais ocorrências para menos ocorrências):

- Cobertura vegetal;
- Ocupação e uso do solo;
- Densidade demográfica;
- Limpeza pública urbana;
- Densidade de edificação;
- Densidade de drenagem;
- Poluição (solo e ar);

- Indicadores socioeconômicos (faixa de renda e escolaridade);
- Declividade;
- Tipos de solo;
- Esgotamento sanitário;
- Enchentes;
- Domicílios ligados à rede geral de esgotos;
- Distribuição de renda;
- Conforto térmico;
- Abastecimento de água.

A partir da lista acima, a pesquisa baseou-se na possibilidade de modelagem do indicador a partir da aquisição de dados por meio de imagens de satélite. A tabela 3 mostra a possibilidade de modelagem dos dados em formato raster, e quais os principais trabalhos que foram utilizados como ponto de partida. Isso, contudo, não afirma que todos os indicadores da tabela 3 foram utilizados. Visa apenas salientar o caráter da possibilidade do uso. Para a tese, os indicadores foram utilizados a partir da possibilidade de uso do indicador e da disponibilidade de dados.

Tabela 3 – Indicadores com possibilidade de modelagem a partir de dados de sensoriamento remoto e principais autores.

Indicador	Indicador/Índice	Autores
Cobertura vegetal	NDVI; SAVI; ARVI; GEMI; EVI	Rouse et al., 1973; Huete, 1988; Huete et al., 2002; Kaufman e Tanré, 1992; Pinty e Verstraete, 1992; Justice e al., 1998
Ocupação e uso do solo	Classificação supervisionada	Focardi et al., 2008
Densidade de edificação	NDBI	Zheng et al., 2009; XU, 2007
Densidade de drenagem	Densidade de drenagem	Rennó, 2008; Castro e Carvalho, 2009; Mattos, 2005
Poluição Ar	Aerossóis, MOD04-Level 2 Aerosol Product	Ramanathan et al., 2001, Kaufman et al., 2002; Engel-Cox et al., 2004.
Declividade	Classes	Mattos, 2005
Conforto Térmico	Temperatura de superfície	Teza e Baptista, 2005

Assim, a Figura 10 mostra o fluxograma de processamento aplicado para a obtenção do índice final proposto.

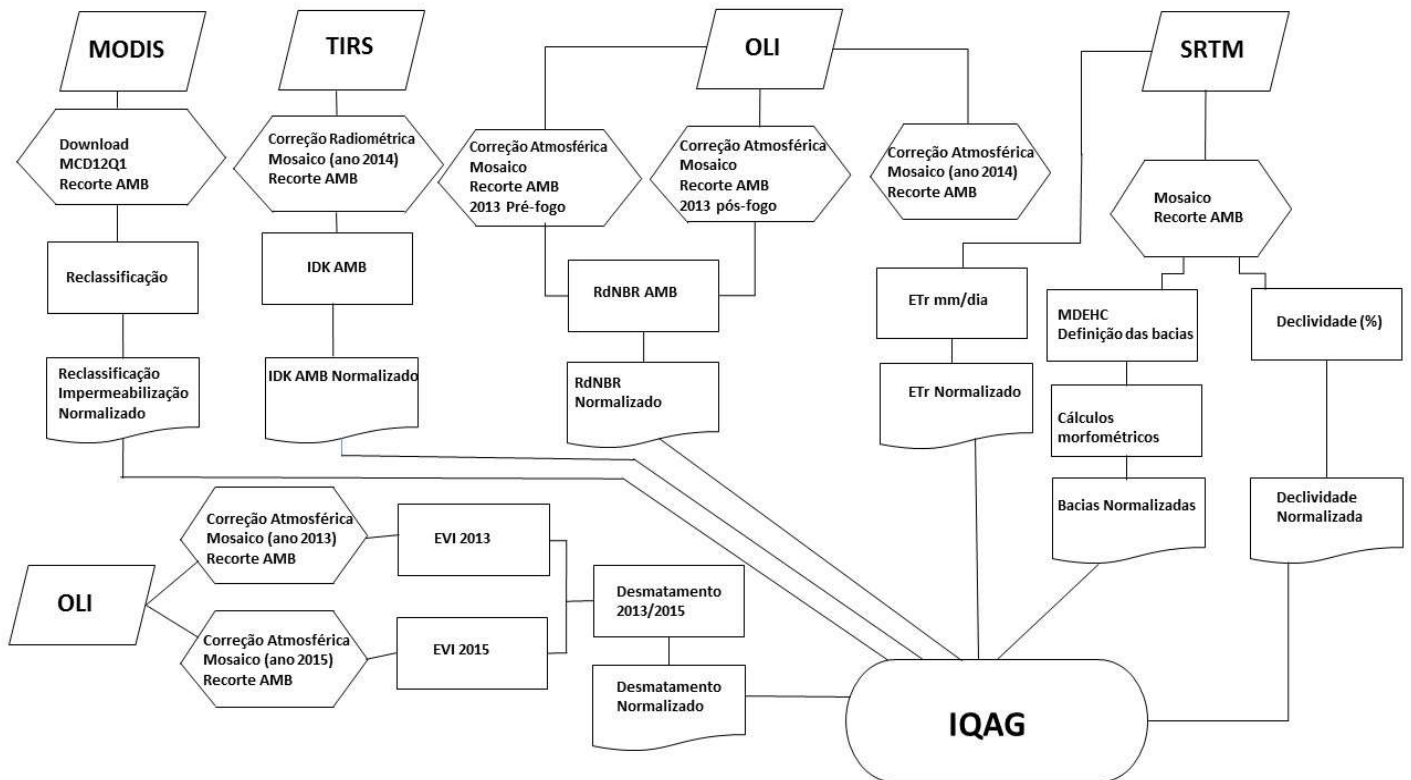


Figura 10 – Fluxograma de processamento detalhado.

3.2.3 Obtenção dos indicadores e justificativa de utilização

Cobertura vegetal e Desmatamento

O uso do solo e a conseqüente presença ou não de vegetação (nativa ou exótica) influencia diretamente a QA e de vida (GLOSSARY OF ENVIRONMENT STATISTICS, 1997; HOGAN, 2004; FULGÊNCIO, 2007; BOERSEMA, 2009; EIONET, 2012).

Tal fator ocorre devido à vegetação intra e interurbana ter uma importância muito grande no estabelecimento do conforto térmico e por contribuir com a incorporação de umidade no ar, por meio dos processos evaporativos da água transpirada. Além disso, o componente radicular das plantas garante que a água que precipitou infiltre no solo, evitando os acúmulos e enchentes comuns em centros urbanos adensados e de solo impermeabilizado. Outro papel importante que a vegetação desenvolve é a de interceptar a água da chuva, reduzindo o potencial desagregador das gotas e diminuindo a erosão urbana (TEZA; BAPTISTA, 2014).

Para o conhecimento da dinâmica da cobertura vegetal na AMB, foram selecionadas cenas do ano de 2013 e de 2015, disponíveis para download no site do *United States Geological Survey* - USGS (<http://www.usgs.gov/>).

Durante esse período de 3 anos, utilizou-se dados do satélite Landsat 8, sensor OLI. As imagens do ano de 2013 foram obtidas no mês de julho e do ano de 2015 são de setembro. As datas foram escolhidas devido à baixa ou nula presença de nuvens, assim como pela proximidade dos meses (período do meio ao fim da estiagem).

Como os arquivos são distribuídos com cada banda em separado, foi necessário agrupar as imagens para cada ano. Foram necessárias cinco cenas para recobrir toda a área da AMB.

Após a geração do mosaico e recorte da área de interesse, realizou-se a correção atmosférica no software ENVI 5.0.

Para a determinação das áreas fotossinteticamente ativas em cada data, aplicou-se o *Enhanced Vegetation Index* – EVI (HUETE et al., 2002) em todas as cenas e posteriormente as mesmas foram classificadas a partir da análise de seus histogramas. Separaram-se, então, as áreas que apresentam atividade fotossintética.

$$EVI = G \frac{r_{p5} - r_{p4}}{r_{p5} + C_1 \times r_{p5} - C_2 \times r_{p2} + L} \quad (\text{Eq. 1})$$

Na equação 1, rp2, rp4 e rp5 correspondem, respectivamente, às bandas do azul, vermelho e infravermelho próximo do sensor OLI, G é o fator de ganho cujo valor utilizado é 2,5; L=1 é o fator de ajuste do background; C1 = 6 e C2 = 7,5 são os coeficientes de correção para atenuar os efeitos dos aerossóis nas faixas do azul e vermelho do espectro eletromagnético.

Para definir as áreas que tiveram supressão da vegetação, analisou-se a dispersão da supressão da área fotossinteticamente ativa, realizando uma diferença (subtração de bandas) entre a imagem de EVI do ano de 2015 e 2013. Para tal, aplicou-se a uma diferença de bandas, que segundo Ferrari et al. (2011), representa a diferença residual entre datas diferentes para detecção de mudanças de cenário.

Assim, aplicou-se a subtração entre as imagens, segundo a equação 2:

$$EVI_{dif} = (A - B) * Ganho(50) + Offset(100) \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde A é a imagem EVI para o ano de 2015 e B, a de 2013.

Os valores de ganho e offset foram aplicados para evitar valores negativos no resultado final.

Posteriormente, a imagem resultante foi classificada a partir dos parâmetros de média (μ), desvio padrão (σ) e variância (σ^2) e as classes resultantes foram calculadas de acordo com a tabela 4.

Tabela 4 - Intervalo e limites das classes representativas das mudanças da cobertura vegetal na AMB.

Classes	Intervalos
Desmatamento	(0, $\mu - \sigma$)
Sem mudanças	($\mu - \sigma$ a $\mu + \sigma$)
Regeneração	($\mu + \sigma$ a 255)

Sendo assim, gerou-se uma imagem em que pôde-se detectar as áreas em que houve manutenção da vegetação (nem recomposição, nem desmatamento), áreas com recuperação e áreas com supressão da vegetação. Para a composição final do índice, fez-se a normalização dos dados encontrados para valores sugeridos entre 1 a 100, no qual 1 seria a pior situação (maior grau de desmatamento e evita valores iguais a zero, caso aja uma multiplicação de mapas) e 100, áreas com o menor manejo (manutenção da cobertura vegetal), de acordo com a tabela 5.

Tabela 5 – Normalização das classes de desmatamento.

Classes	Normalização
Desmatamento	1 a 33
Regeneração	34 a 66
Sem mudanças	100

Ocupação e uso do solo

A classificação é uma ferramenta fundamental para a análise da cobertura e uso do solo (SCOTT et al., 1993; ZHENG et al., 1997; COHEN et al., 1999; LILLESAND e KIEFER, 2000; WILSON e SADER, 2002). A classificação de uma superfície em particular mostra a distribuição espacial de feições identificáveis, e usando análises estatísticas das radiâncias emitidas, em conjunto com informações registradas e georreferenciadas, é possível obter informações de toda a superfície. Nesse sentido, é possível dividir a superfície em áreas temáticas ou classes, tais como tipo de solo, tipos de vegetação ou tipos de uso do solo, quando assim existir diferenças estatísticas significantes entre as radiâncias medidas.

Durante a classificação da cobertura da terra, objetos são designados a uma classe específica de acordo com suas características óticas. Nesse sentido, classes são descrições das propriedades ou condições que são desejáveis para o alvo em questão. Os alvos são classificados quando possuem ou não as características daquela determinada classe. Como resultado, cada objeto pertence a uma classe definitiva ou não pertence a nenhuma delas. A metodologia para designar a pertinência (por exemplo: máxima verossimilhança, mínima distância, paralelepípedo) podem seguir uma lógica “fuzzy” ou “hard”. No presente trabalho, a lógica “hard” foi utilizada, já que cada pixel vai pertencer a uma única classe (FOCARDI et al., 2008).

O sensor MODIS está a bordo dos satélites Aqua e Terra. As principais características desse sensor é a hipertemporalidade e o grande número de canais em que o mesmo opera. Pode-se ter acesso aos dados brutos ou a dados já processados, com cobertura global.

Entre 2001 e 2012, a iniciativa *Global Land Cover Facility* - GLCF utilizou os dados MODIS e gerou produtos que trazem a cobertura e uso da terra em escala global. Um dos produtos gerados é o MCD12Q1, que possui resolução espacial de 500 metros e é gerado em 8 bits. Tal produto detecta os alvos e os separa em algumas classes, conforme a tabela 6 (CHANNAN et al., 2014).

Tabela 6 – Classes geradas pelo produto MCD12Q1.

Valor no pixel	Classe
0	Água
1	Floresta de pinus
2	Floresta de folhas largas
3	Floresta decídua de pinus
4	Floresta decídua de folhas largas
5	Florestas mistas
6	Arbustos fechados
7	Arbustos em campo

8	Savanas mais densas
9	Savanas
10	Campos
11	Pântanos permanentes
12	Agricultura
13	Áreas urbanas e construídas
14	Vegetação natural e agricultura
15	Neve e gelo
16	Semideserto ou pouca vegetação

Para tornar os valores mais comparáveis e facilitar a integração do indicador no índice final, será utilizado o fator impermeabilização oriundo de cada classe. A intensidade de uso e ocupação de uma bacia hidrográfica está fortemente associada ao nível de impermeabilização do solo dessa mesma região e por isso esses aspectos devem ser trabalhados de forma conjunta (SEBUSIANI, 2011).

A impermeabilização do solo tem influência preponderante nas dinâmicas climáticas e hidrológicas características dos ambientes urbanos. As superfícies impermeabilizadas impedem a infiltração da água das chuvas e leva a aumentos no volume e na velocidade do escoamento superficial, fatores que propiciam maior frequência e intensidade de enchentes. O excesso de impermeabilização também provoca mudanças na capacidade térmica da área, na evaporação da água e na circulação das massas de ar, favorecendo a formação de ilhas de calor. Todos estes problemas são agravados pelo fato do avanço das áreas impermeabilizadas ser feito às custas das áreas verdes, as quais têm importante papel regulador nas condições climáticas e hidrológicas (MATTOS, 2005).

A ação antrópica sobre a superfície de uma bacia hidrográfica provoca transformações no sistema hidrológico. A introdução de superfícies impermeáveis diminui a infiltração e reduz a superfície de retenção, portanto tem-se uma diminuição do abastecimento do lençol freático, o que pode implicar desperenização dos cursos d'água. A mesma impermeabilização causa um aumento no escoamento superficial combinado com o aumento da velocidade produzida pela drenagem artificial, resultando em maiores vazões de pico com tempo de ocorrência mais rápido, provocando as enchentes em áreas urbanas (TUCCI, 2002). Devido aos problemas ocasionados pela impermeabilização do solo é que se justifica a utilização deste critério para atrelar os dados de ocupação e uso ao índice de QA proposto.

A partir das classes encontradas na AMB, após o desenvolvimento do mapa de ocupação e uso, foi usado a tabela 7 como norte para a classificação de cada alvo encontrado de acordo com o grau de impermeabilização. Devido a menor resolução dos dados MODIS, a tabela 7 sofreu algumas adaptações. O intervalo de valores vai de 1 a 100, no qual 100 seria uma cobertura de solo com máxima permeabilidade e um seriam aquelas áreas com nenhuma permeabilidade.

Tabela 7 - Simplificação da classificação dos coeficientes de escoamento superficial volumétrico do método de I-Pai-Wu.

Grau de impermeabilização do solo	Uso do solo	C
Baixo	Parques; pastos; áreas cultivadas	0,3

Médio	Residencial (lotes \geq 1000 m ²); 0,5 Chácaras
Alto	Residencial (100 < lotes < 1000m ²); 0,8 edifícios; indústrias; rodovias

Fonte: Adaptado de Tamura, 2006.

Seguindo a lógica, adaptou-se o coeficiente superficial volumétrico de I-Pai-Wu de acordo com as classes de cobertura e uso do solo identificadas na AMB no produto MODIS, conforme tabela 8.

Tabela 8 – Coeficiente adaptado de permeabilidade.

Valor no pixel	Classe	Coeficiente de permeabilidade	Grau de permeabilidade
13	Áreas urbanas e construídas	20	Baixo
16	Semideserto ou pouca vegetação	40	Baixo
9	Savanas	50	Médio
10	Campos	50	Médio
8	Savanas mais densas	60	Médio
12	Agricultura	60	Médio
14	Vegetação natural e agricultura	60	Médio
6	Arbustos fechados	70	Médio
7	Arbustos em campo	70	Médio
1	Floresta de pinus	80	Alto
2	Floresta de folhas largas	80	Alto
3	Floresta decídua de pinus	80	Alto
4	Floresta decídua de folhas largas	80	Alto
5	Florestas mistas	80	Alto
11	Pântanos permanentes	80	Alto
0	Água	100	Alto
15	Neve e gelo	100	Alto

Morfometria de bacias

A rede de drenagem é determinante na esculturação do relevo e, conseqüentemente, na sua estabilidade morfodinâmica. A relação entre a extensão dos cursos d'água e a área por eles drenadas – ou seja, a densidade de drenagem – é o principal indicativo do grau de dissecação do relevo e, assim como a declividade, serve como atributo fundamental para avaliar a fragilidade potencial do subsistema físico-natural (MATTOS, 2005).

Para a obtenção da densidade de drenagem, utilizou-se o Modelo Digital de Elevação – MDE obtido por meio das imagens SRTM, disponibilizadas no site da USGS, com resolução de 30 por 30 metros e acurácia vertical e horizontal de 16 e 20 metros respectivamente, com 90% de confiança (MEDEIROS et al., 2009). De acordo com ESRI (2010), modelar digitalmente uma superfície, de modo consistente, significa representar o relevo de forma a reproduzir, com exatidão, o caminho preferencial do escoamento da água superficial observado no mundo real. A utilização de Modelos Digitais de Elevação Hidrograficamente Condicionados – MDEHC, por intermédio do uso de SIG's, é fundamental para a obtenção automática das características morfométricas das bacias de drenagem.

Os MDEHC's gerados a partir de informações de sensores remotos, tal como a SRTM, têm ganhado relevância por ser uma técnica rápida e confiável para coletar dados topográficos (RABUS et al, 2003).

Após a obtenção das imagens SRTM e a confecção do mosaico para a AMB e georreferenciamento dos dados, aplicou-se a metodologia para construção do MDEHC, e os parâmetros morfométricos utilizados foram: densidade de drenagem, fator de forma, coeficiente de compacidade e coeficiente de manutenção.

A Densidade de drenagem (Dd) (equação 3) é a divisão do comprimento total dos canais de drenagem (Lt) de uma bacia hidrográfica pela área (A) da própria bacia (HORTON, 1945).

$$Dd = \frac{Lt}{A} \text{ (km/km}^2\text{)} \quad \text{(Eq. 3)}$$

Baixas densidades sugerem uma alta taxa de infiltração, enquanto que valores altos apontam para um alto escoamento superficial (ALMEIDA et al., 2013). Diante disso, quanto maior for a densidade de drenagem, pior será a infiltração, o que sugere uma maior possibilidade de aumento do escoamento superficial, condição não favorável a ocupação humana.

De acordo com Vilella e Mattos (1975), bacias pobres em drenagem possuem uma Dd em torno de 0,5 km/km², enquanto que as bem drenadas apresentam valores de 3,5 km/km² ou mais. Os valores obtidos foram normalizados a partir de uma regressão linear. O menor valor obtido foi igualado a 100 (melhor cenário) e o maior, a 1 (pior cenário).

O fator de forma (F) relaciona a proximidade da bacia ao formato de um quadrado, de forma a ser mais sujeita a enchente quando se assemelhar à forma geométrica (ROCHA et al., 2014), sendo a expressa pela razão entre a área (A) e o quadrado do comprimento axial da bacia (Laxial) (equação 4):

$$F = \frac{A}{L_{axial}^2} \text{ (adimensional)} \quad \text{(Eq. 4)}$$

Os resultados encontrados a partir da equação 4 foram normalizados. Seguindo a lógica de que quanto maior for o valor obtido, menos a bacia se assemelha a um quadrado. Logo, menos sujeito a enchentes a mesma está. Para composição do índice, fez-se uma regressão linear na qual o menor valor foi igualado a 100 e o maior, a 1. Com isso, obteve-se novos valores que variam de 1 a 100, sendo 100 a melhor situação, aquela bacia que apresenta a menor possibilidade de ter enchente devido ao fator de forma.

O Coeficiente de compacidade (Kc) relaciona o perímetro (P) da bacia hidrográfica com a circunferência de área igual a da bacia (equação 5), e expressa proximidade à forma de um círculo para valores próximos de um.

$$Kc = 0,28 \times \frac{P}{\sqrt{A}} \text{ (adimensional)} \quad \text{(Eq. 5)}$$

Os maiores valores (aqueles próximos de um) indicam que existe uma maior confluência do escoamento superficial para um mesmo ponto da bacia, indicando maiores propensões a enchentes (ROCHA et al., 2014). Havendo a necessidade de normalização, o valor de um foi indicado como sendo 1 para o índice de QA, enquanto o menor valor encontrado foi igualado a 100, sendo a melhor situação encontrada.

O Coeficiente de Manutenção (C_m) é considerado o inverso da Densidade de drenagem, demonstrando a área necessária para sustentar uma dimensão linear do curso d'água (equação 6).

$$C_m = 1000 \times \frac{1}{D_d} \text{ (km}^2\text{/km)} \quad (\text{Eq. 6})$$

Christofoletti (1980) considera o C_m um importante índice, pois revela a potencialidade de erosão e modelagem do relevo da bacia. Quanto maior for o valor encontrado pelo coeficiente em questão, maior a potencialidade de erosão. Logo, o menor valor encontrado foi igualado a 100 na regressão linear, e o maior, a 1, indicando a maior possibilidade de erosão.

Para a consecução final do indicador de morfometria de bacias, excluiu-se a densidade de drenagem, pois sendo o coeficiente de manutenção o inverso daquela, o indicador teria dados redundantes. Escolheu-se o coeficiente de manutenção a densidade de drenagem devido a indicação do mesmo em dar respostas a potencialidade de erosão da bacia.

Com isso, utilizou-se uma média entre os valores normalizados encontrados entre o fator de forma, coeficiente de compacidade e coeficiente de manutenção, conforme equação 7.

$$Morf_{norm} = \frac{F+Kc+C_m}{3} \text{ (adimensional)} \quad (\text{Eq. 7})$$

Declividade e estabilidade de vertentes

A declividade do relevo é fator determinante no grau de estabilidade ou instabilidade morfodinâmica da área. Vertentes muito íngremes favorecem os processos morfogenéticos em detrimento à pedogênese, levando a um comportamento morfodinâmico instável. Planícies e fundos de vales com fraca declividade também se caracterizam por elevada instabilidade morfodinâmica, já que estão sujeitos a inundações. Em consequência, a ocupação humana nestes dois tipos de relevo representa alto risco ambiental, que se intensifica quanto maior à vulnerabilidade social da população.

O processo de obtenção dos dados de declividade foi baseado nos produtos oriundos do SRTM, pois o *Synthetic Aperture Radar* – SAR por interferometria mostrou-se muito eficaz para medir a topografia digital (ZYL, 2001). A partir de um modelo digital de elevação – MDE de alta resolução (SOUZA FILHO, 2003), é possível gerar produtos tais como mapas hipsométricos e de declividade com aplicações locais, regionais e globais (FONI e SEAL, 2003). Devido à melhor resolução espacial dos dados SRTM, consegue-se um mapeamento com mais qualidade e precisão do que os gerados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (GOUVÊA et al., 2005).

