UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE MINAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE MINAS, METALÚRGICA E DE MATERIAIS

FELIPE VARGAS E SILVA

PROPOSTA DE UM ÍNDICE DE DESEMPENHO AMBIENTAL PARA A MINERAÇÃO A CÉU ABERTO

Porto Alegre
2014

FELIPE VARGAS E SILVA

PROPOSTA DE UM ÍNDICE DE DESEMPENHO AMBIENTAL PARA A MINERAÇÃO A CÉU ABERTO

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais Elétrica, da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia de Minas.

Área de concentração: Tecnologia Mineral, Ambiental e Metalurgia Extrativa.

ORIENTADOR: Rodrigo de Lemos Peroni

Porto Alegre

2014

FELIPE VARGAS E SILVA

PROPOSTA DE UM ÍNDICE DE DESEMPENHO AMBIENTAL PARA A MINERAÇÃO A CÉU ABERTO

Esta dissertação foi julgada adequada para a obtenção do título de Mestre em Engenharia de Minas e aprovada em sua forma final pelo Orientador e pela Banca Examinadora.

Orientador: _____

Prof. Dr. Rodrigo de Lemos Peroni, UFRGS

Doutor pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Ivo André Homrich Schneider, UFRGS

Doutor pela Universidade Federal do Rio grande do Sul – Porto Alegre, Brasil

Prof. Dr. Paulo Salvadoretti, UFRGS

Doutor pela Universidade Federal do Rio grande do Sul – Porto Alegre, Brasil

Prof. Dra. Rejane Maria Candiota Tubino, UFRGS

Doutor pela Universidade Federal do Rio grande do Sul – Porto Alegre, Brasil

Coordenador do PPGE3M:_____

Prof. Dr. Telmo Roberto Strohaeker

Porto Alegre, Maio de 2014.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, PPGE3M, pela oportunidade de realização de trabalhos em minha área de pesquisa.

Aos colegas do PPGE3M pelo seu auxílio nas tarefas desenvolvidas durante o curso e apoio na revisão deste trabalho.

À CAPES pelo financiamento de meus estudos.

Agradeço especialmente ao meu orientador, professor Dr. Rodrigo de Lemos Peroni, cuja ajuda e dedicação transcenderam a alçada acadêmica.

RESUMO

Esta dissertação tem como objetivo criar uma ferramenta mais abrangente de avaliação do desempenho ambiental da mineração a céu aberto, para posteriormente avaliar o desempenho ambiental desta atividade econômica, uma vez que os critérios de avaliação de impactos na mineração atuais não consideram o impacto ambiental causado por atividades de lavra a céu aberto na paisagem. Para mensurar o impacto na paisagem causado pela mineração foram utilizados dados de sensoriamento remoto do sensor TM do satélite Landsat 5 e técnicas de geoprocessamento. Posteriormente, as cenas foram submetidas ao script de análise de fragmentação da paisagem V-LATE 2.0 beta para o ArcMAP™ 10.1. Após os impactos ambientais terem sido mensurados e agregados em um índice, torna-se possível uma quantificação do desempenho ambiental da atividade de mineração. Como aplicação do novo índice criado, foi feito um estudo comparativo entre a mina N5W e a cultura da soja no município de Sorriso, MT. Tal estudo permitiu concluir que a atividade da mineração a céu aberto, se realizada com as devidas medidas mitigatórias, apresenta desempenho ambiental comparável a outras atividades econômicas de mesmo porte produtivo.

Palavras-chaves: Avaliação de desempenho ambiental, mineração a céu aberto, sensoriamento remoto, geoprocessamento.

ABSTRACT

This dissertation aims to create a more comprehensive tool for assessing environmental performance of open pit mines to assess the environmental performance, since the criteria for assessment of impacts on current mining do not consider the environmental impact of open-pit mining activities in the landscape. To measure the impact on the landscape caused by mining techniques were used remote sensing data from Landsat 5 TM sensor and geoprocessing techniques. Then the scenes were analyzed by V-LATE 2.0 beta script for ArcMAP™ 10.1 software. After the environmental impacts have been measured and aggregated into an index, it is possible to quantify the environmental performance of mining activities. As an application of the new index created, a comparative study between N5W mine and soybean in the municipality of Sorriso, MT was done. This study concluded that the open pit mining whether performed with appropriate mitigation measures, has environmental performance similar to other economic activities with the same production scale.