Tal é a importância da definição de áreas instáveis que existem quesitos legais, tais como o Código Florestal (Lei 44.771 de 1965), que impedem a ocupação de determinadas áreas (Áreas de Proteção Permanente – APP). Estas áreas são definidas a partir da geomorfologia do terreno, a saber, conforme o texto da referida lei:

Art. 2º Consideram-se de preservação permanente, pelo só efeito desta Lei, as florestas e demais formas de vegetação natural situadas:

d) no topo de morros, montes, montanhas e serras;

e) nas encostas ou partes destas, com declividade superior a 45°, equivalente a 100% na linha de maior declive;

f) nas restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues;

g) nas bordas dos tabuleiros ou chapadas, a partir da linha de ruptura do relevo, em faixa nunca inferior a 100 (cem) metros em projeções horizontais; (Redação dada pela Lei nº 7.803 de 18.7.1989)

h) em altitude superior a 1.800 (mil e oitocentos) metros, qualquer que seja a vegetação. (Redação dada pela Lei nº 7.803 de 18.7.1989)

Sendo assim, criou-se um mapa de declividade a partir dos dados SRTM. Para normalizar os dados, igualou-se o menor valor de declividade igual a 100 e o maior valor de declividade igual a 1, sendo 100 a melhor situação (menor declive) e 1 a pior situação (maior declive).

Conforto térmico

A ilha de calor resulta da elevação das temperaturas médias nas zonas centrais da mancha urbana ou região metropolitana, em comparação com as zonas periféricas ou com as rurais, causadas principalmente pela influência antrópica nestas regiões. Ocorrem basicamente devido às diferenças de irradiação de calor entre as áreas edificadas, com solo exposto e das com vegetação e também à concentração de poluentes, maior nas zonas centrais da cidade (TEZA E BAPTISTA, 2005).

O conforto térmico pode ser conceituado envolvendo aspectos psicológicos e fisiológicos. No aspecto fisiológico, um ambiente é considerado confortável quando o mesmo oferece condições térmicas que permitam a manutenção da temperatura interna do corpo humano, sem que sejam acionados mecanismos termorreguladores. Já os aspectos psicológicos são mais complexos, pois consideram as sensações de frio ou calor das pessoas (RORIZ, 1996).

A condição de desconforto nos ambientes urbanos tem condicionado uma série de prejuízos econômicos, sociais e de qualidade de vida às comunidades urbanas. No caso específico da qualidade climatológica, notam-se significativas diferenças entre os dados climáticos do ambiente urbano comparado com o rural, ou seja, o clima nas cidades sofre influência do conjunto complexo da estrutura urbana (PEZZUTO, 2007).

De acordo com Peixoto et al. (1995), Castro (1999) e Bueno (2003), no ambiente urbano, o conforto térmico vem sendo ameaçado pelas alterações climáticas decorrentes das mudanças das características térmicas das superfícies, das taxas de evaporação, da grande impermeabilização do solo decorrentes de construções e pavimentações, aumento da concentração de poluentes, fruto das atividades humanas, novos padrões de circulação do ar e principalmente devido à ausência de vegetação.

Tais fatores causam uma incidência direta da radiação solar nas construções, que retorna ao meio externo sob a forma de calor; este, por sua vez, tem sua dissipação reduzida devido às condições do ambiente, transformando as cidades em verdadeiras estufas, tendo como efeito denunciador o surgimento das chamadas ilhas de calor (SHAMS et al., 2009, FREITAS e LOMBARDO, 2007).

Haja visto a importância do conforto térmico para a manutenção da produtividade das atividades humanas em ambientes urbanos, justifica-se assim a utilização do indicador

temperatura de superfície para a espacialização dos diferentes graus de emissividade de calor no ambiente estudado.

Para tal, utilizou-se o canal 10 do sensor TIRS a bordo do satélite Landsat 8. Este canal possui resolução espacial de 100 metros, porém é disponibilizado com reamostragem para 30 metros, tornando-se compatível com as bandas do sensor OLI. Após aplicar as correções devidas, foi possível obter a espacialização das diferentes temperaturas de superfície a partir da temperatura radiométrica, que é a concentração da quantidade de fluxo radiante que sai do alvo, sendo medida em *watts*, obtendo assim o indicador para composição do índice final de QA (BAPTISTA, 2012).

O índice utilizado para calcular o conforto térmico foi aquele desenvolvido por Ono e Kawamura (1991), chamado de Índice de Desconforto Térmico Humano – IDK. O índice gera um produto que especializa as sensações de conforto ou desconforto (tanto para o frio quanto para o calor).

Para gerar o IDK, selecionou-se no site do USGS cinco cenas do sensor TIRS para recobrir toda a AMB. Após correção atmosférica e criação do mosaico, extraiu-se a parte correspondente a AMB. As cenas são do mês de setembro de 2014, devido à baixa cobertura de nuvens para o mês.

De posse da banda 10 do sensor TIRS, fez-se a correção radiométrica para valores de radiação, e logo após para temperatura cinética em graus kelvin. Para corrigir para graus celsius, subtraiu-se o valor de 273,15 do raster.

O IDK necessita, para seu cálculo, dados da temperatura do ar (em graus celsius), e da temperatura do ponto de orvalho, que por sua vez necessita dos valores de pressão parcial de vapor. Senso assim, aplicou-se as equações 8, 9 e 10 em sequência, obtendo ao final o valor de IDK.

$$e_a = 6,1078 * e^{\frac{17,3+T}{273,3+T}} \quad (\text{Eq. 8})$$

Em que e_a é a pressão parcial de vapor e T é a temperatura em graus celsius.

$$T_d = \frac{273,3 * \log_{10} \frac{e_a}{6,1078}}{17,2688 - \log_{10} \frac{e_a}{6,1078}} \quad (\text{Eq. 9})$$

Em que e_a é a pressão parcial de vapor e T_d é a temperatura do ponto de orvalho.

$$\text{IDK} = 0,99 * T + 0,36 * T_d + 41,5 \quad (\text{Eq. 10})$$

Em que T é a temperatura em graus celsius e T_d é a temperatura do ponto de orvalho.

Por meio do cálculo do IDK, chega-se a valores que podem ser classificados conforme a tabela 9.

Tabela 9 – Faixas de valores estabelecidos para o IDK.

Valores de IDK	Sensação térmica
IDK>80	Estresse devido ao calor
75<IDK<80	Desconfortável devido ao calor

60<IDK<75	Confortável
55<IDK<60	Desconforto devido ao frio
IDK<55	Estresse devido ao frio

Sendo assim, para a normalização dos dados por meio de uma regressão linear, considerou-se os menores valores encontrados como valor 100 e os maiores valores encontrados como 1, para a composição final do índice de QA.

Evapotranspiração real

A água presente na superfície terrestre retorna para a atmosfera sob o formato de vapor. A esse processo se dá o nome de evapotranspiração, e é um importante componente do ciclo hidrológico. Tal processo é ativo no entendimento dos processos físicos existentes na superfície da terra, principalmente em climatologia (ALLEN, 1986; 2008; IFSC LCE BIOLOGIA, 2001).

Quando a água passa do estado líquido para o gasoso, tem-se o processo de evaporação. A água que evapora para a atmosfera pode estar presente em reservatórios (rios, lagos, oceanos), no solo, vegetação, orvalho e chuva (ATAÍDE, 2012).

Já a transpiração é quando plantas e animais perdem água para a atmosfera. Os vegetais transpiram pelas folhas, transferindo água por difusão através dos estômatos. Durante a noite, os estômatos permanecem fechados, abrindo durante o dia (ATAÍDE, 2012). Mas durante situações de estresse hídrico, podem fechar-se (VIEIRA, 2009): a) quando o solo não dispõe de água para as plantas; e b) quando o solo dispõe de água, mas a vegetação não consegue absorvê-la de acordo com a demanda atmosférica.

Cita-se como cenário de alta demanda atmosférica a baixa umidade do ar. A água obedece ao princípio físico das diferenças de potencial hídrico. Então quando há baixa umidade do ar, a vegetação perde água, aumentando a transpiração, pois a atmosfera demanda vapor d'água. Assim, a evapotranspiração e a precipitação são fundamentais no balanço hídrico de bacias hidrográficas, quando se pensa em médias escalas (VIANELLO e ALVES, 1991; ATAÍDE, 2012).

Diante do objeto de estudo, procurou-se alguns modelos que pudessem, somente a partir de imagens de satélite, extrair dados de Evapotranspiração Real - ETr. Encontrou-se o modelo *Surface Energy Balance Algorithm* – SEBAL, proposto por Bastiaanssen (1995) apud Ataíde (2012), porém o modelo necessita de dados de estações meteorológicas, tais como velocidade do vento. Essa necessidade vai de encontro ao objetivo do trabalho, o qual se baseia apenas em dados de sensoriamento remoto.

Outro modelo, desenvolvido por Nagler et al. (2005) estima a evapotranspiração a partir de imagens de satélite, utilizando dados de temperatura de superfície e índices de vegetação (EVI e NDVI). Os dados foram validados por meio de quatro estações meteorológicas, obtendo correlação (r) de 0,76 com EVI, 0,68 com NDVI e 0,82 com temperatura do ar.

Segundo Medeiros (2002), a evapotranspiração depende da temperatura do ar, umidade relativa, radiação solar global (RG), velocidade do vento, chuva, pressão de vapor e nebulosidade. E, segundo Mukammal e Bruce (1960), a RG é o elemento climático mais importante do processo.

Para o presente estudo, utilizou-se o modelo desenvolvido por Ataíde (2012), que utiliza dados oriundos de imagens de satélite. Seu modelo foi validado a partir de dados de estações climatológicas ($r=0,8694$), sendo sua área de estudo localizada no bioma cerrado, sendo o modelo melhor adaptado para a área de estudo.

O modelo segue a equação 11 (ATAÍDE, 2012).

$$ETr = \exp^{-5,0882+0,688*RG+1,6215*EVI} \quad (\text{Eq. 11})$$

Em que ETr = evapotranspiração real, RG é a radiação solar global em superfície e EVI é o índice de vegetação otimizado.

Para calcular a RG, utiliza-se a equação 12.

$$RG = S * \cos(Z) * d_r * t_{sw} \quad (\text{Eq. 12})$$

Em que S é o total de energia que atinge o limite superior da atmosfera na área de 1 m², perpendicularmente aos raios solares em unidade de tempo (hora), sendo assumido o valor de 1.367,5 w.m⁻². Para conversão de w.m⁻² para MJ.m⁻² multiplica-se pelo fator de conversão de 0,0036. Ainda na equação, Z é o ângulo zenital solar, obtido diretamente dos metadados das imagens de satélite do sensor OLI. O dr é o inverso do quadrado da distância relativa terra-sol, também obtido nos metadados das imagens do sensor OLI.

Já o tsw é a transmissividade atmosférica em dias de céu claro, e pode ser obtido pela equação 13.

$$t_{sw} = 0,75 + 2 * 10^{-5} * z \quad (\text{Eq. 13})$$

Em que z é a altitude em cada pixel, que foi extraído de um modelo digital de elevação (DEM) oriundo da missão SRTM, com pixel de 30 metros.

Assim, calculou-se a ETr para a AMB. Para a normalização dos dados, considerou-se como a pior situação para a composição do índice final de QA aquela que houvesse a maior ETr. Justifica-se, pois, o fenômeno é balizado pela diferença de potencial hídrico, o que revela na matriz as áreas com menor umidade na atmosfera. Tal condição eleva o valor de água evapotranspirado pela cobertura da área, o que diminui a QA.

Severidade de queimada

O fogo vem sendo utilizado pela população há tempos como instrumento de limpeza de áreas para cultivo, renovação de pastagens e de terrenos para a atividade agropecuária (ABREU DE SÁ et al., 2007). As queimadas antrópicas estão ligadas principalmente a expansão territorial humana, seja urbana ou rural.

Apesar de o fogo fazer parte do funcionamento do cerrado, é latente a importância do homem na ocorrência de queimadas nesse bioma, principalmente a partir do século 18 (SILVA e MORISSON, 2014). Atualmente, a maioria das queimadas e incêndios no cerrado são de causas antrópicas. Mesmo com a utilização de modernas técnicas agropecuárias, o fogo não deixou de ser utilizado por ser uma prática de manejo rápida e de baixo custo (COUTINHO, 2004; MISTRY, 1998a, b).

A AMB está localizada no bioma cerrado, que, segundo o MMA (BRASIL, 2011) é o bioma brasileiro mais atingido por queimadas. Cerca de 20 a 30% do cerrado é queimado anualmente (FRANÇA, 2000), e cerca de 65% da área do cerrado já foi modificada para a utilização agropecuária. A ocorrência de queimadas na estação seca e a intensa ocupação agropecuária sofrida pela região nas quatro últimas décadas diminuem a possibilidade de ocorrências das queimadas naturais, pelo decréscimo de material combustível susceptível à queima durante a estação chuvosa, período de ocorrência de raios (MANTOVANI e PEREIRA, 1998).

Diante do exposto, pesquisou-se uma maneira de, por meio de dados de sensoriamento remoto, modelar a ocorrência de queimadas e incêndios na AMB. Para tal, existe o índice chamado *Normalized Burn Ratio* – NBR, que é uma forma de mapear a intensidade da queima por meio de imagens de satélite (KEY e BENSON, 2006).

O NBR determina a intensidade de uma queimada por meio da diferença normalizada entre a reflectância do infravermelho próximo e do infravermelho de ondas curtas (ALLEN e SORBEL, 2008), como pode ser observado na equação 14.

$$NBR = \frac{(\rho_{ivp} - \rho_{ivm})}{(\rho_{ivp} + \rho_{ivm})} * 1000 \quad (\text{Eq. 14})$$

Onde ρ_{ivp} = reflectância nos comprimentos de onda do infravermelho próximo e ρ_{ivm} = reflectância nos comprimentos de onda do infravermelho de ondas curtas.

Afim de entender a mudança ocorrida devido a queimada, existe o *Differenced Normalized Burn Ratio* – dNBR, que compara os dados antes do evento e depois do evento (NBR pré-fogo e NBR pós-fogo) (ALLEN e SORBEL, 2008). A equação 15 mostra como o dNBR é calculado.

$$dNBR = NBR_{pré-fogo} - NBR_{pós-fogo} \quad (\text{Eq. 15})$$

O dNBR gera um plano de informações que possui valores que podem variar de 2000 a -2000, tendente a uma faixa de -500 a 1200 nas áreas queimadas (KEY e BENSON, 2006). As áreas inalteradas possuem valores próximos a zero, evidenciando que não houve queima. As áreas com valores superiores a 100 geralmente remetem àquelas que sofreram queimada (TEOBALDO e BAPTISTA, 2013).

Já o *Relative Differenced Normalized Burn Ratio* – RdNBR fornece uma definição mais consistente da importância da queimada pois permite a comparação de incêndios através do tempo e espaço (MILLER e THODE, 2007; TEOBALDO e BAPTISTA, 2013).

Comparado ao dNBR, o RdNBR relativiza o tipo de vegetação, assim como a densidade da cobertura vegetal na localidade da queima, podendo ser calculado pela equação 16 (MILLER; THODE, 2007).

$$RdNBR = \frac{NBR_{pré-fogo} - NBR_{pós-fogo}}{\sqrt{ABS\left(\frac{NBR_{pré-fogo}}{1000}\right)}} \quad (\text{Eq. 16})$$

Devido ao RdNBR ser mais consistente, deu-se preferência ao mesmo para a cunhagem do índice final de QA.

Os valores positivos obtidos com a equação 16 representam um decréscimo na cobertura vegetal, enquanto valores negativos representam um acréscimo da cobertura vegetal (MILLER e THODE, 2007). Assim, após o processamento, os maiores valores encontrados por meio do RdNBR foram igualados a 1, e os menores valores negativos, igualados a 100. Por meio de uma regressão linear, normalizou-se os valores encontrados.

Os dados utilizados foram oriundos do sensor OLI a bordo do satélite Landsat 8. A tabela 10 mostra as datas das imagens utilizadas (diferença de cerca de 60 dias entre a imagem do pré-fogo e a do pós-fogo). Todas as imagens sofreram correções radiométricas e atmosféricas. As imagens foram mosaicadas e recortada somente a área de interesse, segundo a poligonal da AMB.

Tabela 10 – Datas das imagens.

WRS 2 (ponto e órbita)	Pré-fogo	Pós-fogo
220 071	22/07/2013	26/10/2013
220 072	20/06/2013	26/10/2013
221 070	29/07/2013	15/09/2013
221 071	29/07/2013	15/09/2013
221 072	29/07/2013	15/09/2013

3.2.4 Análise multicritério de apoio à decisão

Estruturação dos indicadores

Indicadores ambientais devem agregar informações básicas em simples ou complexas medições, de maneira que sua utilidade seja determinada pela dinâmica do processo de tomada de decisões. Por si só os indicadores ambientais são incapazes de resolver os problemas ambientais, mas eles podem (e devem) ser considerados como importantes mecanismos de suporte à tomada de decisões, envolvendo questões ambientais (GUTIÉRREZ-ESPELETA, 1998).

Genericamente, para atender aos seus objetivos, um indicador deve apresentar certas características, como relevância prática e política, solidez analítica e mensurabilidade. Além destes atributos, os indicadores devem necessariamente preencher dois requisitos básicos: a representatividade de um fenômeno mais amplo e a comparabilidade com um objetivo específico ou valor de referência (BAKKES et al., 1994).

Assim, é necessário entender que os indicadores, sendo eles ambientais ou não, devem sempre cumprir a função de simplificação, sendo construídos de tal maneira que cumpram a principal função que é de reduzir uma grande quantidade de informações a uma única medida que retenha os significados essenciais para as questões levantadas (TÔSTO et al., 2010).

Levando em consideração os indicadores ambientais, a principal utilização que se dá aos mesmos é a de avaliar as condições e tendências em diversas escalas (global, regional e local), gerando um painel para comparação entre países e regiões que possam revelar tendências futuras, fornecer informações prévias para advertência e avaliar as condições atuais em relação àquelas estipuladas como metas (TUNSTALL, 1992).

A OECD (1993) propôs o agrupamento das metas estipuladas em três categorias, para que os indicadores ambientais possam fornecer subsídios para comparação:

- i. Mensuração da performance ambiental;
- ii. Integração de preocupações ambientais às políticas setoriais;
- iii. Integração mais ampla das questões ambientais no âmbito das políticas econômicas.

Levando em consideração as categorias acima citadas, os indicadores de QA podem ser utilizados para avaliar a capacidade do meio ambiente em manter a saúde ecológica e humana pois podem antecipar iminentes problemas ambientais, aumentando com isso a habilidade dos stakeholders no gerenciamento e resolução desses problemas. Outra aplicação seria a avaliação do progresso do desenvolvimento ambiental em comparação aos objetivos traçados (TÔSTO et al., 2010).

Modelo de análise multicritério

Os modelos multicritério têm tido grande desenvolvimento, e, em muitos casos, trata-se de modelos que combinam aspetos quantitativos com aspetos qualitativos, o que parece essencial em estudos de sustentabilidade.

Desde a década de 1970, cientistas da área de Pesquisa Operacional procuram desenvolver metodologias que objetivam solucionar problemas abrangendo múltiplos objetivos (TÔSTO et al., 2010).

Na Pesquisa Operacional detecta-se duas vertentes principais: a americana, chamada de *Multicriteria Decision Making* – MCDM que visa desenvolver modelos matemáticos para encontrar uma solução considerada ótima, sem levar em consideração as experiências e percepções dos agentes decisores; e a abordagem europeia, chamada de *Multicriteria Decision Aid* – MCDA, em que o modelo matemático considera ponderações tecidas a respeito do entendimento do sistema por aqueles envolvidos na modelagem (IGARASHI et al., 2007).

Para o presente estudo, será utilizado o modelo MCDA europeu, mas com um caráter construtivista. Neste método, intitulado por Roy (1986) de Multicritério de Apoio à Decisão Construtivista - MCDA-C, o objetivo é consolidar um corpo teórico-prático em que a construção do modelo matemático analítico é realizada em conjunto com os agentes decisores, ou seja, com aqueles que têm propriedade para discutir o tema e contextualizá-lo de maneira correta. A metodologia MCDA-C é considerada uma evolução da Pesquisa Operacional (LYRIO et al., 2007 apud BORTOLUZZI, 2009).

Nesse método, o fundamento básico a ser seguido para a execução de uma análise multicritério de apoio à decisão, se baseando num paradigma construtivista, é norteado a partir de: (a) consideração simultânea dos elementos de natureza objetiva e subjetiva e (b) o construtivismo, que tem como pilar o aprendizado e participação dos decisores na montagem do modelo.

Para operacionalizar o modelo teórico construído a partir das análises dos indicadores e dos estudos considerados, os Sistemas de Informação Geográficas (SIG's) tem se mostrado úteis na estruturação e na organização de variáveis espaciais, sendo uma ferramenta que aplica métodos matemáticos para a integração de grande quantidade de informações. A integração dessa tecnologia com a análise multicritério tem gerado bons resultados no entendimento da relação entre diferentes dados, fornecendo subsídios para o gerenciamento do mundo real (CARVER, 1991; JANKOWSKI, 1995; LINS; FERREIRA, 1997; GOMES; LINS, 1999).

Espera-se como resultado da análise multicritério uma orientação para decisões de natureza operacional técnica e política na área da AMB, assim como a formação de um painel que possa ser utilizado como ponto de partida para análises temporais e para criação de cenários e tendências futuras.

3.2.5 Organização dos indicadores

A organização dos indicadores foi baseada no modelo adaptado de PER, integrando os aspectos de susceptibilidade e risco aos indicadores escolhidos. Para o relacionamento dos dados e o chaveamento para processamento procurou-se analisar informações que sistematicamente tivessem conexões.

A fim de poder comparar os mais diferentes dados obtidos por meio dos indicadores, realizou-se o procedimento de normalização dos dados chamado de *z-score*. O *z-score* é calculado subtraindo-se o valor da média da população pela amostra de interesse e dividindo o resultado pelo desvio padrão. Dessa forma, os valores tiveram uma distribuição normal, sendo passíveis de aplicação dos testes estatísticos.

Sendo o modelo adotado do tipo empírico e determinístico, as relações entre os indicadores são entendidas a partir da literatura e da experiência do pesquisador em analisar a interdependência e a correlação entre cada um deles.

Os indicadores foram separados naqueles que mostram o estado natural do ambiente e a susceptibilidade que o mesmo tem em receber variações de risco inerentes as atividades socioeconômicas imprimidas no território.

Considerando-se os parâmetros que podem ser extraídos de dados de sensoriamento remoto e suas derivações, assim como o modelo de PER modificado para a QA, organizou-se os indicadores segundo dois grandes grupos: susceptibilidade ambiental e risco, conforme Figura 11.

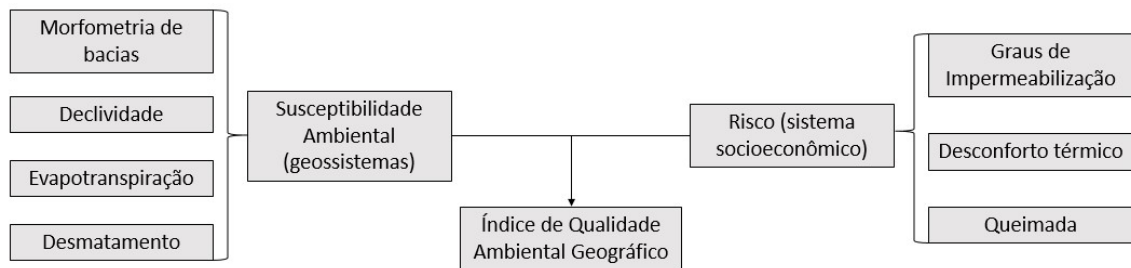


Figura 11 – Indicadores de QA.

A Figura 12 mostra os indicadores organizados de acordo com o risco e susceptibilidade, além das parciais de processamento que foram geradas em etapas intermediárias do fluxograma.

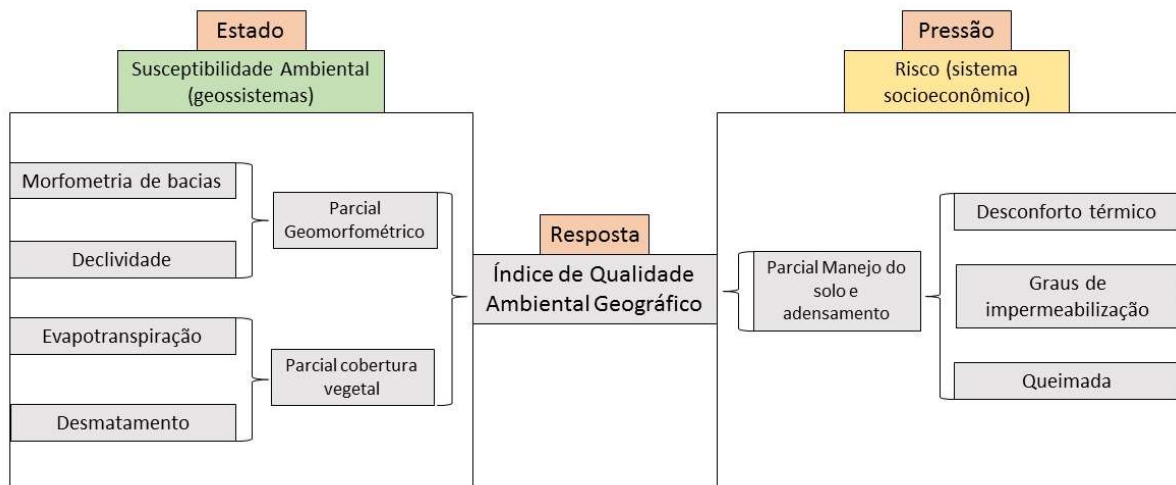


Figura 12 – Organização dos dados segundo o modelo PER Adaptado para o do índice de qualidade ambiental.

Para a consecução final do Índice de Qualidade Ambiental Geográfico - IQAG, foi feito uma soma de todos os indicadores normalizados, dividido pelo número de variáveis existentes (sete no total), segundo a equação 17.

$$IQAG = \frac{Morf_{norm} + Decliv_{norm} + ETr_{norm} + Desm_{norm} + IDK_{norm} + Impe_{norm} + RdNBR_{norm}}{7} \quad (\text{Eq. 17})$$

Onde Morf_norm, Decliv_norm, Desm_norm, IDK_norm, Imperm_norm e o RdNBR_norm são os valores de morfometria de bacias, de declividade, de desmatamento, de desconforto térmico, de impermeabilização e de intensidade de queimada todos normalizados, respectivamente.

3.2.6 Análise Estatística

Para melhor entendimento da relação entre os indicadores e o índice final, procurou-se uma forma de analisar estatisticamente o modelo desenvolvido. A análise estatística fornece meios de investigar o nível de significância do modelo, a validade do índice, além de melhorar o entendimento da performance dos indicadores na composição final nos valores espaciais do IQAG.

Correlação

O coeficiente de correlação de Pearson pode variar entre -1 e 1. O sinal indica a direção negativa ou positiva da relação entre as variáveis, e o valor mostra a força dessa relação. Valores de -1 e 1 indicam uma correlação perfeita, no qual o valor de uma variável pode ser determinado exatamente a partir do valor de outra. O valor zero indica que não há relação linear entre as variáveis (COHEN, 1988). Para avaliação qualitativa da correlação, utilizou-se como referência a tabela 11.

Tabela 11 – Avaliação qualitativa da correlação.

0 Nula			
0,0 a 0,3	Fraca Positiva	0,0 a - 0,3	Fraca Negativa
0,3 a 0,6	Regular ou Moderada Positiva	- 0,3 a - 0,6	Regular ou Moderada Negativa
0,6 a 0,9	Forte Positiva	- 0,6 a - 0,9	Forte Negativa
0,9 a 0,99	Muito Forte ou Positiva	- 0,9 a - 0,99	Muito Forte ou Negativa
1	Plena ou Perfeita Positiva	1	Plena ou Perfeita Negativa

Fonte: Adaptado de Callegari-Jacques (2003).

Regressão linear múltipla

A análise de regressão tem por objetivo modelar matematicamente a relação entre uma variável resposta e suas variáveis explicativas ou preditoras. O relacionamento funcional criado pela regressão é do tipo determinístico, pois a definição do valor preditor determina a variável dependente de forma imediata (CHATTERJEE e PRICE, 1991).

A regressão linear simples é funcionalmente linear e depende unicamente de uma variável explicativa e dos parâmetros da regressão, de acordo com a equação 18.

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 X_i + \epsilon_i \quad (\text{Eq. 18})$$

Onde Y_i é valor da variável resposta para determinada amostra, X_i é o valor da variável explicativa para determinada amostra, β_0 e β_1 são os coeficientes da regressão, e o ϵ_i é o erro aleatório de determinada amostra.

A regressão linear múltipla apresenta formulação similar a equação 18, contudo apresenta mais de uma variável explicativa na equação, como mostrado na equação 19.

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 X_{i1} + \beta_2 X_{i2} + \dots + \beta_{p-1} X_{i,p-1} + \epsilon_i \quad (\text{Eq. 19})$$

No qual Y_i é o valor da variável resposta para determinada amostra (i), X_i é o valor da variável explicativa para determinada amostra (i), β_k ($k=0, 1, \dots, p-1$) são os coeficientes da regressão, ϵ_i é o erro aleatório de determinada amostra.

Teste de redundância das variáveis: *Variance Inflation Factor* – VIF

O VIF quantifica a severidade da multicolinearidade em uma análise de regressão. Ele provém um índice que mede quanto da variância de um coeficiente da regressão aumenta devido a colineariedade (ALLISON, 1999). Sendo assim, o VIF mede a redundância entre as variáveis explicativas ou independentes. Como regra, as variáveis explicativas associadas aos valores de VIF que possuem valores maiores que 7,5 precisam ser removidas do modelo de regressão, pois elas apresentam redundância (ESRI, 2009).

Wald Statistics

O Wald Test é um teste estatístico paramétrico. Toda vez que o relacionamento entre variáveis possa ser explicado por um modelo estatístico com parâmetros estimados a partir de uma amostra, o Wald Test pode ser utilizado para testar o valor real dos parâmetros baseados na estimativa da amostra (GREENE, 2012).

O Wald Test mede o nível de significância geral do modelo. Por meio dele se realiza um teste de hipótese. A hipótese nula diz que as variáveis independentes ou exploratórias incluídas no modelo não são efetivas para a predição. Já para um nível de confiança de 95%, o *p-value* (probabilidade) menor do que 0,05 indica que o modelo é estatisticamente significativo (ESRI, 2009).

Jarque-Bera Statistics (distribuição normal ou não dos resíduos)

O Jarque-Bera Statistics é um teste utilizado para checar hipóteses sobre o fato de que uma dada amostra é proveniente de uma variável com dispersão e médias desconhecidas. Como regra, esse teste é aplicado antes de se usar métodos estatísticos paramétricos que requerem distribuição normal (JARQUE e BERA, 1980).

O teste em questão indica se os resíduos (valores conhecidos ou observados menos os valores preditos ou estimados) possuem ou não uma distribuição normal. A hipótese nula para esse teste indica que os resíduos possuem uma distribuição normal, possuindo um histograma

gaussiano. Quando o p-value (probabilidade) para esse teste é pequeno (menor que 0,05 para um nível de confiança de 95%, por exemplo), os resíduos não são normalmente distribuídos (ESRI, 2009), o que pode indicar a falta de uma variável independente importante ou que o modelo faz previsões parciais. Quando isso acontece, recomenda-se aplicar o teste de Moran's I para certificar-se de que não há uma autocorrelação espacial entre os resíduos.

Moran's I (autocorrelação espacial ou não dos resíduos)

O teste de Moran's I é um teste inferencial e mede a autocorrelação espacial. É baseado no fator localização e valor da variável simultaneamente. Dado um determinado rol de feições e os atributos associados, o teste avalia se o padrão espacial é concentrado (presença de clusters), disperso ou randômico (LI et al., 2007).

O teste calcula o índice de Moran's I, além do *z-score* e do *p-value* para avaliar a significância do teste. A hipótese nula é de que não há autocorrelação espacial, logo baixos valores de *z-score* serão encontrados. O *p-value* serve, no caso, para dar a probabilidade de se estar afirmando a hipótese errada (LI et al., 2007).

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão mostrados os resultados obtidos com a aplicação da metodologia criada. Será subdividido em Indicadores de Estado, Indicadores de Pressão e Indicadores de Resposta, segundo a adaptação do modelo de PER que foi proposto anteriormente.

3.3.1 Indicadores de Estado

Os Indicadores de Estado servem para mostrar o quão susceptível a área está em gerar impacto. São fatores estritamente ambientais, com possibilidade de mensuração direta. E no caso do presente estudo, derivados de dados obtidos com sensores remotos.

Morfometria de Bacias

A morfometria de bacias faz uma análise das características das bacias hidrográficas. Após a definição das bacias hidrográficas por meio do MDEHC, A tabela 12 mostra os valores calculados para as bacias hidrográficas e suas drenagens definidas a partir dos dados SRTM.

Tabela 12 - Dados morfométricos.

Bacia	Perímetro KM	Área KM2	Total Canais KM	Eixo Maior KM	Dd	Fator de forma	Kc	Cm
1	214,60	1599,81	293,6	65,30	0,18	0,37	1,5	5448,11
2	81,87	216,16	63,51	30,75	0,29	0,22	1,55	3403,47
3	106,90	502,30	144,94	39,45	0,28	0,32	1,33	3465,53
4	290,56	3135,03	848,91	82,57	0,27	0,45	1,45	3692,99
5	169,71	1024,34	275,58	59,22	0,26	0,29	1,48	3716,97
6	222,48	1405,93	349,71	77,53	0,24	0,23	1,66	4020,19
7	216,00	1285,91	304,13	81,48	0,23	0,19	1,68	4228,069
8	57,89	186,17	78,37	20,32	0,42	0,45	1,18	2375,46
9	57,43	160,88	77,39	19,26	0,48	0,43	1,26	2078,87

10	345,80	4307,63	846,78	124,65	0,19	0,27	1,47	5087,04
11	18,80	23,25	21,66	6,79	0,93	0,50	1,09	1073,05
12	193,81	1191,64	313,09	65,73	0,26	0,27	1,57	3805,99
13	69,18	223,64	72,09	25,93	0,32	0,33	1,29	3101,88
14	299,06	2185,18	648,67	99,69	0,29	0,21	1,79	3368,71
15	273,45	2965,36	840,17	103,57	0,28	0,27	1,40	3529,45
16	129,81	576,55	159,65	49,28	0,27	0,23	1,51	3611,28
17	186,08	934,62	278,85	65,30	0,29	0,21	1,70	3351,68
18	153,66	840,02	245,11	52,82	0,29	0,30	1,48	3427,04
19	271,60	2400,32	577,81	76,28	0,24	0,41	1,55	4154,14
20	274,84	2663,02	646,10	84,47	0,24	0,37	1,49	4121,64
21	454,74	5497,06	1346,38	156,94	0,24	0,22	1,71	4082,83
22	195,95	885,54	213,21	86,03	0,24	0,11	1,84	4153,21
23	132,94	689,69	165,43	53,75	0,23	0,23	1,41	4168,94
24	150,44	1145,13	281,67	57,55	0,24	0,34	1,24	4065,41
25	49,49	47,43	44,42	14,35	0,93	0,23	2,01	1067,68
26	327,24	1620,17	567,40	82,50	0,35	0,23	2,27	2855,38
27	122,04	448,22	145,77	46,32	0,32	0,20	1,61	3074,84
28	359,31	3522,78	921,28	90,31	0,26	0,43	1,69	3823,77
29	286,62	2603,46	671,06	110,24	0,25	0,21	1,57	3879,61
30	224,40	1954,06	364,63	80,92	0,18	0,29	1,42	5359,02

Os dados de fator de forma, coeficiente de compacidade e coeficiente de manutenção foram obtidos e normalizados e então aplicou-se a equação 7. Com isso, gerou-se o resultado parcial para o indicador conforme Figura 13.

O fator de forma e o coeficiente de compacidade de uma bacia hidrográfica refletem o potencial de uma bacia em gerar enchentes. O coeficiente de manutenção revela o quão propenso o terreno da bacia está para a ocorrência de erosão. Sendo o resultado para o indicador de morfometria de bacias a média dos três parâmetros normalizados segundo o intervalo de 1 a 100, quanto menor for o valor encontrado na Figura 13, maior será a susceptibilidade do terreno a erosão e enchentes.

A valores de fator de forma, coeficiente de compacidade e coeficiente de manutenção, após normalizados para o intervalo de 1 a 100, foram somados divididos por três, obtendo-se assim a média entre eles. O maior valor obtido foi 67 e o menor, 34. Estes valores são oriundos da normalização das informações calculadas a partir das características morfométricas supracitadas. Quanto menor o valor, mais propenso a enchente e erosão a bacia está, pois, o indicador normalizado reúne as três características da bacia ao mesmo tempo.

Visualizando a Figura 13, nota-se que existem bacias com menor valor próxima a bacias com valores mais altos. Isso é possível pois cada bacia, a partir da forma de sua área de contribuição, possui características morfométricas distintas. Depende de fatores como densidade de drenagem, número de confluências e alongamento de sua forma, dentre outros (CALIXTO e TEZA, 2014).

Morfometria Normalizado

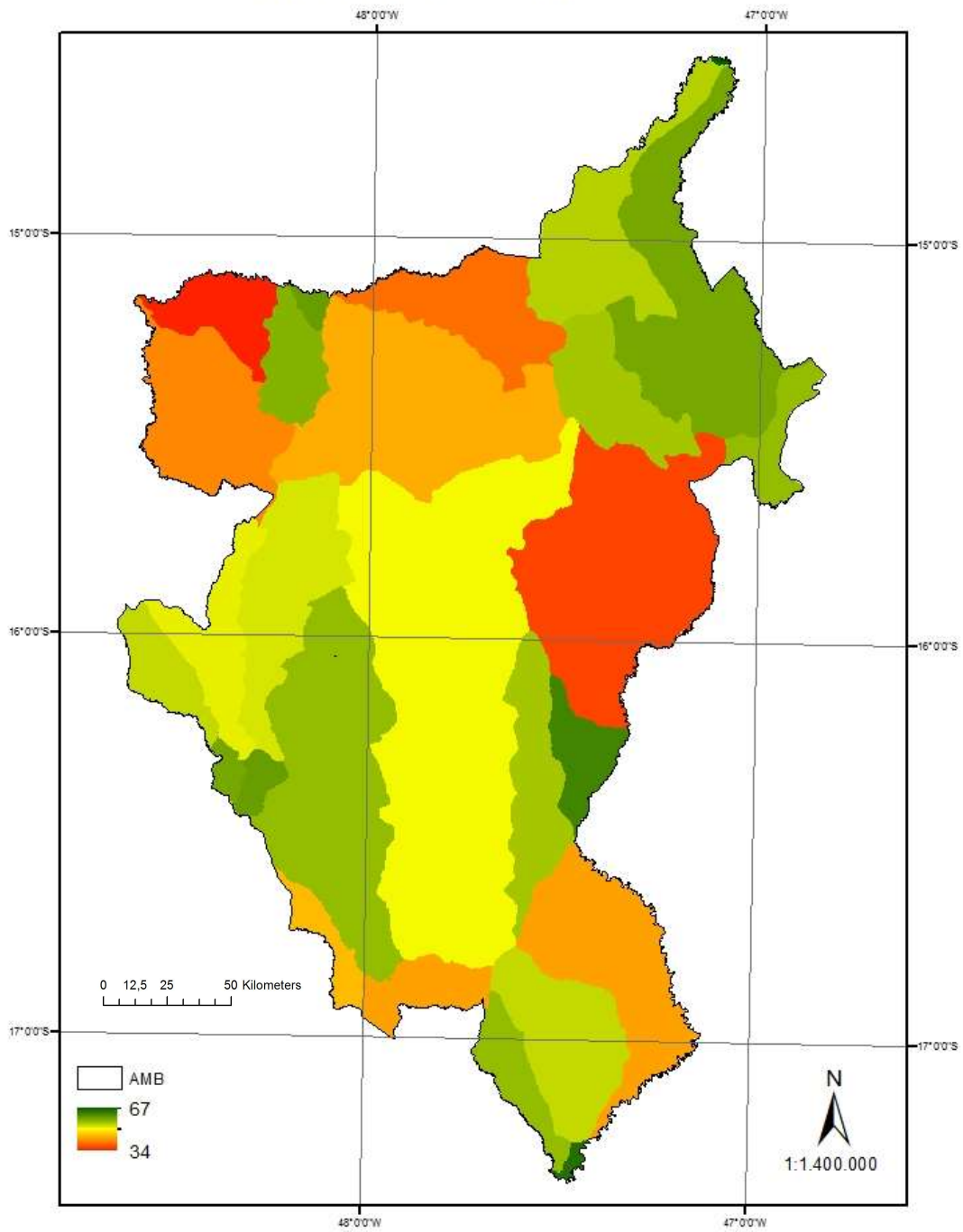


Figura 13 - Dados morfométricos normalizados.

Declividade

O relevo é a base para sustentação e evolução das paisagens, e é frequentemente uma das primeiras variáveis a ser considerada na fase de planejamento. As atividades humanas são diretamente afetadas pelas características do terreno ocupado, tanto para atividades rurais quanto urbanas. A Figura 14 traz os valores de declividade em porcentagem. Para a AMB, têm-se valores variando entre 0 e 75°.

Segundo o Código Florestal (Lei 12.727/2012), é considerado Área de Preservação Permanente as encostas com declividade superior a 45°. Santos (2004) ainda frisa que o estudo do relevo traz informações dedutivas sobre o tipo e intensidade dos processos erosivos e deposicionais, distribuição e textura dos solos, além da capacidade potencial de usos. Com isso, evidencia-se a importância do estudo do relevo para a compreensão dos movimentos de massa e instabilidade dos terrenos, no qual quanto maior for a declividade, mais instável é a área, e maiores restrições de uso se aplica.

Por meio de regressão linear, igualou-se o maior valor de declividade encontrado a um, e o menor valor a 100, obtendo-se uma distribuição de valores normalizados (Figura 15). Quanto maior a inclinação, menor o valor, pois têm-se maior instabilidade do terreno e por consequência maior susceptibilidade a ocorrência de impactos negativos quando ou se houver alguma atividade antrópica instalada. E quanto menor o valor de inclinação em graus, maior o valor do indicador, mostrando as áreas com menor propensão a impactos, ou seja, menor susceptibilidade ambiental.

A declividade, como fator ambiental isolado, eleva a susceptibilidade a ocorrência de impactos. Outros fatores de pressão, como urbanização, desmatamento e exposição do solo elevam essa fragilidade, revelando que as características topográficas do terreno podem intervir na existência de impactos ambientais, que diminui a QA da localidade (SILVA e RIBEIRO, 2010).

Na Figura 145 percebe-se que ao norte da AMB existe uma região com menores valores normalizados, ou seja, é uma área com presença de altos valores de declividade. Mais a nordeste, existem algumas bordas de chapada, que não são propensas a ocupação, sendo inclusive vetada por lei (Código Florestal, Lei nº 12.625 de 2012, art. 4º). Mais ao sul, nota-se o domo de Cristalina, que é uma área elevação ladeada por vertentes e cabeceiras de drenagem (DNPM 860.147, 2007). Nessa região, deve-se coibir processos de ocupação nas áreas de maior declividade, pela própria fragilidade do terreno em receber algum tipo de atividade antrópica.

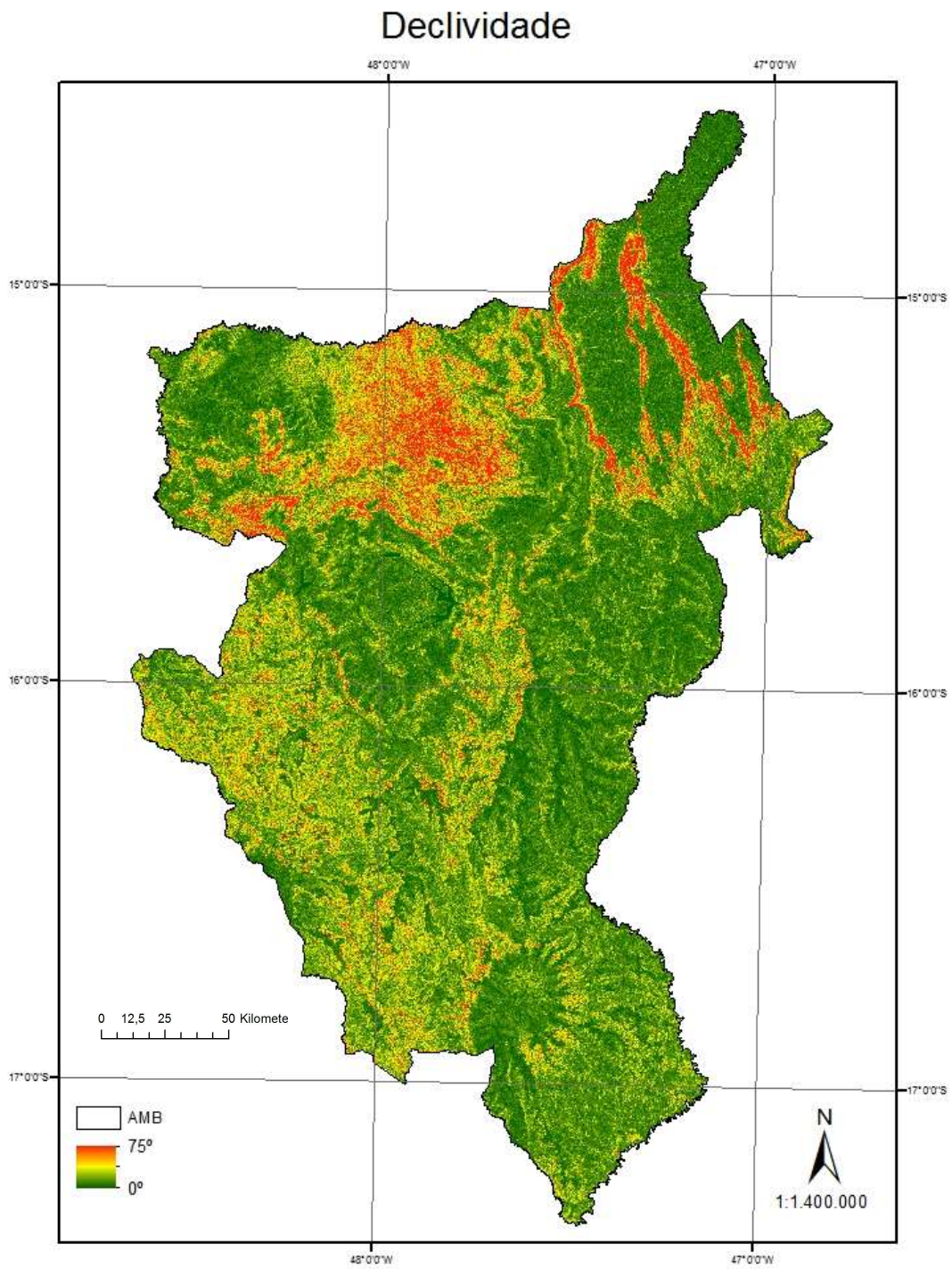


Figura 14 – Valores de declividade em porcentagem.