Keywords: Environmental performance assessment, open-pit mining, remote sensing, geoprocessing.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS 7
LISTA DE TABELAS E QUADROS 8
LISTA DE ABREVIATURAS 9
CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO 11
CAPÍTULO 2: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 16
2.1 IMPACTOS AMBIENTAIS 16
2.1.1 Definições 16
2.1.2 Classificação dos Impactos Ambientais 22
2.2 INDICADORES AMBIENTAIS 24
2.2.1 Definições 24
2.2.2 Características e classificação dos indicadores ambientais 27
2.2.3 Abordagens na construção de indicadores 29
2.2.4 Critérios de seleção de indicadores 36
2.3 A ECOLOGIA DA PAISAGEM E A FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM 37
2.3.1 Definição de ecologia da paisagem 37
2.3.2 Conceitos relevantes em ecologia da paisagem 39
2.3.3 O sensoriamento remoto e o geoprocessamento de imagens na determinação da fragmentação da paisagem 40
2.4. CONSTRUÇÃO DE UM ÍNDICE DE DESEMPENHO AMBIENTAL 56
CAPÍTULO 3: MATERIAIS E METODOLOGIA 61
3.1. OBJETIVO 61
3.2. ÁREAS DE ESTUDO 62
3.3. CONSTRUÇÃO DO ÍNDICE DE DESEMPENHO AMBIENTAL 65
3.3.1. Escolha dos indicadores de desempenho ambiental 66
3.3.2. Coleta e tratamento dos dados dos indicadores ambientais 68
3.3.2. Normalização dos dados 79
3.3.3. Determinação dos pesos de cada Indicador na Composição do índice 80
3.3.4. Criação do índice de desempenho ambiental 86
3.3.5. Análise crítica da metodologia 89
CAPÍTULO 4: RESULTADOS E DISCUSSÕES 90
CAPÍTULO 5: CONCLUSÕES 95
5.1. SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS 98
REFERÊNCIAS 99

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Representação do conceito de impacto ambiental de Wathern. Fonte: adaptado de (SÁNCHEZ, 2008). 17
Figura 2: alguns aspectos e respectivos impactos ambientais da atividade de transporte de material em mina a céu aberto. Fonte: autor. 19
Figura 3 – Classificação qualitativa dos impactos ambientais. Fonte: autor. 24
Figura 4 – A pirâmide de informações. Adaptado de (HAMMOND *et al.*, 1995)..... 27
Figura 5 – Abordagem para o desenvolvimento de indicadores ambientais. Adaptado de (OLSTHOORN *et al.*, 2001). 30
Figura 6 – As abordagens sistêmicas. A) pressão-estado-resposta; B) Força motriz-estado-resposta e C) Força motriz-pressão-estado-impacto-resposta. Adaptado de (NIEMEIJER e GROOT, 2008). 35
Figura 7 – O espectro eletromagnético. Fonte: Sociedade Brasileira de Física (SOCIEDADE BRASILEIRA DE FÍSICA, 2014) 43
Figura 8 – Diferentes absorções de diferentes comprimentos de onda em uma folha. Adaptado de (INPE, 2010). 45
Figura 9 – Assinaturas espectrais da vegetação (verde), do concreto (vermelho) e solo predominantemente argiloso (azul). Fonte: autor. 46
Figura 10 – Georreferenciamento de imagens. Fonte: autor. 51
Figura 11 – Relação entre a borda e a forma de um fragmento da paisagem. Fonte: autor..... 55
Figura 12 - Localização das áreas de estudo. Fonte: autor. 63
Figura 13 – A mina N5W no Complexo Minerador de Carajás. Fonte: autor. 65
Figura 14 – Etapas da metodologia. Fonte: autor. 66
Figura 15 - Sugestão de indicadores de desempenho ambiental. Adaptado de (VDI, 2006)... 67
Figura 16 – Cenas do mosaico para o município de Sorriso, MT. 72
Figura 17 – área de estudo da cultura de soja. Fonte: autor. 73
Figura 18 – Área de influência do Complexo de Carajás. Fonte: autor. 74
Figura 19 – Consumo de energia por tipo de fonte. Fonte: (MME, 2013) 83
Figura 20 – Oferta de energia elétrica por fonte em 2010. Fonte: (MME, 2011) 83
Figura 21 – Evolução da fragmentação da paisagem em Sorriso, MT. Fonte: autor. 90
Figura 22 – Evolução do desempenho ambiental do cultivo de soja e da mina N5W entre os anos de 2000 e 2010. Fonte: autor. 93
Figura 24 – Imagem de satélite de 2012 mostrando a fragmentação no entorno da Floresta Nacional de Carajás. Os limites da Floresta Nacional de Carajás estão destacados. Fonte: autor. 97