Declividade Normalizado

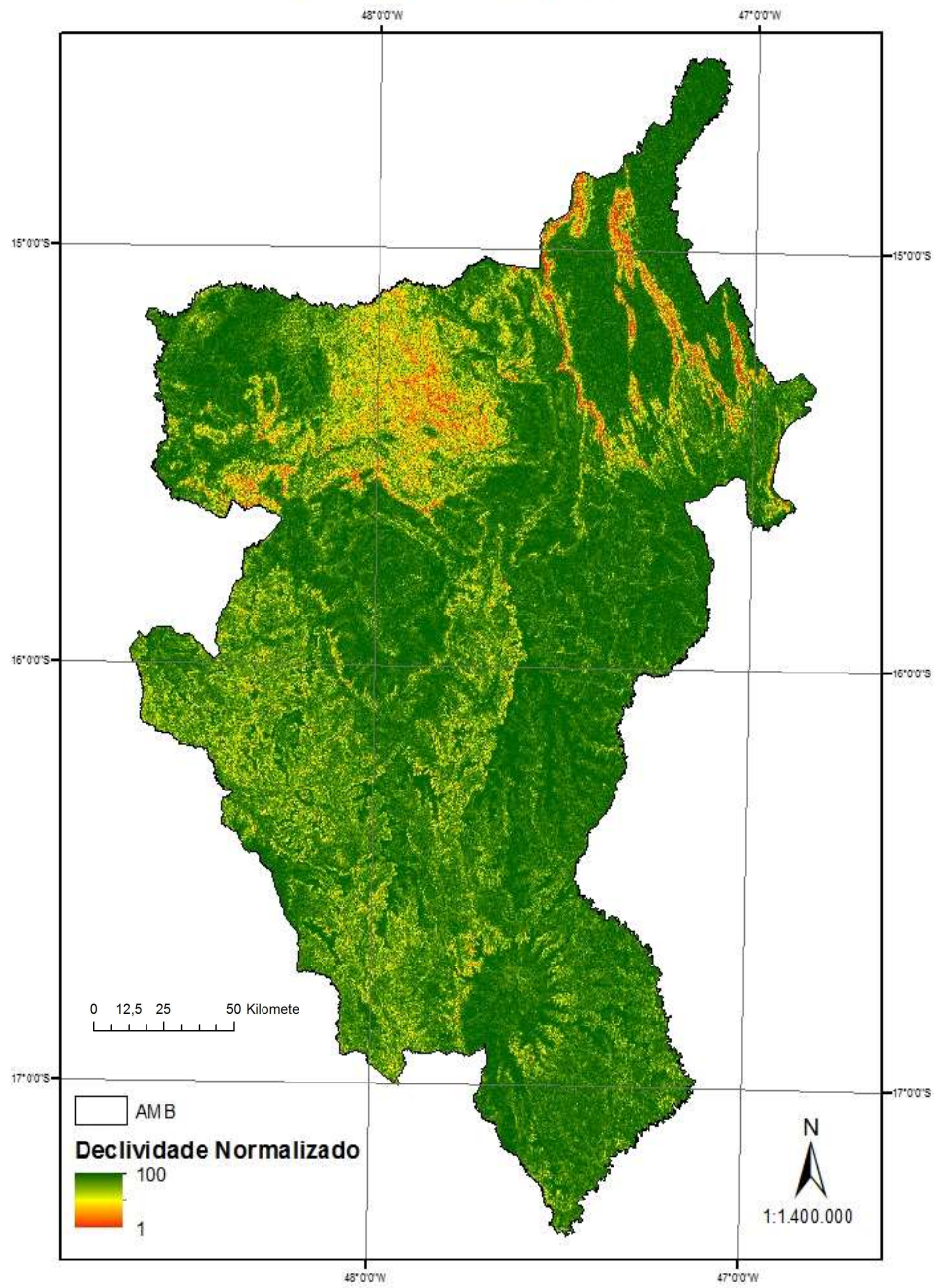


Figura 15 - Valores de declividade normalizados (adimensional).

Evapotranspiração Real

A Figura 16 mostra os valores (em mm) de evapotranspiração obtidos para o ano de 2014 na área da AMB. Os dados brutos são oriundos de imagens orbitais do sensor OLI capturadas no mês de julho, época do ano em que no cerrado apresenta baixo índice pluviométrico e baixos valores de umidade relativa, próximos a 15% (COUTINHO, 2002).

Ataíde (2012) encontrou para a área do cerrado, no período seco, por meio de modelos não lineares, valores de evapotranspiração real variando entre 0 a 0,4 mm dia⁻¹. A Figura 16 apresenta valores entre 0,13 a 0,93 mm dia⁻¹. As áreas com maiores valores de evapotranspiração são aquelas com menor cobertura vegetal. Isso se dá devido a umidade ser transportada por potencial hídrico. Nas áreas com menor umidade se nota maiores valores de evapotranspiração, já que a atmosfera conta com menos vapor d'água devido à falta de cobertura vegetal.

Em outros contextos, pode-se encontrar diferentes valores de evapotranspiração. Na região amazônica, Werth e Avissar (2004) encontraram valores entre 1,2 mm dia⁻¹ (final do inverno, solo seco) e 3,5 mm dia⁻¹ (verão, época das chuvas). Tais valores são coerentes, pois espera-se maiores valores de evapotranspiração nessa região devido aos maiores índices pluviométricos.

A Figura 17 mostra os valores de evapotranspiração normalizados para o intervalo de 1 a 100, no qual 1 é a pior situação e 100 a melhor, de acordo com o indicador. A explicação para se usar 1 para os maiores valores de evapotranspiração reside no fato de nestes locais presenciarem menor umidade relativa do ar. O processo de evapotranspiração ocorre por diferença hídrica, e nos locais onde há menor concentração de vapor d'água na atmosfera tem-se mais saída da água da superfície em direção a camada de ar subjacente ao local.

Os valores de 100 foram colocados para aqueles locais que apresentaram menores valores evapotranspirados. Esses locais são representados por áreas que possuem maior concentração de vapor d'água na atmosfera, logo o fluxo da água saindo da superfície em direção a atmosfera é menor, ou seja, a superfície perde menos água. Tais locais são comumente representados por áreas com cobertura vegetal. Áreas com impermeabilização, devido à presença de materiais com alto albedo, concentram mais energia proveniente do sol, aumentando a energia acumulada e a temperatura da superfície. Isso favorece um aumento do processo de evapotranspiração.

Evapotranspiração Real

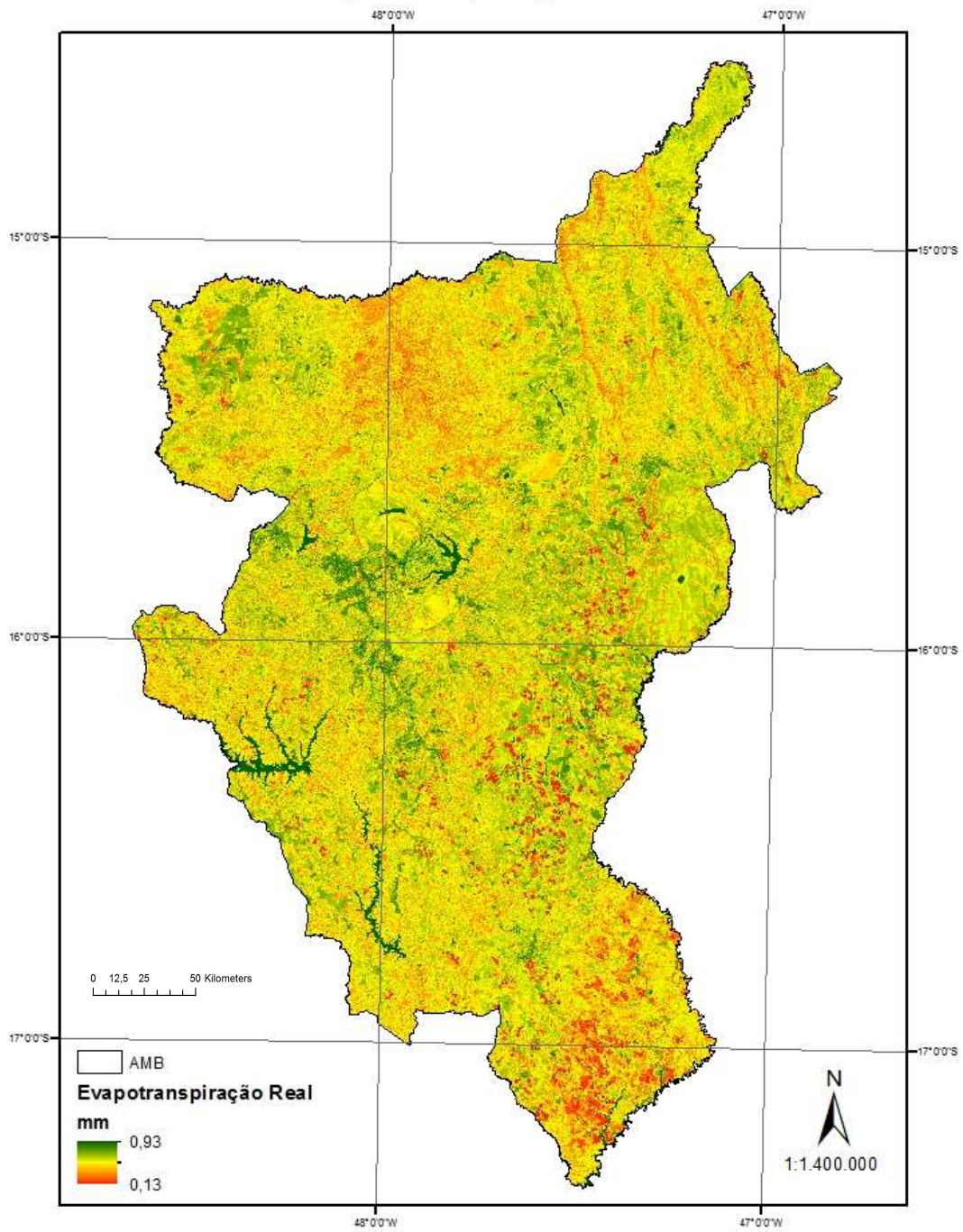


Figura 16 – Valores de evapotranspiração real.

Evapotranspiração Real Normalizado

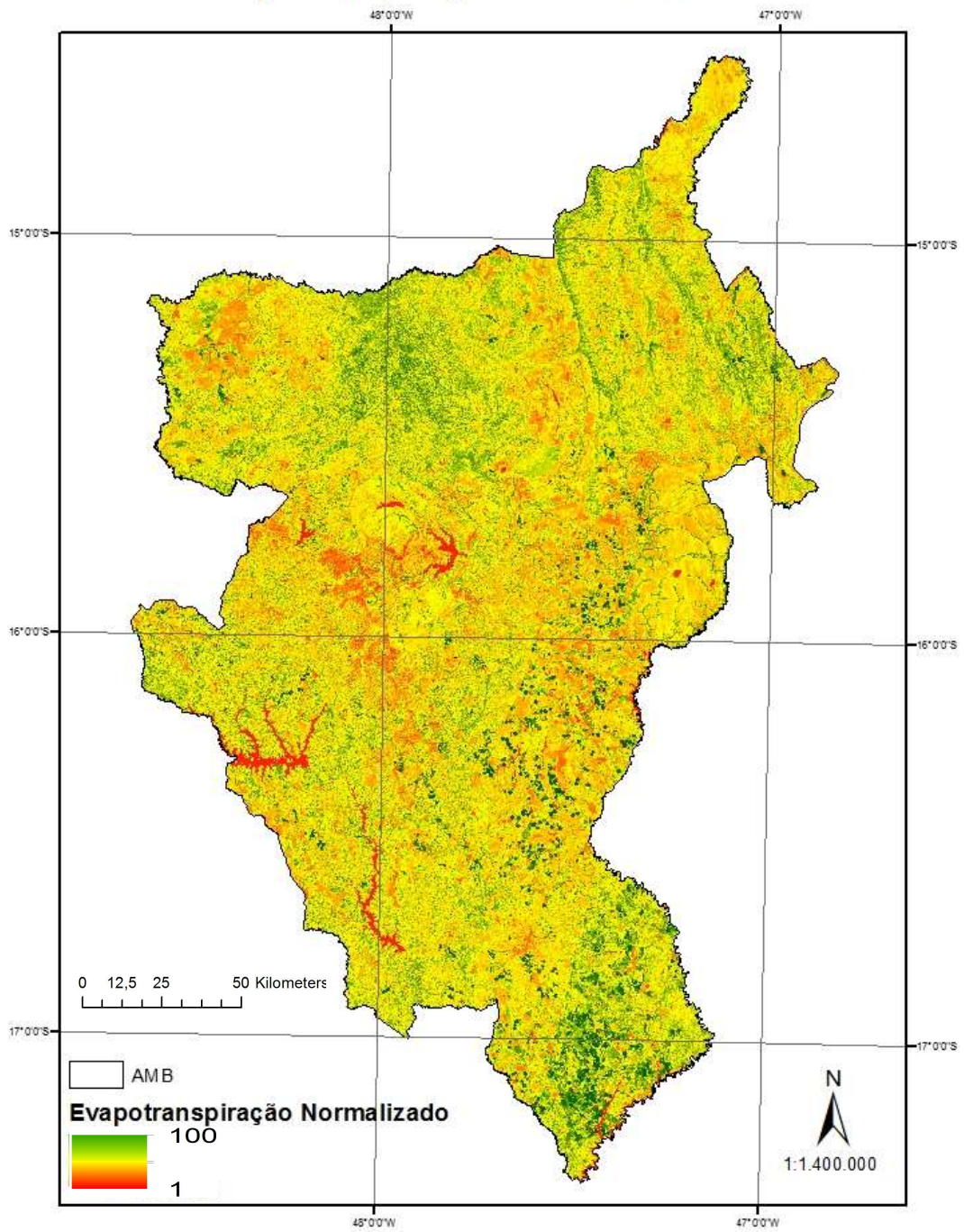


Figura 17 - Valores de evapotranspiração real normalizados.

Supressão de vegetação

A supressão da vegetação é uma prática comum a processos antrópicos que visam a modificação do padrão de ocupação e uso do solo, seja para fins urbanos ou agrícolas. A AMB possui tanto ocupações urbanas quanto rurais (RIBEIRO e HOLANDA, 2014), e sua dinâmica de ocupação historicamente evidencia a modificação do espaço natural em detrimento ao antropizado.

A Figura 18 mostra o resultado obtido por meio do método que se calcula a supressão da vegetação. O cálculo foi feito a partir da subtração da imagem que representa o EVI do ano de 2013 em relação ao de 2015. Todas as imagens são oriundas do satélite Landsat 8, sensor OLI, ou seja, do mesmo sensor, o que favorece a comparação. Escolheu-se trabalhar com o horizonte temporal de dois anos devido a dinâmica de ocupação do território e a representatividade do indicador. Em áreas urbanas, quando há a supressão de vegetação, essa área dificilmente apresentará cobertura vegetal novamente. Já em áreas agrícolas, o sistema de rotação de cultura cria uma alternância mais acelerada em relação a cobertura vegetal e solo exposto, que mesmo sendo antrópica, ainda eleva a QA.

Consegue-se observar na imagem áreas que tiveram a cobertura vegetal retirada nesse intervalo, assim como de áreas que sofreram regeneração e aquelas que mantiveram o mesmo padrão de cobertura. As áreas em vermelho mostram as localidades que, entre 2013 e 2015, perderam cobertura vegetal. As áreas em amarelo mostram aquelas áreas que em 2013 estava sem cobertura vegetal, e que em 2015, apresentou vegetação. Por fim, as áreas em verde representam aquelas que entre os anos estudados, não teve alteração no padrão de ocupação.

Ferrari et al. (2011) afirma que a técnica de subtração de imagens com índices de vegetação permite identificar padrões de mudança na cobertura vegetal entre duas datas distintas, da mesma área. Aplicou-se, então, tal técnica utilizando o índice de vegetação denominado EVI. As classes geradas, de acordo com a Figura 18, foram de desmatamento, manutenção da cobertura vegetal, e regeneração.

Já a Figura 19 mostra os valores normalizados. A lógica estabelecida para a normalização, com valores entre 1 e 100, foi a de que as áreas que possuem desmatamento, representam a situação menos desejável entre as três classes encontradas, com valores entre 1 e 33. Áreas com regeneração sofreram algum tipo de intervenção no intervalo de tempo estudado, por isso ficaram com valores intermediários (34 a 66). E as áreas sem mudanças ficaram com valores entre 67 e 100, indicando as áreas com melhor situação ambiental.

Desmatamento entre 2013 e 2015

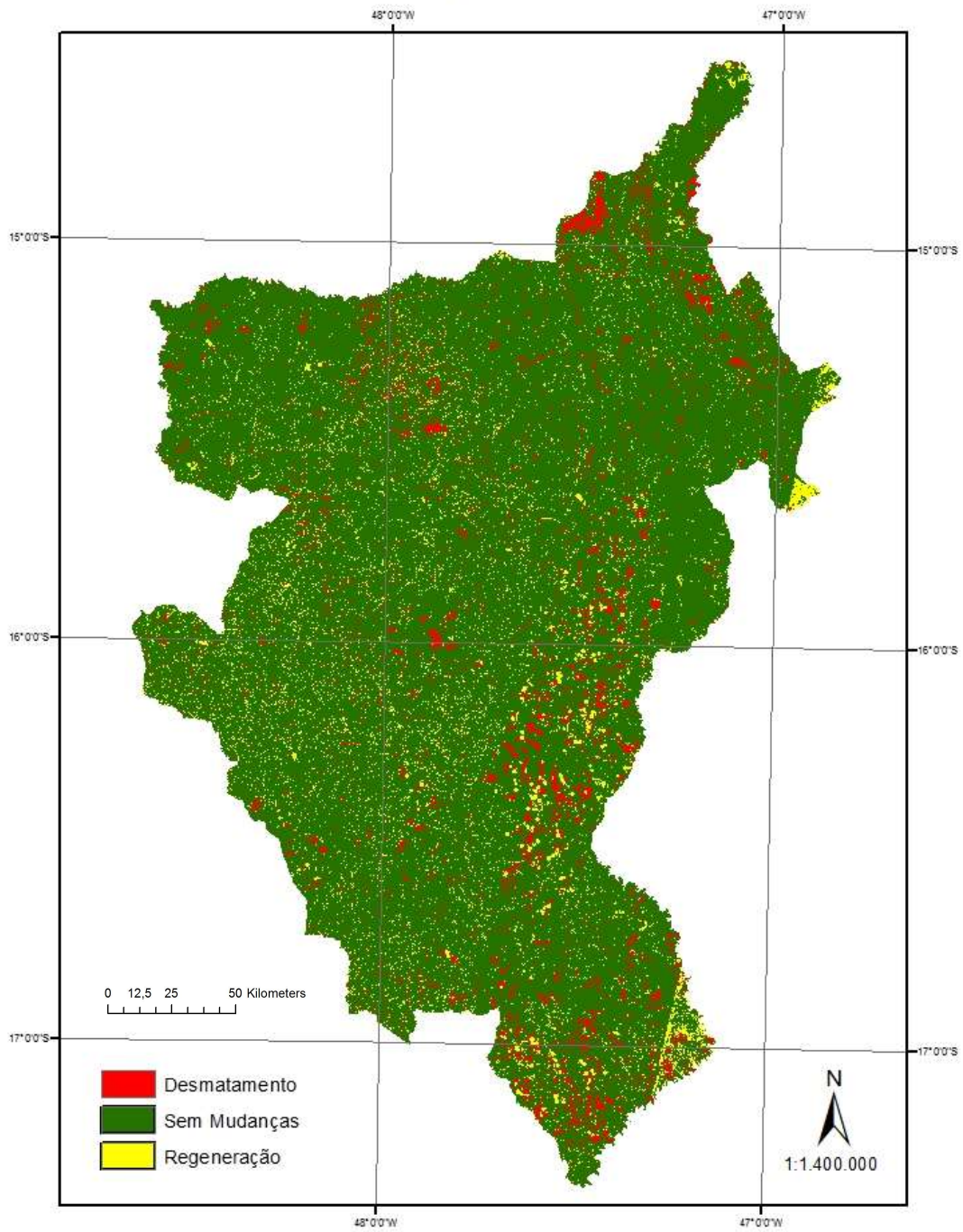


Figura 18 - Classes de supressão de vegetação.

Desmatamento Normalizado

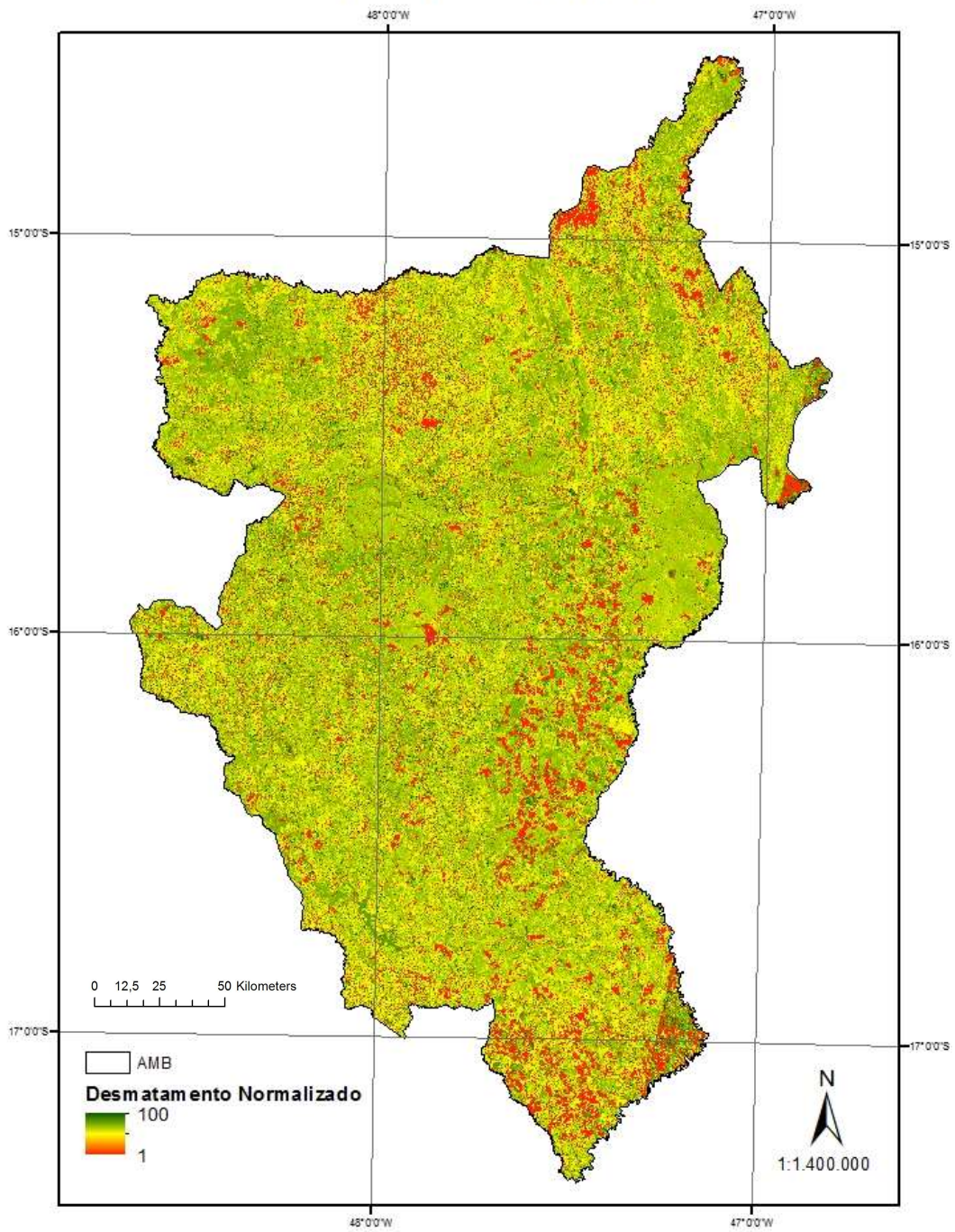


Figura 19 - Desmatamento com valores normalizados.

3.3.2 Indicadores de Pressão

Desconforto térmico

Os dados utilizados para criar o mapa de IDK (Figura 20) foram obtidos a partir do sensor TIRS do satélite Landsat 8, datada de setembro de 2014. Nesse mês, o cerrado está saindo do inverno e entrando na primavera, com baixos valores de umidade (FRANÇA et al., 2015). Esse mapa representa o Índice de Desconforto Térmico de Kawamura (IDK). Esse índice, ao ser calculado, gera valores, conforme tabela 9, que são classificados de acordo com a sensação térmica que oferece.

A Figura 20 mostra que as áreas em verde são aquelas onde existe conforto térmico, sendo a classe mais abundante. As áreas em amarelo representam aquelas em que há desconforto térmico devido ao calor, e as áreas em vermelho são as que representam áreas em que há estresse devido ao calor.

Gomes e Amorim (2003) afirmam que há relação entre o conforto térmico e a densidade da vegetação, e provam que quanto maior a vegetação, maior o índice de conforto térmico. Áreas com alto índice de vegetação possuem um clima mais ameno porque a arborização age para regular a temperatura e a umidade do ambiente, variáveis físicas ambientais importantes.

A importância de se manter a maior parte do território em situação de conforto térmico, dentre outros fatores, reside na manutenção de níveis agradáveis para a população. Aspectos históricos levantados por Frota e Schiffer (2001) indicam que o rendimento do trabalho de operários em minas na Inglaterra cai até 41% quando a temperatura considerada é de 27^o C em relação à temperatura de 19^o C. Para o trabalho físico, o aumento da temperatura ambiente de 20^o C para 24^o C diminui o rendimento em 15%; a 30^o C de temperatura ambiente, com umidade relativa 80%, o rendimento cai 28%. Então nota-se a interferência em produtividade, quando não há regulação da temperatura.

As áreas de conforto térmico são em maioria aquelas próximas à vegetação e à água. Essas são semelhantes às áreas onde a vegetação é densa ou muito densa, representado pela classe confortável, na Figura 20. Áreas em que a vegetação é inexistente, áreas de mineração, solo exposto, queimadas, áreas urbanas e áreas onde a vegetação é quase inexistente, são aquelas áreas onde há estresse devido ao calor, corroborando com estudos de Bias et al. (2003) e Baptista (2003).

A Figura 21 mostra a normalização do IDK para valores entre 1 e 100. O intervalo foi reclassificado pensando na lógica do desconforto térmico como sendo a situação mais desagradável para o convívio humano. O desconforto térmico pode surgir devido ao frio ou calor (KAWAMURA, 1965). No caso da AMB no período estudado (inverno), não houve a detecção de desconforto devido ao frio. Com isso, a pior situação seria aquela em que o estresse devido ao calor atingisse o maior valor, sendo o mesmo igualado a 1. O oposto seria o menor valor encontrado, igualado a 100, que representa as áreas com conforto térmico. E os valores intermediários representando as áreas com desconforto devido ao calor.

IDK - Índice de Desconforto Térmico

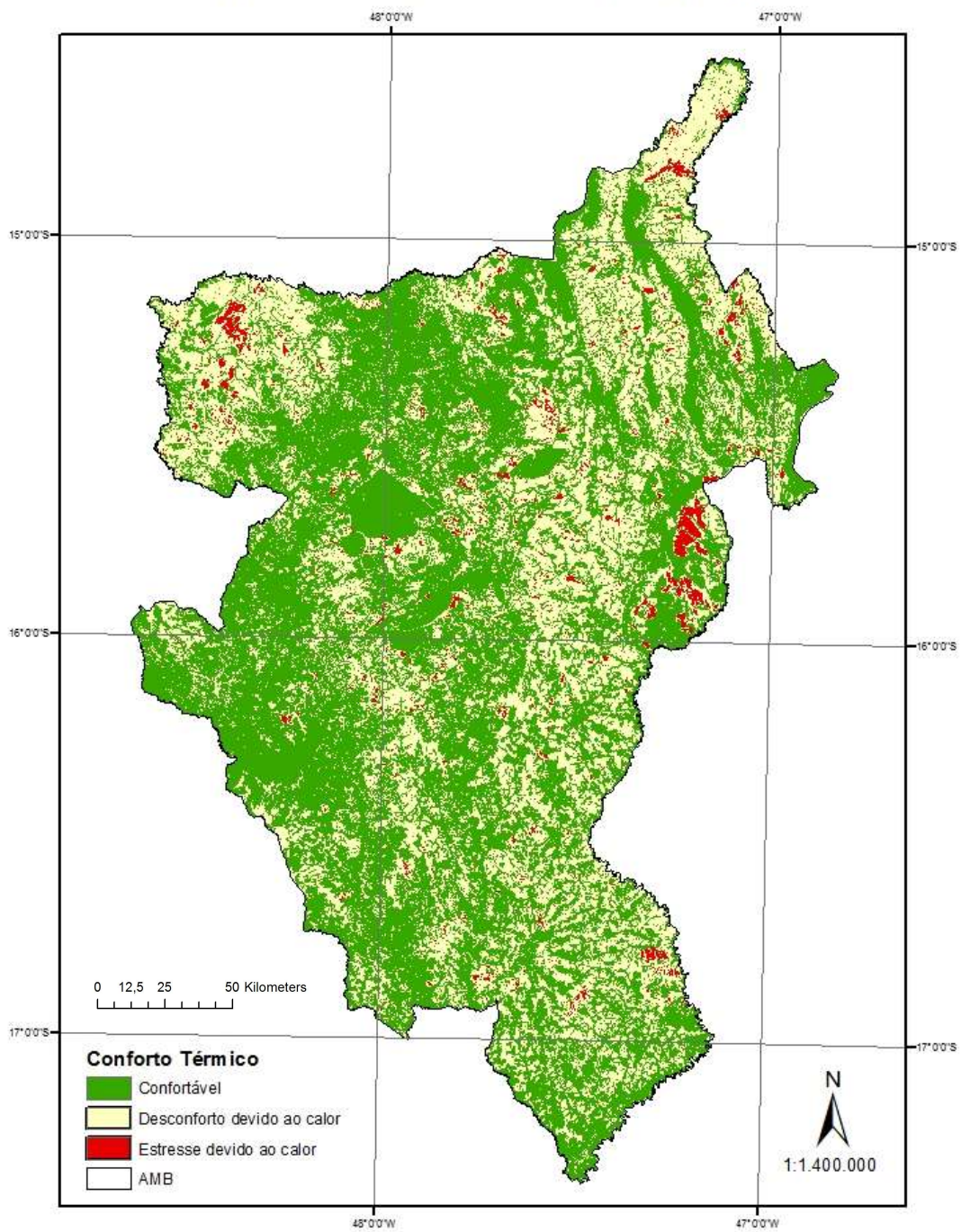


Figura 20 - Índice de Desconforto Térmico.

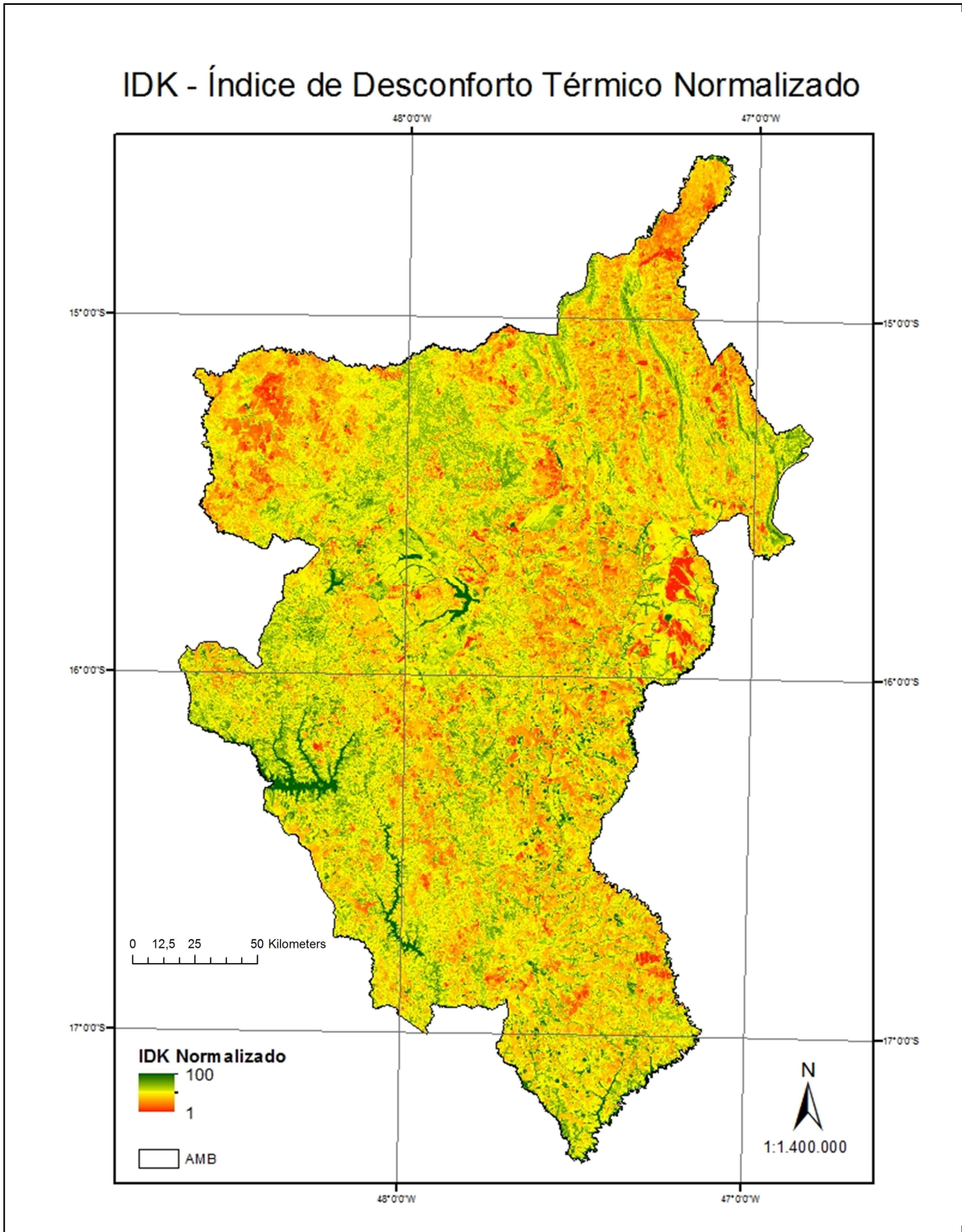


Figura 21 - Índice de Desconforto Térmico normalizado.

Impermeabilização

O produto MODIS MCD12Q1 possui uma classificação confiável para a América do Sul (SANTOS et al, 2014). Sendo a impermeabilização do solo um fator que influencia tanto no sistema hidrológico quanto no aumento do escoamento superficial, gerando impactos negativos (TUCCI, 2002), procurou-se correlacionar a classe de ocupação e uso e o seu grau de impermeabilização.

Para tal, adaptou-se a classificação dos coeficientes de escoamento superficial volumétrico do método de I-Pai-Wu (TAMURA, 2006), para as classes de ocupação e uso detectados na imagem proveniente do sensor MODIS para o ano de 2012 (Figura 22), a exemplo de Sebusiani e Bettine (2011), conforme tabela 13.

Tabela 13 – Correspondência entre uso e ocupação, grau de permeabilidade e coeficiente de permeabilidade.

Classe	Coeficiente de permeabilidade	Grau de permeabilidade
Áreas urbanas e construídas	20	Baixo
Semideserto ou pouca vegetação	40	Baixo
Savanas	50	Médio
Campos	50	Médio
Savanas mais densas	60	Médio
Agricultura	60	Médio
Vegetação natural e agricultura	60	Médio
Arbustos fechados	70	Médio
Arbustos em campo	70	Médio
Floresta de pinus	80	Alto
Floresta de folhas largas	80	Alto
Floresta decídua de pinus	80	Alto
Floresta decídua de folhas largas	80	Alto
Florestas mistas	80	Alto
Pântanos permanentes	80	Alto
Água	100	Alto

A partir dos valores da tabela 13, gerou-se o mapa da Figura 23. Esse mapa mostra as áreas de acordo com o grau de impermeabilização, mas já com os valores variando entre 20 e 100. Os menores valores são as áreas mais impermeáveis, e os maiores valores, as áreas mais permeáveis. Quanto mais impermeável for determinada região, menos o valor e pior a situação ambiental encontrado.

Ocupação e Uso do Solo

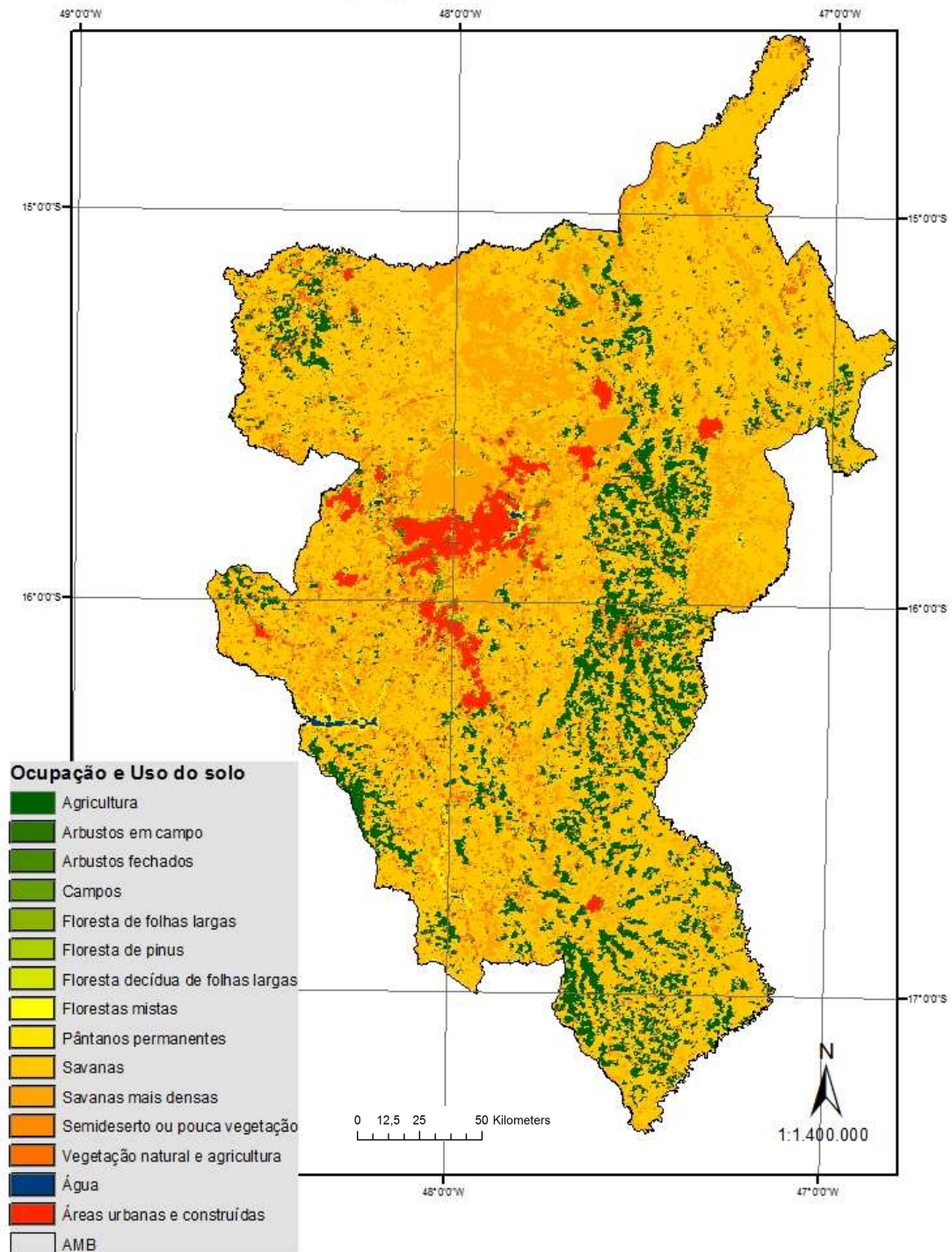


Figura 22 - Ocupação e uso do solo para o ano de 2012.

Impermeabilização Normalizado

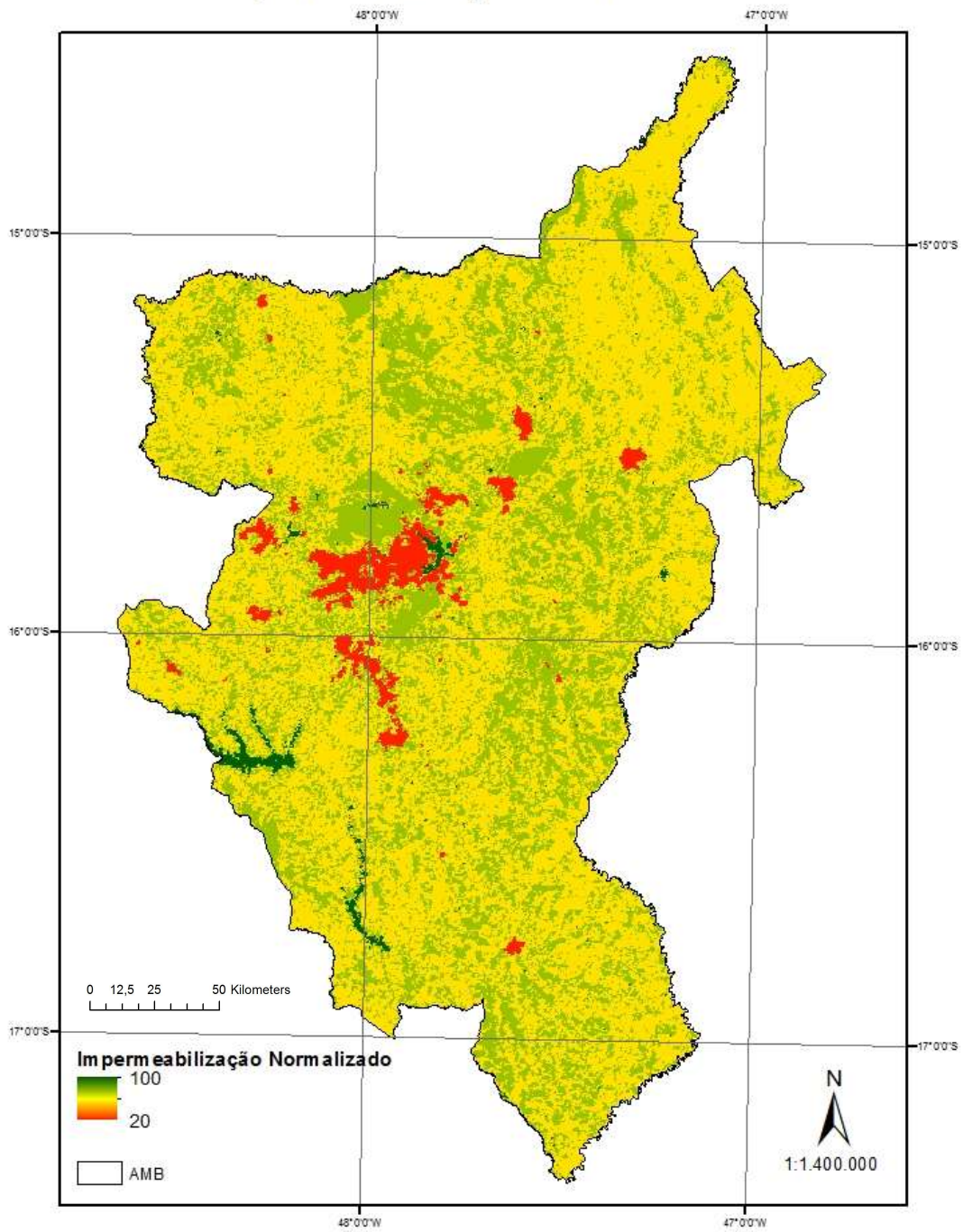


Figura 23 - Normalização dos graus de impermeabilização.

Intensidade de Queimada

Os valores encontrados para o índice RdNBR variaram entre -454,57 a 79.669,25. Seguindo recomendação de Teobaldo e Baptista (2013), os valores foram classificados de acordo com a tabela 14 e a análise qualitativa, mostrado na Figura 24.

Assim, pode-se identificar as áreas que sofreram queimada, manutenção ou permanência da vegetação, e rebrota. Para formulação do índice de QA final, os dados de RdNBR sofreram uma reclassificação, no qual o menor valor foi igualado a 100 (rebrota, melhor condição ambiental) e os maiores valores, igualados a 1 (quanto maior o valor do RdNBR, maior a severidade da queimada, evidenciando a situação mais degradada do ambiente). Os valores reescalados podem ser visualizados na Figura 25. Os valores de RdNBR normalizados foram utilizados para a composição final do índice de QA, que possuindo o mesmo intervalo de valores dos outros indicadores, puderam ser utilizados em conjunto na fórmula final.

Tabela 14 – Classificação dos valores de RdNBR.