LISTA DE TABELAS E QUADROS

Quadro 1- Principais aspectos e impactos ambientais na mineração (continua). 20
Quadro 2- Principais aspectos e impactos ambientais na mineração (continuação) 21
Quadro 3 – Classificação dos indicadores. 28
Quadro 4 – Escalas temporais e espaciais dos distúrbios ambientais. 39
Quadro 5 – Aplicações das bandas do sensor TM do satélite Landsat 5 (continua) 47
Tabela 6 – Dados dos indicadores ambientais ano 2000. 69
Tabela 7 - Indicadores ambientais ano 2010. 69
Tabela 8 – Resumo das imagens utilizadas. 70
Tabela 9 – Indicadores da paisagem de Sorriso, MT. 76
Tabela 10 – Indicadores da paisagem do Complexo de Carajás. 76
Tabela 11 – Índice de fragmentação da paisagem para as áreas de estudo. 78
Tabela 12 – Indicadores socioeconômicos. 79
Tabela 13 – Dados dos indicadores normalizados. 80
Tabela 14 – Valores atribuídos aos indicadores. 82
Tabela 15 – Matriz genérica do AHP. 84
Tabela 16 – Pesos dos indicadores no índice de desempenho ambiental. 86
Tabela 17 - Desempenho ambiental: ênfase na preservação dos ecossistemas terrestres, simulação 1. 87
Tabela 18 - Desempenho ambiental: ênfase na preservação dos ecossistemas terrestres, simulação 2. 87
Tabela 19 – Desempenho ambiental: ênfase na preservação dos recursos hídricos, simulação 1. 88
Tabela 20 – Desempenho ambiental: ênfase na preservação dos recursos hídricos, simulação 2. 88
Tabela 21 - Desempenho ambiental: ênfase no consumo energético, simulação 1. 88
Tabela 22 - Desempenho ambiental: ênfase no consumo energético, simulação 2. 88

LISTA DE ABREVIATURAS

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente;

WCED: *World Commission on Environment and Development* (Comissão Mundial para o Meio Ambiente e Desenvolvimento);

ISO: International Organization for Standardization;

CBD: *Convention on Biological Diversity* (Convenção para a Diversidade Biológica);

ADA: Avaliação de desempenho ambiental;

ICA: Indicador de condição ambiental;

IDA: Indicador de desempenho ambiental;

IDG: Indicador de desempenho em gestão;

IDO: Indicador de desempenho operacional;

PIB: Produto interno bruto;

ESI: *Environmental Sustainability Index* (índice de sustentabilidade ambiental);

LPI: *Living Planet Index* (índice do planeta vivo);

WWF: *World Wide Fund for Nature* (Fundo Mundial para a Conservação da Natureza);

OECD: Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico;

PER: Pressão-estado-resposta;

FPEIR: Força motriz-pressão-estado-impacto-resposta;

FPEIRa: Força motriz-pressão-estado-impacto-resposta aprimorada;

SIG: sistema de informações geográficas;

IBAMA: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis;

VDI: *Verein Deutscher Ingenieure* (Associação dos Engenheiros Alemães);

SIRGAS: Sistema de referência geocêntrico para as Américas;

ANA: Agência Nacional de Águas;

V-LATE: *Vector-based Landscape Analysis Tools Extension* (Extensão de ferramentas de análise da paisagem baseada em vetor);

PNUD: Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento;

IDH: Índice de Desenvolvimento Humano;

MME: Ministério de Minas e Energia.

CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO

A intervenção antrópica sobre o meio ambiente ocorre há tempos imemoriais, uma vez que a adaptação do meio natural às suas necessidades é uma característica intrínseca da Humanidade; pode-se dizer que se o Homem não fosse capaz de manipular o ambiente no qual está inserido, provavelmente a espécie teria sucumbido face às hostilidades climáticas e competição com outras espécies mais adaptadas. Essas intervenções humanas no Meio Ambiente invariavelmente perturbam o meio natural; essa alteração no equilíbrio ambiental é conhecida como *impacto ambiental.* Uma definição mais precisa e mais abrangente de impacto ambiental é fornecida pela Resolução número 1 de 23 de janeiro de 1986 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA:

> "Considera-se impacto ambiental qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam a saúde, a segurança ou o bem-estar da população; as atividades sociais ou econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais (CONAMA, 1986)".