Classe	Intervalo
Rebrota	-454,47 a -100
Manutenção da vegetação	-100 a 100
Queimada	> 100

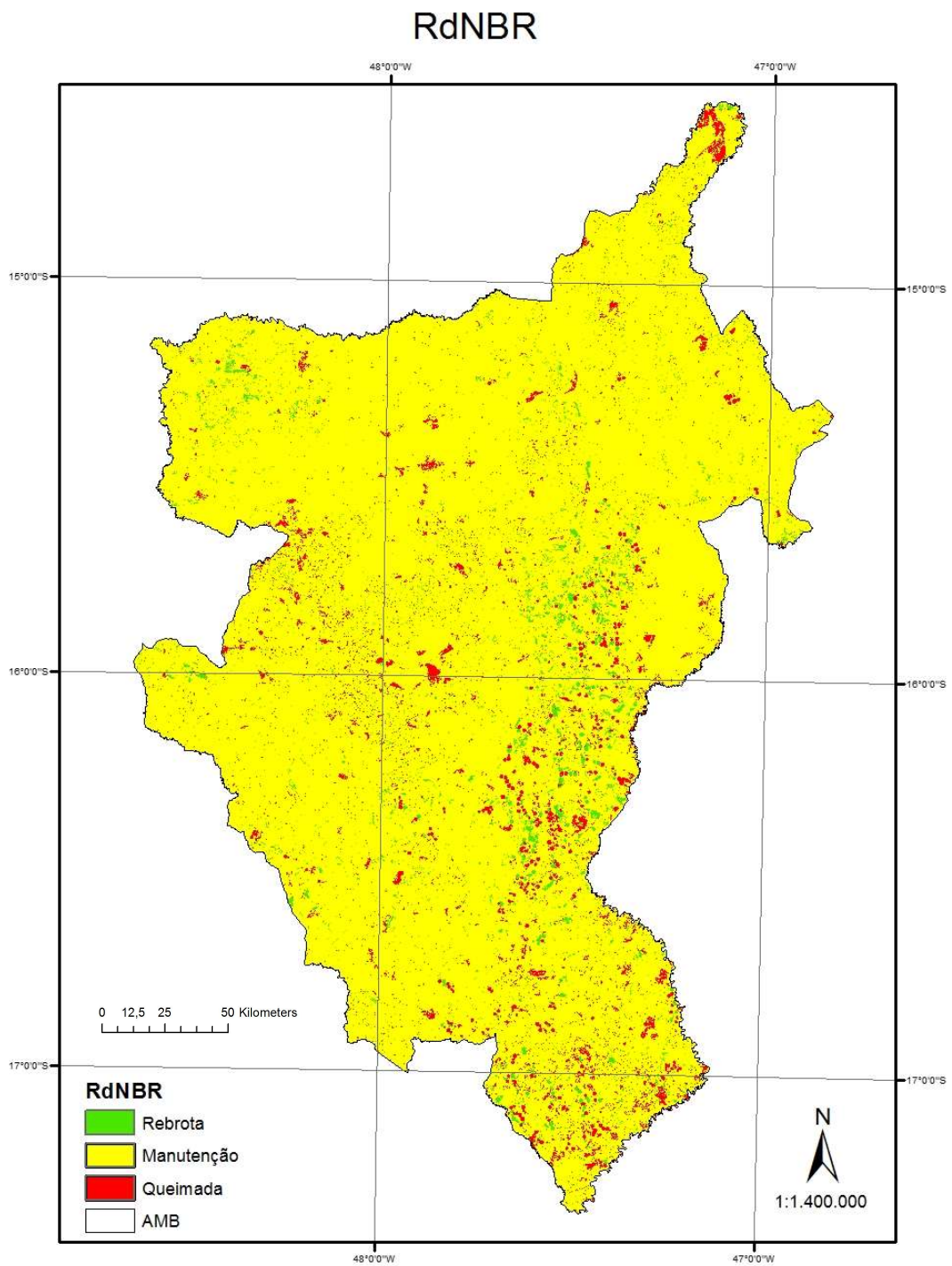


Figura 24 – Índice RdNBR para a AMB.

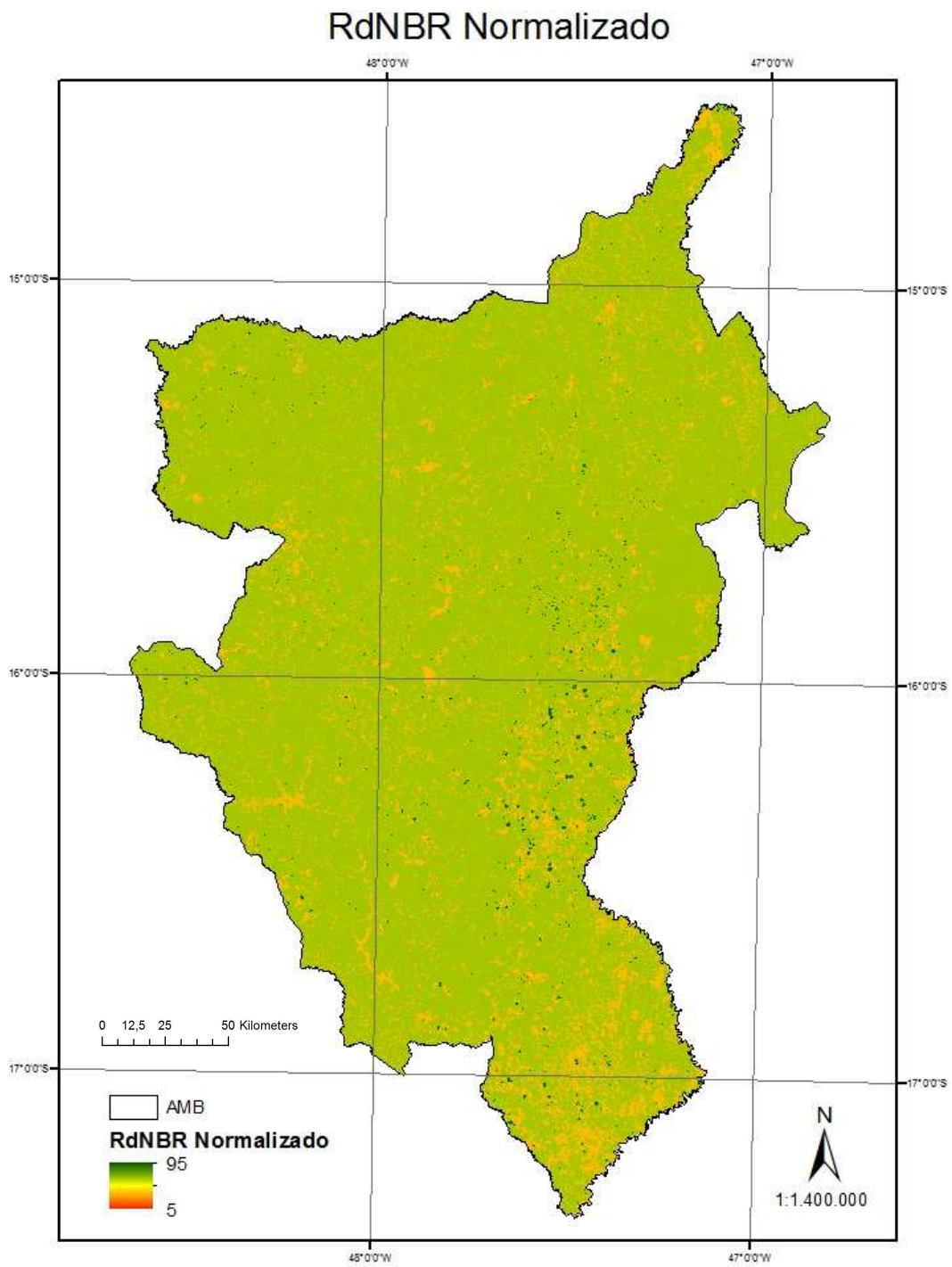


Figura 25 - RdNBR normalizado.

3.3.3 Indicador de Resposta

Índice de Qualidade Ambiental Geográfico – IQAG

A Figura 27 representa a espacialização final do Índice de Qualidade Ambiental Geográfico. O IQAG foi cunhado a partir da média simples entre os indicadores analisados neste capítulo, já que todos foram reescalados e normalizados para valores entre 1 e 100, de acordo com as características de cada um deles. Percebe-se uma variação dos valores entre 78,085 e 50,1019, conforme visualizado na Figura 26, com valor de média de 65,5593 e desvio padrão de 2,7932.

Para atestar a normalidade dos dados, inclui-se o teste de Anderson-Darling, que visa atestar, sob a rejeição de uma hipótese nula de que os dados não seguem uma distribuição específica, a normalidade dos dados (STEPHENS, 1974). Com um *p-value* menor do que 0,05, rejeitou-se a hipótese nula, o que confirma a normalidade dos dados.

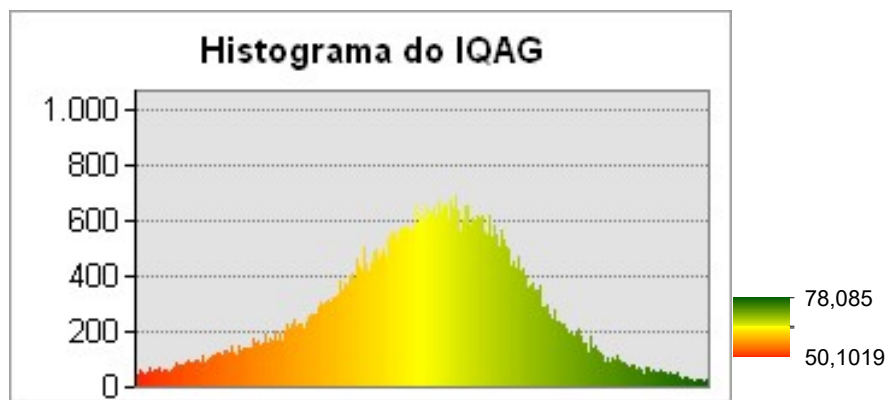


Figura 26 - Histograma do IQAG.

IQAG - Índice de Qualidade Ambiental Geográfico

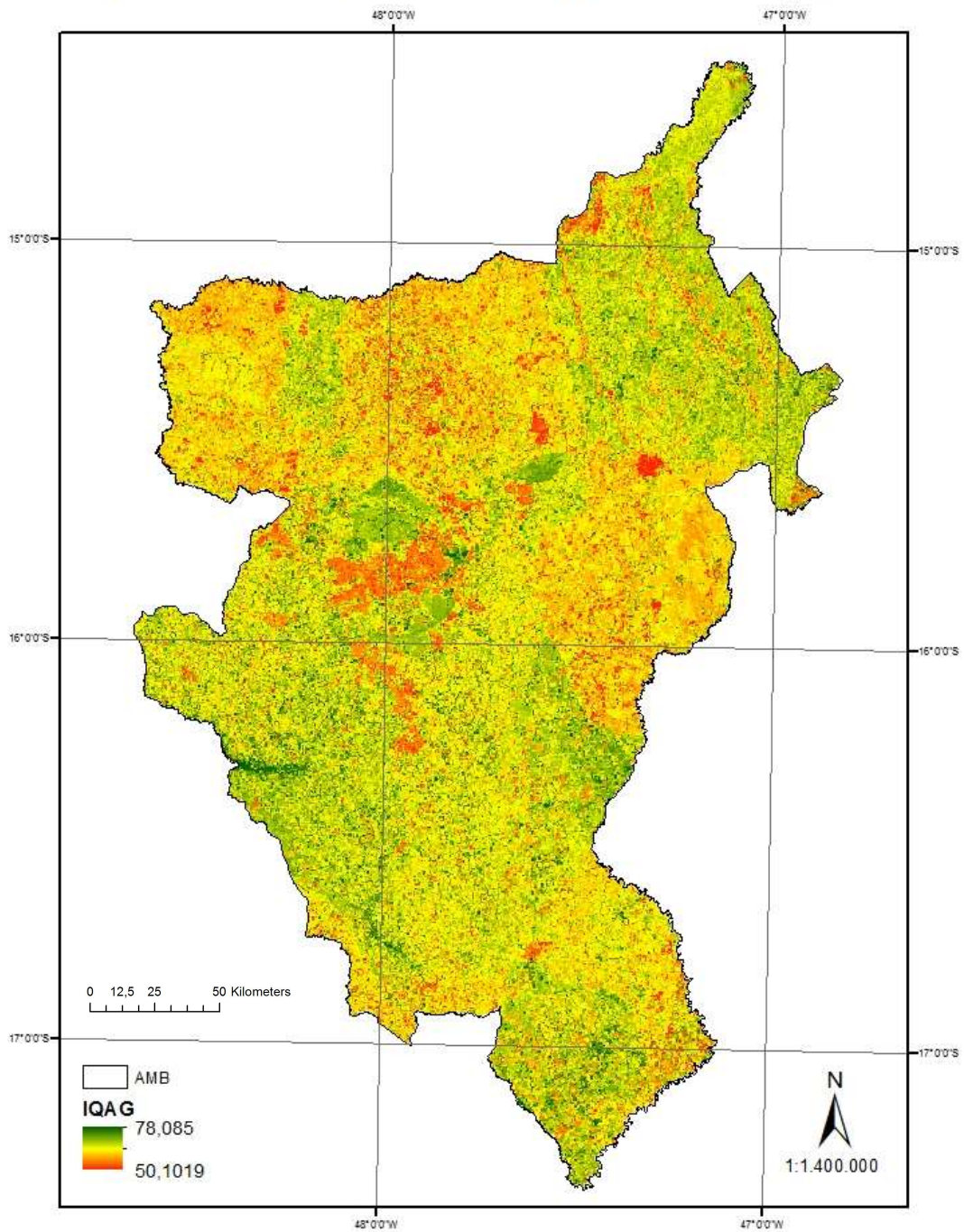


Figura 27 - Índice de Qualidade Ambiental Geográfico.

3.3.4 Análise estatística dos dados

Análise estatística descritiva

Para atestar a validade do modelo, seguiu-se uma rotina de testes estatísticos que visaram entender o papel de cada um dos indicadores no valor final do IQAG. Para tal, analisou-se primeiramente a estatística descritiva dos dados.

A tabela 15 mostra os valores mínimos, máximos, média e desvio padrão dos indicadores e do IQAG. O que apresentou menor desvio padrão foi o RdNBR, e o que mostrou maior desvio padrão foi o Desmatamento.

Tabela 15 - Valores mínimos, máximos, média e desvio padrão dos indicadores normalizados e do IQAG.

Indicador	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão
1 IQAG	50,1019	78,0850	65,5593	2,7932
2 Declividade	1,0000	100,0000	93,2834	7,1306
3 Morfometria	34,0000	67,0000	49,5100	7,7429
4 Impermeabilização	20,0000	100,0000	52,7889	7,8789
5 Evapotranspiração	0,9125	99,9125	65,1168	8,8644
6 Desconforto térmico	1,0000	100,0000	83,0274	4,0042
7 Desmatamento	1,0000	100,0000	70,3204	15,1908
8 RdNBR	5,0000	95,0000	44,8865	0,3562

Para os testes que seguem, foi executado a padronização e normalização dos dados de acordo com a equação 20.

$$Z = \frac{X - \bar{X}}{S} \quad (\text{Eq. 20})$$

No qual Z é o valor padronizado ou normalizado, X é o valor original, \bar{X} é a média dos valores originais e S é o desvio padrão.

A covariância é a medida do grau de interdependência entre duas variáveis aleatórias (MILONE, 2009). Quanto mais perto o valor de covariância for de zero, menos as variáveis se movem juntas ao longo do espaço.

Observando a tabela 16 percebe-se que existe uma baixa covariância entre o Desconforto Térmico e a Evapotranspiração, com valor de -5,77553, o menor encontrado. Entre o Desmatamento e a Evapotranspiração, encontrou-se o maior valor de correlação entre as variáveis independentes, cujo valor foi 19,35507. Em relação ao IQAG, o indicador que apresentou maior covariância foi o desmatamento, mostrando que o mesmo possui uma variação espacial que acompanha o índice final, mesmo que de maneira mais fraca.

Tabela 16 – Matriz de covariância.

	IQAG	Declividade	Morfometria	Impermeabilização	Evapotranspiração	Desconforto térmico	Desmatamento	RdNBR
IQAG	1,61784							
Declividade		3,38525						
Morfometria			-0,54105					
Impermeabilização				-1,13009				
Evapotranspiração					-0,61674			
Desconforto térmico						1,13551		
Desmatamento							-0,78115	
RdNBR								-0,10878
IQAG					0,14228			
Declividade						1,48352		
Morfometria							-1,77137	
Impermeabilização								-0,00234
Evapotranspiração						2,99312		
Desconforto térmico							-	-0,33608
Desmatamento							19,35507	
RdNBR							0,29979	-0,00224
IQAG								1,61540

A correlação evidencia como duas variáveis aleatórias de relacionam (MILONE, 2009). Quanto maior a inter-relação, mais próximo de 1 o valor será, podendo ser positivo ou negativo.

Entre os indicadores, de acordo com a tabela 17, a correlação entre RdNBR e Declividade apresentou valor de -0,37608, mostrando uma relação negativa entre as mesmas, mesmo que fraca. Entre o RdNBR e o Desmatamento, encontrou-se uma correlação moderada (FIGUEIREDO FILHO e SILVA JÚNIOR, 2009). Tal fato pode ser explicado pela dinâmica do desmatamento, no cerrado, ser acompanhada pela queimada, que acaba por suprimir a parcela da vegetação fotossinteticamente ativa.

Ao analisar a correlação dos indicadores com o IQAG, o que apresentou maior valor foi de desmatamento (0,64975), considerada correlação moderada. Tal fato pode ser explicado pela relação que a vegetação possui com as outras variáveis, como RdNBR, Impermeabilização, Desconforto térmico, evapotranspiração. A cobertura vegetal tem forte influência na dinâmica natural e antropizada da paisagem, condicionando a maioria dos indicadores utilizados.

Tabela 17 - Matriz de correlação.

	IQAG	Declividade	Morfometria	Impermeabilização	Evapotranspiração	Desconforto térmico	Desmatamento	RdNBR
IQAG	1,0000	0,19339	0,35970	0,36121	0,14466	0,26909	0,64975	0,25056
Declividade		1,00000	-0,02340	-0,06723	-0,21896	-0,32515	0,07340	-0,37608
Morfometria			1,00000	-0,04248	-0,02078	0,08419	-0,01515	-0,07845
Impermeabilização				1,00000	0,00469	0,10753	-0,03360	-0,00165
Evapotranspiração					1,00000	0,00469	0,10753	-0,00165
Desconforto térmico						1,00000	0,00469	-0,00165
Desmatamento							1,00000	-0,00165
RdNBR								1,00000

Evapotranspiração	1,00000	0,19449	-0,32909	-0,21242
Desconforto térmico		1,00000	0,01121	-0,00312
Desmatamento			1,00000	0,58779
RdNBR				1,00000

Regressão Linear Múltipla

Para testar o relacionamento entre as variáveis preditoras (variáveis independentes, ou os indicadores) e a variável dependente (ou de resposta, representado pelo IQAG), realizou-se uma Análise de Variância – ANOVA e outra de regressão linear múltipla.

Primeiramente aplicou-se o teste ANOVA, objetivando determinar quais dos indicadores (ou variáveis independentes) são significantes para o resultado do modelo. Foi utilizado um nível de significância de 0,05.

Tabela 18 – Resultados do teste ANOVA.

Indicador	<i>p-value</i>
Declividade	0,000
RdNBR	0,000
Desmatamento	0,000
IDK	0,000
Evapotranspiração	0,000
Morfometria	0,000
Impermeabilização	0,000

Para todos os indicadores (tabela 18), obteve-se o *p-value* igual a zero. Quando o valor encontrado é menor que o valor escolhido como significância, tem-se que o indicador ou a variável é estatisticamente significativa para o modelo.

Ainda procurando atestar o quão bom o modelo explica os dados, calculou-se o desvio padrão e o coeficiente de determinação (R^2). O valor encontrado para o R^2 foi de 76,17%. Esse valor indica que cerca de 76% dos dados respondem ao ajuste do modelo, mensurando a capacidade do mesmo em dar respostas quando solicitado. Tal valor é considerado alto, confirmando que o modelo indica valores quase sempre corretos em uma situação de predição.

Na análise de regressão múltipla, calculou-se o *p-value* afim de testar a hipótese nula de que o indicador não tem efeito no cálculo do modelo. Em outras palavras, uma variável preditora (independente), com *p-value* abaixo do indicado como nível de significância, atesta que a mesma é importante para o modelo pois ela modifica o valor final da variável de resposta (ou dependente).

Tabela 19 – Resultados da regressão linear múltipla.

Indicador	<i>p-value</i>	Coeficiente
Desmatamento	0	0,70674
Evapotranspiração	0	0,38780

Morfometria	0	0,36982
Impermeabilização	0	0,31510
Declividade	0	0,20877
IDK	0	0,18904
RdNBR	0	0,01799

A tabela 19 mostra que todos os indicadores são relevantes para o modelo, pois sem exceção apresentaram p-value iguais a zero.

O coeficiente de regressão, também apresentado na tabela 19, representa o quanto cada indicador, quando alterado e mantido as outras variáveis preditoras, altera o valor da variável resposta ou independente.

A variável que mais altera o valor final de IQAG é o desmatamento. Sabendo que a vegetação tem importância no estabelecimento do conforto térmico, ajuda na incorporação da umidade do ar, interfere no aumento da infiltração da água no solo evitando acúmulo de água na superfície e evitando a erosão (TEZA e BAPTISTA, 2014), a retirada da vegetação causa interferência em todos os aspectos supracitados, que conseqüentemente diminui a QA.

Tal fato é atestado pelo valor do coeficiente encontrado para o desmatamento (0,70674). O segundo fator que mais interfere na variável resposta é a ETr (0,38780), que também está diretamente ligado a presença ou ausência de vegetação.

Assim, chegou-se a equação 21, representando a regressão linear entre as variáveis preditoras e de resposta.

$$\text{IQAG} = 0,20877 * \text{declividade} + 0,01799 * \text{RdNBR} + 0,70674 * \text{desmatamento} + 0,18904 * \text{IDK} + 0,38780 * \text{evapotranspiração} + 0,36986 * \text{morfometria} + 0,31510 * \text{impermeabilização} \quad (\text{Eq. 21})$$

Variance Inflation Factor – VIF

Ainda procurando atestar a validade do modelo, aplicou-se o VIF que busca medir a redundância entre as variáveis preditoras ou independentes.

Tabela 20 – Resultados do VIF.

Indicador	VIF
Desmatamento	1,369049
Evapotranspiração	1,212731
Morfometria	1,023783
Impermeabilização	1,018501
Declividade	1,145791
IDK	1,195671
RdNBR	1,237023

Como verificado na tabela 20, todos os indicadores apresentam valores abaixo de 7,5. Tal fato reforça a ideia de que não existe redundância entre as variáveis, ou seja, que todas elas possuem influência no valor final de IQAG.

Wald Statistics

Para medir e atestar o nível de significância geral do modelo, aplicou-se o Wald Test. O *p-value* encontrado foi de zero, valor que rejeita a hipótese nula de que as variáveis independentes não são efetivas. Com isso, mais uma vez, atesta-se a validade do modelo em fornecer dados sobre a QA, de acordo com os indicadores utilizados.

Análise dos resíduos

Procurando analisar os resíduos do modelo (Figura 28), aplicou-se o teste de hipótese *Jarque-Bera Statistics*, que procura atestar a distribuição normal ou não dos valores conhecidos ou observados menos os valores preditos ou estimados. Para um nível de confiança de 95%, o *p-value* encontrado foi de zero, evidenciando que os resíduos não possuem distribuição normal.

Quando os resíduos não apresentam uma distribuição normal, o modelo não faz uma predição total da variável dependente. Tal fato era de se esperar, pois a fonte de dados utilizada (sensoriamento remoto) limita o uso de mais variáveis. Isso não descarta a validade do modelo, que diante dos indicadores utilizados, prevê com uma eficácia de cerca de 76% (vide coeficiente de determinação) o valor final do IQAG.

ESRI (2009) recomenda a aplicação do teste de hipótese Moran's I, para analisar a autocorrelação espacial do modelo e atestar se os resíduos são resultados aleatórios ou não. Não é desejável que os resíduos sejam aleatórios, pois isso traria incertezas quanto a validade do modelo.

Assim, aplicou-se o referido teste. Chegou-se ao valor de z-score de 47,572. Tal valor afirma que existe uma autocorrelação espacial dos resíduos (eles se apresentam sob o formato de clusters), atestando que existe menos de 1% de chance de que as concentrações sejam um resultado aleatório e que os resíduos são provenientes do modelo, com *p-value* de zero (100% de chance de a hipótese ser confirmada). Em outras palavras, o teste de Moran's I revelou que os resíduos são espacialmente correlacionados, no qual é possível prever os valores que se assume a partir do valor estimado em parcelas próximas espacialmente (BARLING et al., 2000; BONE et al., 2013).

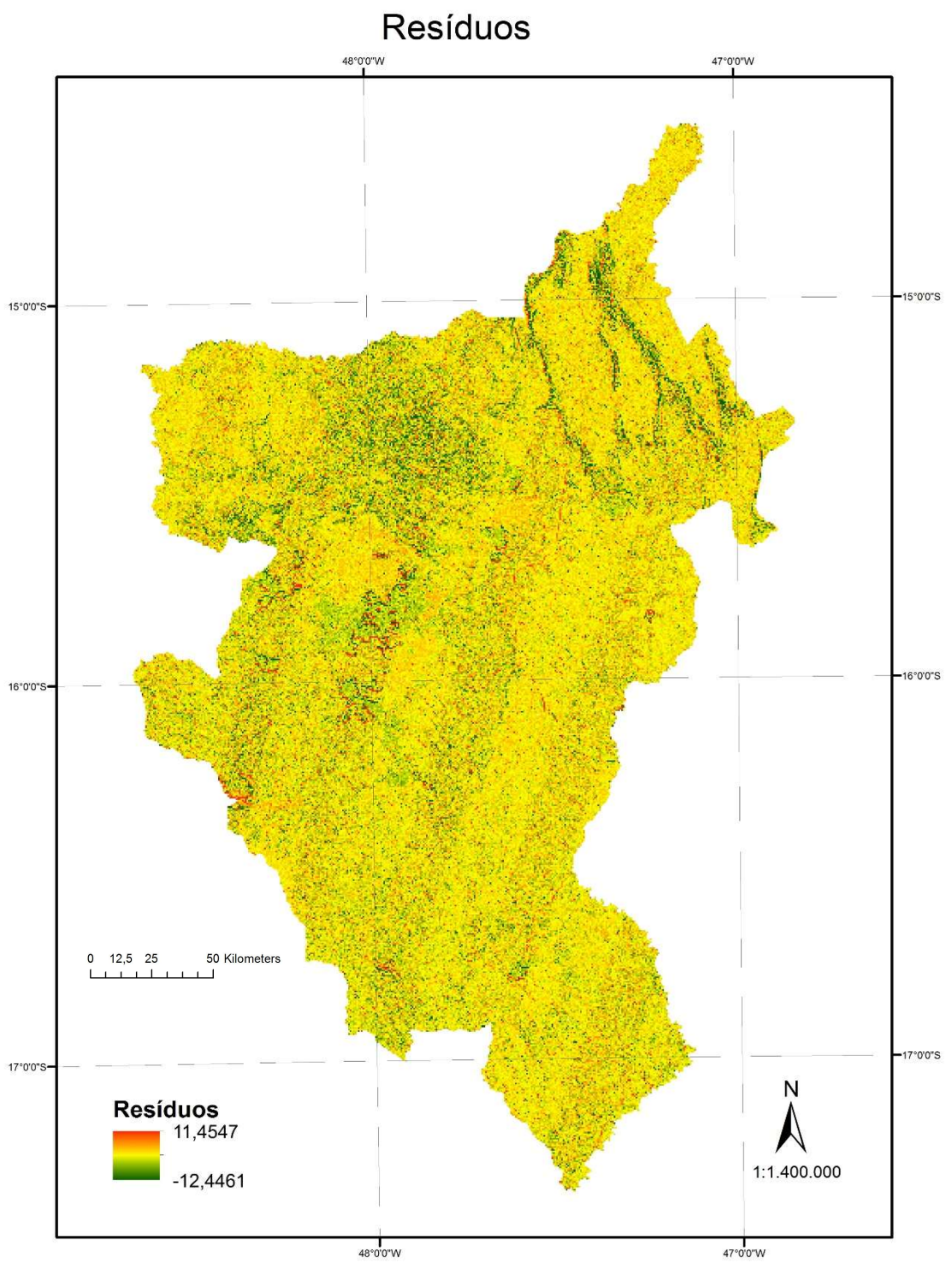


Figura 28 - Espacialização dos resíduos.

3.4 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Ao se criar um modelo ambiental, o primeiro obstáculo a superar é a dificuldade de se entender o funcionamento do sistema que se deseja modelar, e passa pela necessidade de dados que sejam satisfatórios para responder as questões impostas pelo próprio modelo.

Neste estudo, quando se objetivou a criação de um modelo de QA, muitas questões precisaram ser respondidas antes que pudesse se empregar a metodologia escolhida. Primeiramente precisou-se ter uma definição clara do que consiste a QA. Essa definição foi pautada em fatores que pudessem criar ou levantar uma definição que levasse a uma análise objetiva do tema. Levantados os aspectos necessários e definidores, conseguiu-se definir a QA de maneira objetiva e clara. Com isso, pode-se criar um embasamento teórico para que um modelo matemático pudesse ser criado.

Para atender ao outro problema da modelagem ambiental, criou-se um sistema de indicadores ambientais, que levantados a partir de dados oriundos de sensoriamento remoto, pudessem atender a demanda criada. A adaptação do modelo de PER da OCDE se mostrou capaz de organizar os indicadores e relacioná-los de forma a criar subprodutos e análises capazes de determinar a QA em determinadas áreas.

Afim de poder alimentar o modelo determinístico criado, os dados de sensores remotos e seus respectivos índices se mostraram capazes de fornecer dados suficientes para a espacialização da QA na Área Metropolitana de Brasília. Mas, como todo modelo, ainda existe a necessidade de melhoria e inserção de novos dados, como atestado pelas análises estatísticas.

A hipótese de criação de um modelo de QA baseado exclusivamente em dados de sensoriamento remoto pôde ser verificada e atestada, já que os resultados e os testes estatísticos mostraram que o modelo é capaz de dar respostas no sentido de dizer as áreas que possuem maiores ou menores valores de QA.

Os objetivos, tanto geral quanto específicos, foram confirmados e cumpridos. O levantamento de trabalhos e pesquisas que criaram índices de QA foi feito, assim como o registro dos principais indicadores utilizados. Dentre os mais utilizados, selecionou-se aqueles que puderam ser modelados a partir de dados de sensoriamento remoto. Por fim, a integração se deu a partir da adaptação do modelo PER da OCDE.

Novos dados podem ser buscados de outras fontes, como levantamentos in loco ou dados adquiridos sob o aspecto direto. Porém, o caso do presente estudo, que mostrou a possibilidade de criação de um modelo de QA baseado exclusivamente em dados de sensoriamento remoto, tem-se o grande diferencial: abertura para replicação do modelo em áreas que não possuem informações de campo.

O termo QA, cada vez mais utilizado, obteve neste trabalho a sua definição mais objetiva, e ainda sua aplicação, com uma alternativa metodológica validada estatisticamente. A tomada de decisão da governança, principalmente de áreas urbanas e de regiões metropolitanas, tem na espacialização da QA uma poderosa ferramenta para conhecer a fundo quais os fatores que podem aumentar ou diminuir a forma como os aspectos ambientais são tratados, e o mais importante, em qual ou quais fatores interferir para obter uma melhor resposta em termos de economia de recursos e tempo.

Recomenda-se, portanto, a replicação do modelo em outras áreas e em diferentes escalas, procurando sempre manter a aquisição dos dados brutos pautados em sensores remotos (tanto orbitais, quanto sub orbitais). Dado a validação e crescente uso de tais informações e o grau de confiabilidade por elas disponibilizado, poderá ser criada uma forma de ter cada vez áreas maiores e cada vez mais informações acerca da superfície terrestre, principalmente em áreas com grandes concentrações populacionais.

REFERÊNCIAS

- ABREU SÁ, T. D., KATO, O. R., CARVALHO, C. J. R., & OLIVEIRA FIGUEIREDO, R. Queimar ou não queimar? De como produzir na Amazônia sem queimar. **Revista USP**, n. 72, p. 90-97, 2007.
- ALLEN, J. L.; SORBEL, B. Assessing the differenced Normalized Burn Ratio's ability to map burn severity in the boreal forest and tundra ecosystems of Alaska's national parks. **International Journal of Wild land Fire**, 2008.
- ALLEN, R. G., PEREIRA, L. S., RAES, D., & SMITH, M. **Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements**. Rome: FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1998. p. 326. (FAO Irrigation and Drainage Paper).
- ALLISON, P. D. **Multiple Regression: A Primer**. Thousand Oaks, CA: Pine Forge Press, 1999. p. 142.
- ALMEIDA, W. S., SOUZA, N. M., JUNIOR, D. S. R., & de CARVALHO, J. C. Análise Morfométrica em Bacias Hidrográficas Fluviais como Indicadores de Processos Erosivos e Aporte de Sedimentos no Entorno do Reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) Corumbá IV. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 14. n. 2, 2013.
- ATAÍDE, K. R. P. **Modelagem de Determinação da Evapotranspiração Real para o Bioma Cerrado por meio de Dados de Sensoriamento Remoto Orbital**. Orientador: Prof. Dr. Gustavo Macedo de Mello Baptista. Tese de doutorado. Instituto de Geociências Aplicadas – Hidrogeologia e Meio Ambiente, Universidade de Brasília, Brasília, 2012.
- BAKKES, J.A. **An overview of environmental indicators: state of the art and perspectives**. Nairobi: United Nations Environment Programme (UNEP)/Dutch National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), 1994.
- BAPTISTA, G. M M. Ilhas Urbanas de Calor. **Scientific American Brasil**, São Paulo, v. 8, n. 8, p. 54-59, 2003.
- BAPTISTA, G. M. M. Sensores imageadores na faixa do termal (8 a 14 μm). Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto. In: Paulo Roberto Meneses; Tati de Almeida. (Org.). **Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto**. 1ed. Brasília: UnB/CNPq, 2012, v. 1, p. 47-56.
- BAPTISTA, G.M.M. Estudo Multitemporal do fenômeno Ilhas de Calor no Distrito Federal. **Revista Meio Ambiente**, n. 02, p. 03-17, 2002.
- BARGOS, D. C. **Mapeamento e análise das áreas verdes urbanas como indicador da qualidade ambiental urbana: estudo de caso de Paulínia-SP**. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP., 2010.

BARLING, K. S., SHERMAN, M., PETERSON, M. J., THOMPSON, J. A., MCNEILL, J. W., CRAIG, T. M., & ADAMS, L. G. Spatial associations among density of cattle, abundance of wild canids, and seroprevalence to *Neospora caninum* in a population of beef calves. **Journal of the American Veterinary Medical Association**, v. 217, n. 9, p. 1361-1365, nov. 2000. doi: 10.2460/javma.2000.217.1361

BERRY, J. K. What's in a model. **GIS World**, v. 8, n. 1, p. 26–28, 1995.

BIAS, E. S., BAPTISTA, G. M. M., LOMBARDO, M. A. Análise do fenômeno de ilhas de calor urbanas, por meio da combinação de dados Landsat e IKONOS. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11., 2003, Belo Horizonte – MG.

BOERSEMA, J. J. Environmental sciences, sustainability and quality. In. BOERSEMA, Jan J.; REIJNDERS, Lucas. **Principles of Environmental Sciences**. Amsterdam: Springer, 2009. p. 3-4.

BONE, C., WULDER, M. A., WHITE, J. C., ROBERTSON, C., & NELSON, T. A. A GIS-based risk rating of forest insect outbreaks using aerial overview surveys and the local Moran's I statistic. **Applied Geography**, v. 40, p. 161–170, june 2013.

BORTOLUZZI, S. C. **Avaliação de desempenho econômico-financeiro da empresa Marel Indústria de Móveis S.A.: a contribuição da metodologia multicritério de apoio à decisão construtivista (MCDA-C)**. 2009. 295f. Dissertação (mestrado em Contabilidade) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Plano de ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas: cerrado**. Brasília: MMA, 2011. 200 p.

BRIGUENTI, E. C. **Uso de geoindicadores na avaliação da qualidade ambiental da Bacia do Ribeirão Anhumas**. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Geociências. Campinas/SP., 2005.

BUENO, C. L. **A influência da vegetação no conforto térmico urbano e no ambiente construído**. Tese (Doutorado em Saneamento e Ambiente) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas. 186 p., Campinas, 2003.

CALIXTO, B. B.; TEZA, C. T. V. **Análise morfométrica das bacias hidrográficas delimitadas a partir de imagens SRTM da Área Metropolitana de Brasília – AMB**. Trabalho de conclusão de curso - Pós-Graduação em Geoprocessamento Ambiental da Universidade de Brasília - UnB, Brasília, Distrito Federal, 2015.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: princípios e aplicações**. Porto Alegre: Artmed, 2003.

CAMARGO, C. E. S. Qualidade Ambiental e Adensamento Urbano na Cidade De Presidente Prudente/SP. **Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales**, Universidad de Barcelona, ano 9, v. 194, n. 46, 2005.

CARNEIRO, A.M.C.; DUTRA, L.V. Construção de um mapa de conforto urbano de Belo Horizonte com uso de imagens ASTER e modelo múltiplo de mistura. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14. (SBSR), 2009, 23 Natal. Anais... São José dos Campos: INPE, 2009.p. 631-638. DVD on-line. ISBN 978-85-17-00044-7. (INPE-15962-PRE/10571). Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.03.14.57/doc/631-638.pdf>> Acesso em 20 abril 2013.

CARRARA, A. L. R.; FORESTI, C.; SANTOS, J. R. A Distribuição dos Espaços Verdes em Áreas urbanas: Cartografia e Análise Comparativa entre dados TM/Landsat e HRV/SPOT. In: ENCONTRO NACIONAL DE SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO AO PLANEJAMENTO MUNICIPAL, 2., 1991, Serra Negra, BR. Anais...1991. p. 11-22. (INPE-5262-PRE/1686).

CARVER, S. J. Integrating multi-criteria evaluation with geographical information systems. **International Journal of Geographical Information System**, v. 5, n. 3, p. 321-339, 1991.

CASTRO, L. L. F. L. **Estudo de parâmetros de conforto térmico em áreas verdes inseridas no ambiente urbano**. 125 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Ambiente) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 1999.

CASTRO, S. B.; CARVALHO, T. M. Análise morfométrica e geomorfologia da bacia hidrográfica do rio Turvo - GO, através de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento. **Scientia Plena**, v. 5, n. 2, 2009.

CHANNAN S. K., COLLINS, K. & EMANUEL, W. R. **Global mosaics of the standard MODIS land cover type data**. University of Maryland and the Pacific Northwest National Laboratory. Maryland: College Park, 2014.

CHATTERJEE, S.; PRICE, B. **Regression Analysis by example**. New York: John Wiley, 1991.

CHISTOFOLETTI, A. **A Geomorfologia: a análise de bacias hidrográficas**. 2 ed. São Paulo: Editora Edgard Blucher, 1980. 198 p.

CHORLEY, R. J.; KENNEDY, B. A. **Physical Geography: a systems approach**. Englewood Cliffs, Prentice Hall, 1971.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. 1. ed. São Paulo: Blucher, 1999.

COHEN, J. **Statistical power analysis for the behavioral sciences**. Hillsdale, NJ: Erlbaum, 1988.

COHEN, W.; TURNER, D. P. KENNEDY, R. E., FASSNACHT, K. S., BRIGGS, J. Relationships between leaf area index and Landsat TM spectral vegetation indices across three temperate zone sites. **Remote Sensing of Environment**, n. 70, p. 52–68, 1999.

COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL (CODEPLAN). **A dinâmica migratória na Área Metropolitana de Brasília – AMB** entre 1991 e 2010. 2013. Disponível em <<http://www.codeplan.df.gov.br/areas-tematicas/demografia.html>>. Acesso em: 25 de março de 2014.

COUTINHO, L.M. **Cerrado**. 2002. Disponível em: <http://ecologia.ib.usp.br/cerrado/>. Acesso em: 15 de julho de 2014.

COUTINHO, L.M. Fire in the ecology of the Brazilian cerrado. In: FIRE in the tropical biota. Ed. J.G. Goldammer. New York: Springer-Verlag, 1990. cap. 6, p. 82-105

DAMASCENO, L. L. B. **Análise da qualidade ambiental urbana da cidade de Uberlândia (MG) a partir de indicadores socioambientais**. Dissertação de Mestrado - Instituto de Geografia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia/MG, 2012.

DANCEY, C.; REIDY, J. **Estatística Sem Matemática para Psicologia: Usando SPSS para Windows**. Porto Alegre, Artmed, 2006.

DIAS, F. A.; GOMES, L. A.; ALKMIM, J. K. Avaliação da qualidade ambiental urbana da bacia do Ribeirão do Lipa através de indicadores, Cuiabá/MT. **Soc. nat.** (Online), v. 23, n. 1, p. 127-147, 2011.

DÍAZ-MORENO, A. B. Possibilidades metodológicas de aplicación de indicadores ambientales a nível municipal. **Revista de estudos ambientais**, Blumenau, v. 1, n. 1, p. 77-95, jan/abr, 1999.

DNPM 860.147/2007. **Relatório final de pesquisa – Nova Veneza Mineração Ltda**. Julho 2007. 54p.

ENGEL-COX, J. A., HOLLOMAN, C. H., COUTANT, B. W., & Hoff, R. M. Qualitative and quantitative evaluation of MODIS satellite sensor data for regional and urban scale air quality. **Atmospheric Environment**, n. 38, p. 2495–2509, 2004.

EPA. **National Air Quality and Emissions Trends Report**, 1997. EPA 454:R-98-016. Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC, December, 1998.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ESRI) Interpreting OLS Results. Disponível em <http://webhelp.esri.com/arcgisdesktop/9.3/index.cfm?TopicName=Interpreting_OLS_results>. 2009.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. **EIONET GEMET Thesaurus**. Disponível em: <<http://www.eionet.europa.eu/gemet/concept?cp=2912&langco de=en&ns=1>>. Acesso em: 21 nov. 2012.

FERRARI, J. L.; SANTOS, A. R.; GARCIA, R. F. Análise da Vegetação por Meio da Subtração de Imagem NDVI na Sub-Bacia Hidrográfica do Córrego do Horizonte, Alegre, ES. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 3, p. 3-18, jul/set. 2011.

FIGUEIREDO FILHO, D. B; SILVA JÚNIOR, J. A. Desvendando os mistérios do coeficiente de correlação de Pearson. **Revista Política Hoje**, v. 18, n. 1, 2009.

FOCARDI, S., LOISELLE, S. A., MAZZUOLI, S., BRACCHINI, L., DATTILO, A. M., & ROSSI, C. Satellite-based indices in the analysis of land cover for municipalities in the province of Siena, Italy. Department of Chemical and Biosystems Sciences, University of Siena. **Journal of Environmental Management**, v. 86, p. 383–389, 2008.

FONI, A.; SEAL, D. Shuttle Radar Topography Mission: an innovative approach to shuttle orbital control. **Acta Astronautica**, n. 54, p. 565—570, 2004.

FORESTI, C.; PEREIRA, M. N.; FLORENZANO, T. G. Aplicação de índices vegetativos no estudo do ambiente urbano de São Jose dos Campos - SP, com utilização de dados TM-Landsat. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE DEFESA DO MEIO AMBIENTE, 2., 1987, Rio de Janeiro, BR. **Anais...** 1987. p. 293-306. (INPE-7550- PRE/1381).

FRANÇA, H. **Metodologia de identificação e quantificação de áreas queimadas no Cerrado com imagens AVHRR/NOAA**. 2000. 161 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2000.

FRANÇA, M. S., MAITELLI, G. T., NOGUEIRA, M. C. D. J. A., FRANÇA, S. M. B., & SOUZA NOGUEIRA, J. Estimativa de índices de conforto térmico na cidade de Cuiabá/MT. **Caminhos de Geografia Uberlândia**, v. 16, n. 55, p. 141-151, Set/2015.

FREITAS, M. K.; LOMBARDO, M. A. Índices Urbanísticos e Qualidade Ambiental em Áreas Centrais de Metrôpoles: O Caso de São Paulo. **Mercator - Revista de Geografia da UFC**, v. 6, n. 12, p. 69-81, 2007.

FROTA, A. B; SCHIFFER, S. R. **Manual do conforto térmico**. 5. Ed. São Paulo: Studio Nobel, 2001.

FUCKNER, M. A.; MORAES, E. C.; FLORENZANO, T. G. Processamento de dados multiespectrais termais aplicado à análise espaço-temporal dos padrões de temperatura da superfície nas Regiões Metropolitanas de São Paulo e Rio de Janeiro. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14. (SBSR), 2009, Natal. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2009. p. 1369-1376. DVD, On-line. ISBN 978-85-17- 00044-7. (INPE-15881-PRE/10491). Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.17.21.55>>. Acesso em 19 janeiro de 2014.

FULGÊNCIO, P. C. **Glossário vade mecum**. Rio de Janeiro: Mauad, 2007. 678 p..

GLOSSARY of Environment Statistics. New York: United Nations, 1997. (Studies in Methods Series F, n. 67).

GOMES, E.G.; LINS, M.P.E. Integração entre Sistema de Informação Geográfica e Métodos de Análise Multicritério no Apoio à Decisão Espacial. In: SBPO – SIMPÓSIO BRASILEIRO DE PESQUISA OPERACIONAL, 31. Outubro de 1999, Juiz de Fora – MG. **Anais...** 1999.

GOMES, M. A. S.; AMORIM, M. C. C. T. Arborização e Conforto Térmico no Espaço Urbano: Estudo de Caso nas Praças Públicas de Presidente Prudente (SP). **Caminhos de Geografia**, v. 7, n. 10, p. 94-106, set/2003.

GOUVÊA, J. R. F., VALLADARES, G. S., OSHIRO, O. T., MANGABEIRA, J. A. D. C. Comparação dos modelos digitais de elevação gerados com dados SRTM e cartas IBGE na escala 1:250.000 na região da bacia do Camanducaia no Estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12.,16-21 abril 2005, Goiânia, Brasil. **Anais...Goiânia: INPE**, 2005. p. 2191-2193.

GREENE, W. H. **Econometric Analysis**. 7. international ed. Boston: Pearson, 2012. p. 155–161.

GUIMARÃES, F. M. **Contribuição Metodológica para avaliação da qualidade ambiental urbana sob uma perspectiva cultural**. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2004.

GUTIÉRREZ-ESPELETA, E. E. **Designing environmental indicators for decision makers**. **International Statistical Institute**. 1998. Disponível em: <<http://isi.cbs.nl/iamamember/CD5-Mexico1998/inviter/DIN7SP2.HTM>>. Acesso em: 12 de abril de 2014.

HAGGET, P.; CHORLEY, R. J. Modelos, paradigmas e a Nova Geografia. In: **MODELOS Físicos e de informação em Geografia**. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 1975.

HOGAN, D. J. Indicadores sociodemográficos de sustentabilidade. In: ROMERO, A. R. (Org.). **Avaliação e contabilização de impactos ambientais**. São Paulo: Editora da UNICAMO, 2004.

HOLANDA, F.; MOURA, A.; RIBEIRO, R. J. C. A configuração da Área Metropolitana de Brasília. In: RIBEIRO, R. J. C. (Org.). **Brasília: Transformações na ordem urbana**. Brasília: Letra Capital, 2014.

HORTON, R. Erosional Development of Streams and Their Drainage Basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological Society of American Bulletin**, New York, v. 56, n. 3, p. 275 – 370, 1945.

HUETE, A., DIDAN, K., MIURA, T., RODRIGUEZ, E. P., GAO, X., FERREIRA, L. G. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sens. Environ.**, 83, 195 – 213, 2002.

IFSC LCE BIOLOGIA. **Introdução à biologia dos vegetais**. São Carlos: Universidade, 2001.

IGARASHI, D. C. C.; PALADINI, E. P.; ENSSLIN, S. A metodologia multicritério de apoio à decisão construtivista como subsídio para o gerenciamento interno: estudo de caso no PPGC/UFSC. **Organizações & Sociedade**, v.14, n.42, 2007.

JARQUE, C. M.; BERA, A. K. Efficient tests for normality, homoscedasticity and serial independence of regression residuals. **Economics Letters**, v. 6, n. 3, p. 255–259, 1980. doi:10.1016/0165-1765(80)90024-5.

JUSTICE, C. O. et al. The moderate resolution imaging spectroradiometer (MODIS): land remote sensing for global change research. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 36, n. 4, p. 1228-1249, 1998.