Os impactos ambientais mais frequentes têm origem nas atividades econômicas. As atividades econômicas —que existem para suprir as necessidades humanas sejam elas essenciais ou não— causam diversos impactos no ambiente em natureza, abrangência, duração e magnitude.

Embora os impactos ambientais sejam corriqueiros na sociedade, a percepção desta acerca do impacto ambiental provocado pelas atividades econômicas muitas vezes não condiz

com o impacto ambiental realmente provocado ao Meio Ambiente. Isso decorre do fato de que a avaliação dos impactos ambientais é uma tarefa complexa e contraintuitiva, que necessita de uma metodologia precisa e adaptada para cada caso. Por essa razão a avaliação de impactos ambientais se faz necessária para que se consiga mensurar o impacto ambiental causado por um empreendimento. Somente após uma avaliação adequada dos impactos ambientais é que se pode mensurar o desempenho ambiental de uma atividade econômica, com o intuito de aderir ao paradigma da sustentabilidade.

O surgimento do conceito de desenvolvimento sustentável ou sustentabilidade foi fruto de um amadurecimento contínuo de ideias que começaram a se tornar públicas a partir do início da década de 70 do século passado: o relatório sobre os limites do crescimento, conforme GOLDSMITH e MEADOW (1972), ano em que também ocorreu a Conferência de Estocolmo sobre o Meio Ambiente, trouxe uma quebra de paradigma importante ao contrariar os conceitos cornucopianos de desenvolvimento, que apregoavam uma concepção de crescimento contínuo e infindável da economia; outros passos importantes foram dados até que, em 1992, a Conferência das Nações Unidas sobre meio ambiente e desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro, trouxe a percepção da conexão entre desenvolvimento socioeconômico e meio ambiente e que o desenvolvimento sustentável não pode prescindir do desenvolvimento socioeconômico (GUIMARÃES, 1997). Embora considerado um conceito bastante amadurecido, não há, ainda, uma única definição de desenvolvimento sustentável.

A sustentabilidade é cada vez mais vista como um objetivo desejado de desenvolvimento e gestão ambiental. Este termo tem sido utilizado em várias disciplinas e numa variedade de contextos, que vão desde o conceito de máxima produção sustentável no setor florestal e pesqueiro até uma visão de uma sociedade sustentável pouco agressora ao meio ambiente com uma economia estacionária. O significado do termo é fortemente dependente do contexto no qual ele é aplicado e a sua utilização baseia-se em uma perspectiva social, econômica e

ecológica. A sustentabilidade deve ter uma definição útil, baseada no uso de sistemas de indicadores ambientais, que especifique explicitamente a dimensão temporal e a escala espacial que está sendo considerada. Todas as definições, de uma forma ou de outra, se referem à relação do homem com o meio ambiente, conforme CALDWELL (1984), REPETTO (1985) e IUCN, (1980). Infelizmente, o termo é pouco entendido. De acordo com autores como MONTAÑO (2002) e CABETTE (2006), o desenvolvimento sustentável trata-se de uma utopia; LEFF (2006), assim como outros autores consideram-no difícil de ser atingido, mas não impossível, necessitando apenas de uma modificação nas propostas éticas e econômicas da sociedade atual. Uma grande parte da comunidade científica já percebem mudanças no modo de produção de desenvolvimento na sociedade atual, ainda que de modo pontual, capazes de serem avaliadas pelos diversos indicadores de sustentabilidade existentes. Embora muitos autores descrevam as condições necessárias para a sustentabilidade, formas de se atingir a sustentabilidade, ou o que não é ecologicamente sustentável, poucos realmente definem o termo, como indica BROWN *et al.* (1987).

O conceito de sustentabilidade não é novo e pode ser definido de diversas maneiras. A definição mais famosa foi concebida pela Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, no relatório intitulado *Nosso Futuro Comum* (WCED, 1987), que afirma que "desenvolvimento sustentável é o desenvolvimento que satisfaz as necessidades do presente sem comprometer a capacidade das futuras gerações de satisfazer as suas necessidades" (WCED, 1987). Após a publicação de *Nosso Futuro Comum*, muitas definições emergiram. JOHNSTON *et al.* (2007) afirmam que atualmente há uma estimativa de três centenas de definições de sustentabilidade e desenvolvimento sustentável no campo do gerenciamento ambiental e disciplinas associadas com ligações diretas ou indiretas.