KAMPEN, N.G. Van. **Stochastic Processes in Physics and Chemistry**. New York: North-Holland, 1981.

KAUFMAN Y. J., TANRE, D., BOUCHER, O. **Nature**, n. 419, p. 215, 2002.

KAUFMAN, Y.J. and TANRÉ, D. Atmospherically Resistant Vegetation Index (ARVI) for EOS-MODIS. **IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing**, GE-30, n. 2, p.261-270, 1992.

KAWAMURA, T. Distribution of discomfort index in Japan in summer season. **J Meteorol Res**, n. 17, p. 460-466, 1965.

KELLEY, K.; MAXWELL, S. E. Sample Size for Multiple Regression: Obtaining Regression Coefficients That Are Accurate, Not Simply Significant. **Psychological Methods**, v. 8, n. 3, p. 305-321, 2003.

KEY, C. H.; BENSON, N. C. Landscape Assessment (LA). In: LUTES, D. C. et al (Eds). **FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System**. Rocky Mountains: USDA Forest Service, 2006. (Research Station General Technical Report).

KRUMBEIN, W, C.; GRAYBILL, F. A. **An introduction to Statistical Models in Geology**. New York: McGraw Hill, 1965.

LEITE, L.L. Densidade global e infiltração de água no solo em área de cerrado submetida à queimada controlada no Distrito Federal, Brasil. In: MIRANDA, H.S.; SAITO, C.H.; DIAS, B.F.S. **Anais do Simpósio Impacto das Queimadas sobre os Ecossistemas e Mudanças Globais**. - 3º Congresso de Ecologia do Brasil. Universidade de Brasília.1996.

LI, H.; CALDER, C. A.; CRESSIE, N. Beyond Moran's I: Testing for Spatial Dependence Based on the Spatial Autoregressive Model. **Geographical Analysis**, v. 39, n. 4, p. 357–375, 2007. doi:10.1111/j.1538-4632.2007.00708.x.

LILLESAND, T. M.; KIEFER, R. W. **Remote sensing and Image Interpretation**. 2. Ed. New York: Wiley & Son,. 1987. 721p.

LINS, M.P.E.; FERREIRA FILHO, V.J.M. Sistemas de Informação Geográfica e Modelagem em PO. **Revista Pesquisa Operacional**, v. 17, n. 2, p. 178-187, 1997.

LUCHIARI, A. Identificação da cobertura vegetal em áreas urbanas por meio de produtos de sensoriamento remoto e de um sistema de informação geográfica. . **Revista do Departamento**

de Geografia (USP), São Paulo, n. 14, p. 47-58, 2001 Disponível em: <http://www.geografia.fflch.usp.br/publicacoes/RDG/RDG_14/RDG14_Ailton.pdf>.

MANTOVANI, J.E.; PEREIRA, A. Estimativa da integridade da cobertura vegetal do Cerrado através de dados TM/Landsat. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 9, 11-18/setembro/1998, Santos. **Anais...** São José dos Campos: INPE/SELP, 1998.

MATTOS, S. H. V. L. **Avaliação da qualidade ambiental da bacia hidrográfica do córrego do Piçarrão (Campinas-SP)**. 2005. 96f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, 2005.

MEDEIROS, A. T. **Estimativa da Evapotranspiração de Referência a partir da equação de Penman-Monteith, de medidas lisimétricas e de equações empíricas em Paraipaba, CE**. ESALQ. PIRACICABA, 2002. p. 103.

MEDEIROS, L. C. FERREIRA, N. C. FERREIRA, L. G. Avaliação de Modelos Digitais de Elevação para Delimitação Automática de Bacias Hidrográficas. **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 61/02, p. 138-151, 2009.

MILLER, J. D.; THODE, A. E. Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio (dNBR). **Remote Sensing of Environment**, v. 109, Issue 1, p. 66–80, 12 July 2007.

MILONE, G. **Estatística geral e aplicada**. São Paulo: Centage Learning, 2009.

MINAKI, C.; AMORIM, M. C. C. T. Análise da qualidade ambiental urbana. **Revista de Geografia da UFC**, v.11, n. 24, p.229, 2012.

MISTRY, J. Decision-making for fire use among farmers in savannas: an exploratory study in the Distrito Federal, central Brazil. **Journal of environmental Management**, v. 54, p. 321-334. 1998b.

MISTRY, J. Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: an ecological review. **Progress in Physical Geography**, v. 22, n 4, p. 425-448, 1998a.

MANTOVANI, J.E.; PEREIRA, A. Estimativa da integridade da cobertura vegetal do Cerrado através de dados TM/Landsat. **Anais. 9º Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Santos, 11-18/setembro/1998. São José dos Campos: INPE, 1998. Sessão Pôster. Repositório UOLib: <sid.inpe.br/deise/1999/02.11.10.57>. Disponível em <http://iris.sid.inpe.br:1908/col/sid.inpe.br/deise/1999/02.11.10.57/doc/2_168p.pdf>. Acesso nov de 2014.

MOORE, D. S. **The Basic Practice of Statistics**. New York, Freeman, 2007.

MUKAMMAL, E.; BRUCE, J. P. I. Evaporation measurements by pan and atmometer. International Union of Geodesy and Geophysics. **Association of Scientific Hydrology**, n. 53, p. 408-420, 1960.

NAGLER, P. L., SCOTT, R. L., WESTENBURG, C., CLEVERLY, J. R., GLENN, E. P., HUETE, A. R. Evapotranspiration on western U.S. rivers estimated using the Enhanced Vegetation Index from MODIS and data from eddy correlation and Bowen ratio flux towers. **Remote Sensing of Environment**, v. 97, p. 337-351, 2005.

NICHOL, J. MAN, S. W. Modeling urban environmental quality in a tropical city. Department of Land Surveying and Geo-Informatics, The Hong Kong Polytechnic University, Hunghom, Kowloon, Hong Kong, PR China. **Landscape and Urban Planning**, n. 73, p. 49-58, 2005.

NUCCI, J. C. Metodologia para a determinação da qualidade ambiental urbana. **Revista do Departamento de Geografia**, n. 12, p. 209, 2011.

ONO, H. S. P.; KAWAMURA, T. Sensible Climates in Monsoon Asia. **International Journal of Biometeorology**, v. 35, n. 20, p. 39-47, 1991.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). **Towards sustainable development: environmental indicators**. Paris: OECD, 1998.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). **Indicators to measure decoupling of environmental pressures from economic growth**. Paris: OECD Publications, 2002. Disponível em: [http://search.oecd.org/officialdocuments/displaydocumentpdf/?doclanguage=en&cote=sg/sd\(2002\)1/final](http://search.oecd.org/officialdocuments/displaydocumentpdf/?doclanguage=en&cote=sg/sd(2002)1/final). Acesso em: Novembro de 2014.

PECHE R., RODRÍGUEZ E. Development of environmental quality indexes based on fuzzy logic. A case study. Department of Chemical and Environmental Engineering, University College of Engineering of Vitoria-Gasteiz, University of the Basque Country, Nieves Cano 12, 01006 Vitoria-Gasteiz, Spain. **Ecological Indicators**, v. 23, p. 555–565, 2012.

PEIXOTO, M. C.; LABAKI, L. C.; SANTOS, R. F. Conforto térmico em cidades: efeito da arborização no controle da radiação solar. In: ENCONTRO NACIONAL DE TECNOLOGIA DO AMBIENTE CONSTRUÍDO - ENTAC 95, 1995, Rio de Janeiro, RJ. ENTAC 95, **Anais...** Rio de Janeiro, RJ : ANTAC, 1995. p. 629-634.

PEREIRA, M. N.; GONÇALVES, C. D. A. B.; SOUZA, Í. M.; GARCIA, S.; PORTELA, A.G.; ALMEIDA, C. M.; ROSEMBACK, R.; FLORENZANO, T.G. **Uso de imagens de satélite como subsídio ao estudo processo de urbanização**. São José dos Campos: INPE, jun. 2005. (INPE-12912-RPI/251), São José dos Campos, Disponível em: <http://mtem12.sid.inpe.br/rep/sid.inpe.br/iris@1912/2005/09.29.12.22>. Acesso em 15 fevereiro de 2014.

PEZZUTO, C. C. **Avaliação do ambiente térmico nos espaços urbanos abertos. Estudo de caso em Campinas, SP**. 197 p. Tese (Doutorado em Arquitetura e Construção) – Faculdade de

Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP, 2007.

PINTY, B.; VERSTRAETE, M.M. GEMI: a non-linear index to monitor global vegetation from satellites. **Vegetatio**, v. 101, n. 1, p.15-20, 1992.

RABUS, B., EINEDER, M., ROTH, A., & BAMLER, R. The Shuttle Radar Topography Mission - a new class of digital elevation models acquired by spaceborne radar. **ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing**, v.57, p.241-262, 2003.

RAMANATHAN V. et al. **Science**, n. 294, p. 2119, 2001.

RENNÓ, C. D., NOBRE, A. D., CUARTAS, L. A., SOARES, J. V., HODNETT, M. G., TOMASELLA, J., WATERLOO, M. J. A new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, n. 112, p. 3469–3481, 2008.

RIBEIRO, R. J. C. **Índice composto de qualidade de vida urbana**. Aspectos de configuração espacial, socioeconômicos e ambientais urbanos. Tese de Doutorado - Faculdade de Arquitetura e Urbanismo (FAU), Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2008.

RIBEIRO, R. J. C.; HOLANDA, F. A Metrópole de Brasília na rede urbana brasileira e configuração interna. In: RIBEIRO, R. J. C. (Org.). **Brasília: Transformações na ordem urbana**. Brasília: Letra Capital, 2014.

ROCHA, R. M., LUCAS, A. A. T., ALMEIDA, C. A. P., NETO, E. L. M., NETTO, A. D. O. A. Caracterização Morfométrica da Sub-Bacia do Rio Poxim-Açu, Sergipe, Brasil. **Revista Ambiental e Água**, v. 9. n. 2, p. 276 – 287, 2014.

RORIZ, M. Conforto térmico em edificações – um modelo matemático e uma aplicação. São Paulo. Tese de Doutorado apresentada à Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo. 1996.

ROSSATO, M. V.; LIMA, J. E.; LIRIO, V. S. Condições econômicas e nível de qualidade ambiental no estado do Rio Grande do Sul. **Rev. Econ. Sociol. Rural** [online]. v.48, n.3, p. 587-604, 2010.

ROUSE, J.W.; HAAS, R.H.; Schell, J.A.; DEERING, D.W. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In: EARTH RESOURCES TECHNOLOGY SATELLITE-1 SYMPOSIUM, 3, 1973. **Proceedings...** Washington, 1973, v.1, Sec.A, p. 309-317.

RUFINO, R. C. **Avaliação da Qualidade Ambiental do Município de Tubarão (SC) através do uso de Indicadores Ambientais**. Florianópolis, 2002. 113f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, UFSC, 2002.

SANTOS, P. R.; SILVERIO A. C. M; RESENDE, F. C.; PEREIRA, G. Validation of MCD12 Product of MODIS Sensor for South America. In: ENCONTRO DE GEOGRAFIA DO CAMPO DAS VERTENTES, 3. 2014, 22 a 24 de outubro, Universidade Federal de São João Del-Rei. **Anais...** 2014.

SCOTT, J. M., DAVIS, F., CSUTI, B., NOSS, R., BUTTERFIELD, B., GROVES, C., ULLIMAN, J. **Gap analysis: A geographic approach to protection of biological diversity.** Wildlife Monographs. Idaho: Wildlife Society; Moscow: ID 41, 1993.

SEBUSIANI, H. R. V.; BETTINE, S. C. Metodologia de análise do uso e ocupação do solo em micro bacia urbana. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, v. 7, n. 1, p. 256-285, jan-abr/2011.

SHAMS, J. C. A.; GIACOMELI, D. C.; SUCOMINE, N. M. Emprego Da Arborização Na Melhoria Do Conforto Térmico Nos Espaços Livres Públicos. **Soc. Bras. de Arborização Urbana REVSBAU**, Piracicaba – SP, v.4, n.4, p.1-16, 2009

SILVA, D. E.; MORISSON, D. V. Avaliação da discriminação de queimadas naturais e antrópicas a partir de dados de monitoramento de queimadas e incêndios em Minas Gerais, Brasil. Anais do Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto – GEONORDESTE. Aracaju, Brasil, 18-21 novembro 2014

SILVA, A. S.; RIBEIRO, V. H. Fragilidade ambiental e impactos erosivos ao longo do Córrego Mandacaru na Área Urbana do município de Maringá – PR. **Revista Percursos- NEMO**, Maringá, v. 2, n. 2, p. 21-45, 2010.

SILVA, M. L. G. **Análise da Qualidade Ambiental Urbana da Bacia Hidrográfica da Lagoa da Conceição.** Florianópolis, 2002. 111f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, UFSC, 2002.

SILVA, M. R. L. F.; BRAGA, R. E. G. Determinação de áreas verdes usando "Tasseled Cap" - uma aplicação na área de Tucuruí. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 6.1990, Manaus. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 1990. p. 110-116. Printed, On-line. ISBN 978-85-17-00051-5. Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/marte@80/2008/08.14.19.56>>. Acesso em 16 novembro 2013.

SOUZA FILHO, C., R. O relevo das Américas como nunca visto antes. **Infogeo**, n. 30, 54-58, 2003.

SOUZA, J. I. B. Qualidade ambiental em cidades médias: estudo de caso da cidade de Campos dos Goytacazes. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamago**, Campos dos Goytacazes/RJ, v. 3 n. 1, p. 117-134, jan. / jun. 2009.

STEPHENS, M. A. EDF Statistics for Goodness of Fit and Some Comparisons. **Journal of the American Statistical Association**, n. 69, p. 730–737, 1974.

TAMURA, E. **Bacia Hidrológica Experimental**. Trabalho de Conclusão de Curso - Faculdade de Engenharia Ambiental, PUC-Campinas, 2006.

TEOBALDO, D.; BAPTISTA, G. M. M. Quantificação do Grau de Severidade de Queimada em Unidades de Conservação no Distrito Federal por meio dos Índices Espectrais dNBR e RdNBR. In: XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2013, Foz do Iguaçu. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16., 2013, São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2013. v. 1. p. 6534-6540.

TEZA, C. T. V.; BAPTISTA, G. M. M. A Supressão de Vegetação e Redução da Área de Sequestro Florestal de Carbono na Área Metropolitana de Brasília. In: RIBEIRO, R. J. C. (Org.). **Brasília: Transformações na ordem urbana**. Brasília: Letra Capital, 2014.

TEZA, C.T.V.; BAPTISTA, G.M.M. Identificação do fenômeno ilhas urbanas de calor por meio de dados ASTER on demand 08 – Kinetic Temperature (III): metrópoles brasileiras. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 12. 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. p. 3911-3918. CDROM, On-line. ISBN 85-17-00018-8. (INPE-12615-PRE/7908). Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.01.17.52/doc/3911.pdf>> Acesso em 23 março 2013.

TOSTO, S., PEREIRA, L., PAIVA SOBRINHO, R., MARQUES, J., ROMEIRO, A., MANGABEIRA, J. D. C. **Análise multicritério como apoio à elaboração de índice de sustentabilidade ambiental no Município de Araras, SP**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010.

TUCCI, C. E. M. Gerenciamento da Drenagem Urbana. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.7, n.1 p. 5-27, Jan/Mar 2002.

TUNSTALL, D. Developing environmental indicators: definitions, framework and issues. In: WORKSHOP ON GLOBAL ENVIRONMENTAL INDICATORS, Washington DC, Dec 7-8, 1992. Whashington, DC: World Resources Institute, 1992.

VIANELLO, R. L.; ALVES, A. R. **Meteorologia Básica e Aplicações**. 1. ed. Viçosa: UFV - Universidade Federal de Viçosa, 1991.

VIEIRA, L. P. F. J. **Meteorologia e Climatologia agrícola**. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, Campus do Arenito, 2009.

VILELLA, S. M; MATTOS A. **Hidrologia Aplicada**. São Paulo: McGraw – Hill, 1975. 245 p, 1975.

WERTH, D.; AVISSAR, R. The regional evapotranspiration of the Amazon. **Journal of Hydrometeorology**, v. 5, p. 100 – 109, 2004.

WILSON, E.H., SADER, S.A. Detection of forest harvest type using multiple dates of Landsat TM imagery. **Remote Sensing of Environment** n. 80, 385–396, 2002.

WINOGRAD, M. **Desarrollo y uso de indicadores ambientales para la planificación y la toma de decisiones en la Corporación Autónoma Regional del Risaralda**: Marco Conceptual e Aplicación. Proyecto CIAT-UNEP/CARDER. Cali: [s.n.], 1996.

XU, H. Extraction of Urban Built-up Land Features from Landsat imagery using a Thematic-oriented Index Combination Technique. College of Environmental and Resources, Fuzhou University. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 73, n. 12, p. 1381-1391, December 2007.

YOUNG, A. F. **Análise comparativa da qualidade e zoneamento ambiental de duas microbacias urbano-rurais**: uma contribuição metodológica. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola. Campinas, SP: [s.n.], 2000.

ZHENG, D., WALLIN, D.O., HAO, Z. Rates and patterns of landscape change between 1972 and 1988 in the Changbai Mountain area of China and North Korea. **Landscape Ecology**, n. 12, p. 241–254, 1997.

ZYL, J., J. The Shuttle Radar Topography Mission (SRTM): a breakthrough in remote sensing of topography. **Acta Astronautica**, n. 48, p. 555-565, 2001.

CAPÍTULO 4

4.1 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES DA TESE

A presente tese permitiu compreender a necessidade da mensuração dos parâmetros e indicadores que sustentem uma análise ambiental objetiva e dinâmica. O modelo adaptado de PER para QA Geográfica, aqui proposto, pode ser um caminho para o entendimento da formatação e relações entre os diferentes aspectos ambientais que influenciam a QA, e consequentemente, a qualidade de vida e o desenvolvimento humano.

Uma dificuldade enfrentada hoje por pesquisadores e analistas ambientais é justamente a falta de ferramentas para a avaliação de impactos ambientais de fácil uso, entendimento e manuseio. Quando a resposta é obtida sob a forma de espacialização geográfica dos resultados, a avaliação e o entendimento do problema acaba por ser melhor avaliado. Se somado à organização das ideias da forma sugerida neste artigo pelo modelo adaptado de PER, têm-se uma ferramenta moderna que leva em conta não somente aspectos ambientais, mas também aspectos sociais e econômicos. Vale lembrar que a objetividade dos indicadores deve ser preservada, mesmo em se tratando da esfera socioeconômica.

Além disso, o modelo adaptado de PER, por requerer indicadores que sejam de mensuração objetiva, pode ser de fácil replicação. Modelos atuais de QA são criados de acordo com a realidade em que são aplicados, indo de encontro com a ideia da livre distribuição de ferramentas de análise ambiental, como praticado pela OCDE. Quando uma ferramenta de análise é criada para determinadas condições, sua replicação fica prejudicada ou impedida, já que a adaptação pode prejudicar o fluxo de processamento das informações e gerar dados finais não fidedignos com o objetivo da ferramenta.

O modelo sugerido corrobora com o que é preconizado na resolução do CONAMA 001/86, que define impacto ambiental. Quando se separa a facilidade do meio em sofrer perturbações (Estado), e afirma-se que tais perturbações são oriundas das atividades antrópicas (Pressão), atinge-se o entendimento de que qualquer atividade humana pode gerar impactos, mas nem toda ela necessariamente gera. A definição de limiares para caracterizar um impacto ambiental só é possível quando se analisa os indicadores de forma objetiva, fato defendido pelo presente artigo.

Um modelo objetivo de QA oferece possibilidades de conhecer qualitativamente e quantitativamente as influências negativas e positivas em determinada localidade. Isso graças aos parâmetros que estabelecem critérios que servem de ponto de partida para a mitigação ou planejamento prévio tanto em meio rural quanto urbano. Esse conhecimento prévio adquirido fornecerá melhores condições para a minimização dos custos e geração de menos impactos negativos.

Novos estudos devem ser incentivados para que a adequação de indicadores que contemplem os componentes de PER possa ser utilizada para a determinação da QA Geográfica de um determinado sistema.

Ao se criar um modelo ambiental, o primeiro obstáculo a superar é a dificuldade de se entender o funcionamento do sistema que se deseja modelar, e passa pela necessidade de dados que sejam satisfatórios para responder as questões impostas pelo próprio modelo.

Neste estudo, quando se objetivou a criação de um modelo de QA, muitas questões precisaram ser respondidas antes que pudesse se empregar a metodologia escolhida. Primeiramente precisou-se ter uma definição clara do que consiste a QA. Essa definição foi pautada em fatores que pudessem criar ou levantar uma definição que levasse a uma análise objetiva do tema. Levantados os aspectos necessários e definidores, conseguiu-se definir a QA de maneira objetiva e clara. Com isso, pode-se criar um embasamento teórico para que um modelo matemático pudesse ser criado.

Para atender ao outro problema da modelagem ambiental, criou-se um sistema de indicadores ambientais, que levantados a partir de dados oriundos de sensoriamento remoto, pudessem atender a demanda criada. A adaptação do modelo de PER da OCDE se mostrou capaz de organizar os indicadores e relacioná-los de forma a criar subprodutos e análises capazes de determinar a QA em determinadas áreas.

Afim de poder alimentar o modelo determinístico criado, os dados de sensores remotos e seus respectivos índices se mostraram capazes de fornecer dados suficientes para a espacialização da QA na Área Metropolitana de Brasília. Mas, como todo modelo, ainda existe a necessidade de melhoria e inserção de novos dados, como atestado pelas análises estatísticas.

A hipótese de criação de um modelo de QA baseado exclusivamente em dados de sensoriamento remoto pôde ser verificada e atestada, já que os resultados e os testes estatísticos mostraram que o modelo é capaz de dar respostas no sentido de dizer as áreas que possuem maiores ou menores valores de QA.

Os objetivos, tanto geral quanto específicos, foram confirmados e cumpridos. O levantamento de trabalhos e pesquisas que criaram índices de QA foi feito, assim como o registro dos principais indicadores utilizados. Dentre os mais utilizados, selecionou-se aqueles que puderam ser modelados a partir de dados de sensoriamento remoto. Por fim, a integração se deu a partir da adaptação do modelo PER da OCDE.

Novos dados podem ser buscados de outras fontes, como levantamentos in loco ou dados adquiridos sob o aspecto direto. Porém, o caso do presente estudo, que mostrou a possibilidade de criação de um modelo de QA baseado exclusivamente em dados de sensoriamento remoto, tem-se o grande diferencial: abertura para replicação do modelo em áreas que não possuem informações de campo.

O termo QA, cada vez mais utilizado, obteve neste trabalho a sua definição mais objetiva, e ainda sua aplicação, com uma alternativa metodológica validada estatisticamente. A tomada de decisão da governança, principalmente de áreas urbanas e de regiões metropolitanas, tem na espacialização da QA uma poderosa ferramenta para conhecer a fundo quais os fatores que podem aumentar ou diminuir a forma como os aspectos ambientais são tratados, e o mais importante, em qual ou quais fatores interferir para obter uma melhor resposta em termos de economia de recursos e tempo.

Recomenda-se, portanto, a replicação do modelo em outras áreas e em diferentes escalas, procurando sempre manter a aquisição dos dados brutos pautados em sensores remotos (tanto orbitais, quanto sub orbitais). Dado a validação e crescente uso de tais informações e o grau de confiabilidade por elas disponibilizado, poderá ser criado uma forma de ter cada vez áreas maiores e cada vez mais informações acerca da superfície terrestre, principalmente em áreas com grandes concentrações populacionais.