Considerando-se a natureza finita intrínseca do recurso mineral, à primeira vista parece um paradoxo considerar que o conceito de sustentabilidade possa ser aplicado a essa atividade

extrativista. Para que a mineração possa ser considerada uma atividade sustentável, de acordo com a perspectiva da "sustentabilidade sensata", ela precisa promover a equidade intra e intergeração (SERAGELDIN, 1995). A mineração pode ser considerada sustentável a partir da perspectiva da geração atual se ela minimizar os seus impactos ambientais e mantiver certos níveis de proteção ecológica e de padrões de qualidade ambientais.

Com base nessas considerações, o presente trabalho foi desenvolvido sob a hipótese de que a mineração a céu aberto ―contrariando o senso comum― possui um desempenho ambiental similar a outras atividades econômicas que não são consideradas tão agressivas ao meio ambiente. Para se verificar a hipótese, foi criado um índice de desempenho ambiental como alternativa de mensuração da sustentabilidade formado por alguns indicadores de pressão sobre o meio ambiente: o consumo de água, o consumo de energia, um índice de fragmentação da paisagem calculado por meio de geoprocessamento de imagens de satélites de sensoriamento remoto, com a utilização de um script de cálculo da fragmentação da paisagem ―o V-LATE 2.0 beta (LANG e TIEDE, 2003), desenvolvido para o *software* ArcMAP™ 10.1, pertencente à suíte de aplicativos ArcGIS.

O objetivo principal do trabalho é a construção de um índice de desempenho ambiental para a mineração a céu aberto; tal índice deverá possibilitar a comparação do desempenho ambiental de outras atividades econômicas. Para isso, realizou-se um estudo comparativo dos impactos ambientais causados por duas atividades econômicas primárias essenciais: a mineração de minério de ferro a céu aberto no município de Parauapebas, no estado do Pará, representada pela maior mina em produção atualmente, a mina N5W, da mineradora Vale e a cultura de soja no município de Sorriso, Mato Grosso. A escolha entre essas duas atividades se justifica primeiramente pela escala de produção anual em ordens de grandeza equivalentes: em 2011, a mina N5W produziu 49 milhões de toneladas de minério de ferro e o município de Sorriso, 2,9 milhões de toneladas de soja; além disso, ambas as atividades encontram-se

relativamente isoladas geográfica e economicamente, ou seja, em suas respectivas localidades não há outras atividades de maior importância econômica, o que auxilia no geoprocessamento e classificação das imagens de satélite.

A dissertação é apresentada em cinco capítulos: o capítulo 2 apresenta as considerações teóricas que subsidiaram a definição dos procedimentos metodológicos adotados na criação do índice de desempenho ambiental: o conceito, o desenvolvimento e uso dos indicadores ambientais, a ecologia e a fragmentação da paisagem, e o uso de sensoriamento remoto e geoprocessamento na detecção da fragmentação da paisagem; o capítulo 3 relata os procedimentos metodológicos adotados para a execução do trabalho; o capítulo 4 apresenta a comparação dos resultados e as implicações destes para o público. Por último, no capítulo 5, são apresentadas as conclusões e as sugestões para pesquisas futuras.

CAPÍTULO 2: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Com base na hipótese levantada e nos objetivos do trabalho, o presente capítulo foi organizado de forma a apresentar as principais considerações teóricas referentes ao processo de avaliação do desempenho ambiental das duas atividades econômicas consideradas. Para isso, são apresentadas as definições de impactos ambientais (item 2.1); os indicadores ambientais, com suas definições, métodos de classificação e critérios para seleção, que justificam as escolhas de alguns indicadores em detrimento de outros, de acordo com a metodologia aplicada (item 2.2); a ecologia da paisagem e a sua fragmentação, bem como a aplicação do sensoriamento remoto e do geoprocessamento na determinação da fragmentação da paisagem (item 2.3); finalizando pela revisão dos principais métodos empregados na construção de índices de desempenho ambientais atualmente utilizadas (item 2.4).

2.1 IMPACTOS AMBIENTAIS

2.1.1 Definições

Quando se trata da temática ambiental, atualmente alvo de certo modismo, é comum uma quantidade enorme de definições sobre alguns termos dessa área do conhecimento. Isso decorre do fato de a área ambiental ser um campo transdisciplinar e, por conseguinte, receber contribuições de estudiosos de diversas áreas, o que enriquece o debate; contudo, essa riqueza de paradigmas indubitavelmente traz consigo a polêmica. Dois dos termos polêmicos são os aspectos e impactos ambientais.

A percepção a respeito dos impactos ambientais causados pelas atividades humanas remonta o período da revolução industrial e tem sido alterada de forma dinâmica até a presente data;

WATHERN (1988a) *apud* SÁNCHEZ (2008) define impacto ambiental como a mudança em um parâmetro ambiental, num determinado tempo e em uma determinada área, resultante de uma atividade, comparada com a situação que ocorreria tal atividade não tivesse sido iniciada. Tal definição engloba a dinâmica dos processos ambientais; os impactos seriam as alterações antrópicas nesses processos, tal como mostra a figura 1.

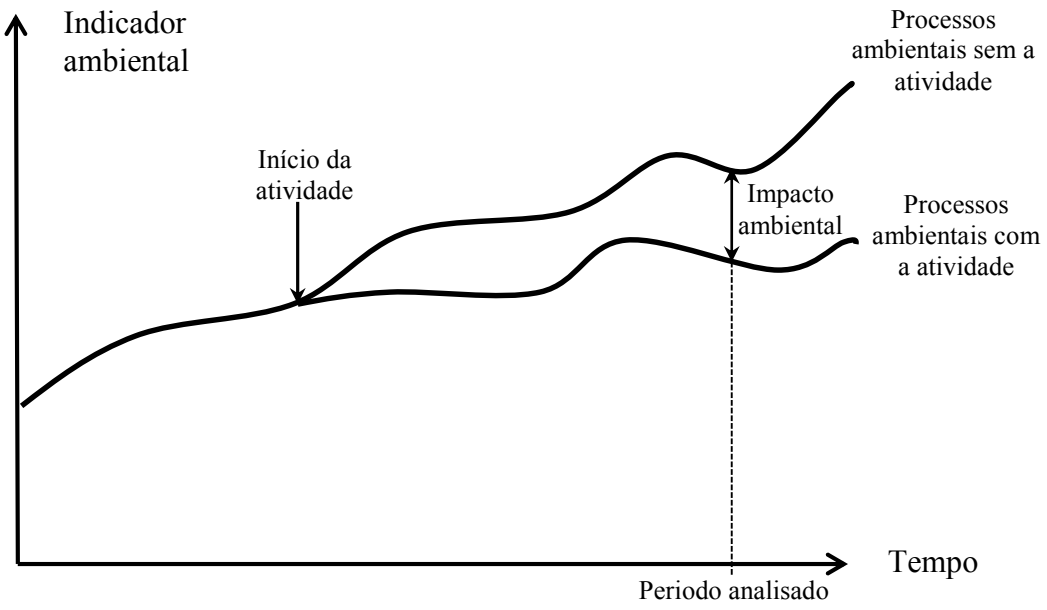

Figura 1 – Representação do conceito de impacto ambiental de Wathern. Fonte: adaptado de SÁNCHEZ (2008).

Atualmente a definição de impacto ambiental mais comumente utilizada pelas empresas é a definição dada pela norma ISO 14001 (ABNT, 2004). Nessa norma três definições são importantes: o ambiente é definido como as cercanias nas quais a organização opera, incluindo ar, água, terra, recursos naturais, flora, fauna, seres humanos e suas inter-relações, ressaltando que as cercanias se estendem de dentro da organização até ao sistema global; aspecto ambiental

é a interação das atividades, produtos ou serviços de uma organização, com o intuito de realizar os seus objetivos, com o meio ambiente e, por fim, o impacto ambiental é definido por qualquer mudança no ambiente, quer adversa ou benéfica, inteira ou parcialmente resultante das atividades, produtos ou serviços de uma organização. Cabe ressaltar que a distinção entre aspecto ambiental e impacto ambiental não é muito clara para o público em geral e o entendimento dos aspectos e impactos ambientais é peça chave na aplicação da norma ISO 14001:2004, o que justifica um aprofundamento no tema. Para ilustrar a diferença entre os termos, foi utilizada a atividade de movimentação de material em mina a céu aberto, operação de mina denominada transporte. Para transportar o minério da frente de lavra até o local de beneficiamento, a frota de transporte consumirá certa quantidade de óleo diesel, haverá desgaste dos pneus e a necessidade de reposição de peças ao longo do tempo. Além disso, o movimento dos caminhões no trajeto até a disposição do minério para ser beneficiado causará emissões à atmosfera de gases resultantes da combustão do óleo diesel, de material particulado sob a forma de poeira e de ruídos resultantes do funcionamento dos caminhões. A relação entre aspecto e impacto ambiental é uma relação de causa e efeito: o aspecto causa o impacto ambiental relacionado a ele. É importante notar que um aspecto ambiental pode causar mais de um impacto ambiental. A mineração a céu aberto pode ser dividida utilizando-se dois critérios: as atividades desenvolvidas e as instalações físicas. As atividades componentes do processo de mineração são a pesquisa mineral, a extração ou lavra —que, por sua vez, está dividida em descobertura (ou decapeamento do terreno), desmonte de rochas, carregamento, transporte— e o beneficiamento do minério; classificando-se a mineração baseado nas três principais instalações físicas que a compõem tem-se a mina propriamente dita ou cava, as instalações de apoio, —como refeitórios, escritórios e alojamentos— e a planta de beneficiamento do minério. Todas as atividades que compõem a mineração direta ou indiretamente causam impactos

ambientais de diferentes intensidades. A figura 2 exemplifica a distinção entre aspecto e impacto ambiental.

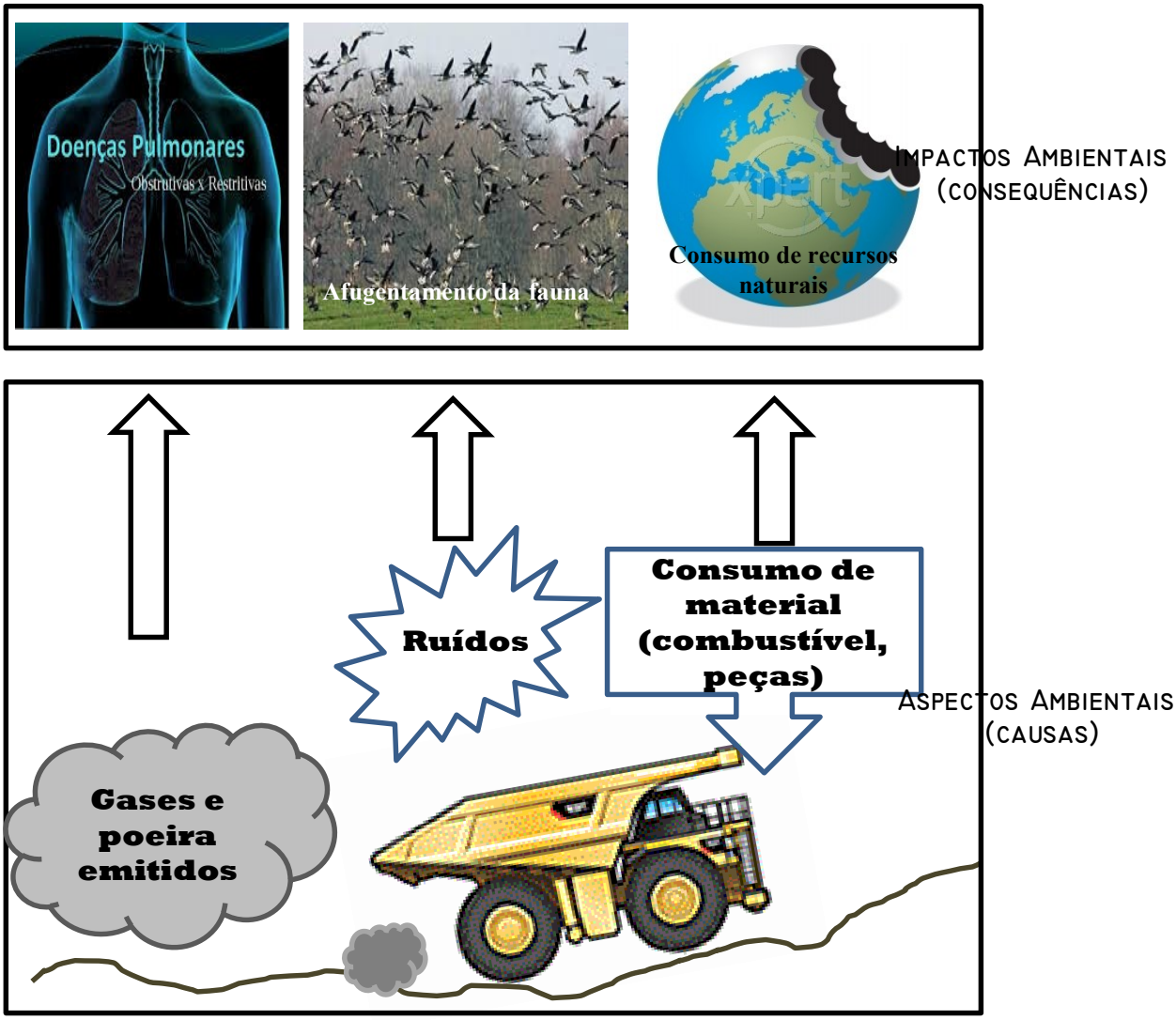

Figura 2: alguns aspectos e respectivos impactos ambientais da atividade de transporte de material em mina a céu aberto. Fonte: autor.

Os quadro 1 e 2 discriminam algumas atividades, os aspectos e impactos ambientais relacionados às fases de um empreendimento de mineração a céu aberto.

Quadro 1- Principais aspectos e impactos ambientais na mineração (continua).

Atividade	Operação	Instalação	Aspectos Ambientais	Impactos Ambientais
Lavra	Decapeamento do terreno	Mina	Supressão da vegetação	Perda de biodiversidade, afugentamento da fauna.
			Revolvimento dos horizontes do solo	Perda de produtividade de solos; perda de áreas agriculturáveis.
	Desmonte de rochas		Emissão de ruídos e vibrações	Poluição sonora
			Emissão de ruídos ;Emissão de material particulado e NO_x	Poluição atmosférica; alterações climáticas.
	Carregamento		Emissão de ruídos; Emissão de material particulado, SO_x e NO_x	Poluição atmosférica; alterações climáticas.
	Transporte		Emissão de ruídos; Emissão de material particulado, SO_x e NO_x	Poluição atmosférica; alterações climáticas.

Quadro 2- Principais aspectos e impactos ambientais na mineração (continuação)

Atividade	Operação	Instalação	Aspectos Ambientais	Impactos Ambientais
Beneficiamento	Descarregamento do minério	Planta de Beneficiamento	Emissão de ruídos; Emissão de material particulado, SO_x e NO_x	Poluição do ar e sonora, desconforto dos trabalhadores.
	Britagem da rocha		Geração de poeira e de ruído	Poluição do ar e sonora, risco de doenças pulmonares e desconforto dos trabalhadores
			Consumo energético	Utilização de recursos naturais.
	Umidificação das correias transportadoras		Consumo de água	Depleção de recursos naturais, redução de material particulado.
	Transferência de materiais		Escape/perda de materiais	Riscos de acidentes
			Geração de poeira e ruídos	Poluição do ar e sonora, intoxicação por gases.
	Estocagem do produto		Perdas de material	Contaminação das águas superficiais e assoreamento dos corpos hídricos.

Fonte: (BACCI, LANDIM e ESTON, 2006).

2.1.2 Classificação dos Impactos Ambientais

Diversas são as formas de classificação dos impactos ambientais. De acordo com SILVA (1994), os impactos ambientais podem ser classificados qualitativamente segundo seis critérios: de valor, de ordem, de espaço, de tempo, de dinâmica e de plástica. De acordo com o critério de valor, os impactos ambientais podem ser positivos ou negativos. O impacto ambiental será classificado como positivo quando uma ação causar melhoria na qualidade de um fator ambiental[1]. Um exemplo muito comum de impacto positivo em estudos de impacto ambiental é a geração de empregos (SÁNCHEZ, 2008). Quando a qualidade de um fator ambiental é deteriorada, o impacto ambiental será considerado negativo. Em relação ao critério de ordem, os impactos ambientais são classificados como impactos diretos, primários ou de primeira ordem quando resulta de uma simples relação causal direta entre aspecto e impacto ambiental, ou impactos indiretos, secundários ou de segunda ordem quando não houver tal relação. Um exemplo de impacto ambiental direto é a perda de biodiversidade florística causada pelo desmatamento; um impacto secundário relacionado a esse exemplo é a perda de biodiversidade faunística decorrente da perda da biodiversidade florística. O critério de espaço classifica os impactos de acordo com a abrangência de seus efeitos, podendo ser locais, regionais e impactos globais. O critério de tempo classifica o impacto como impacto imediato, de médio ou de longo prazo. Em termos de dinâmica, os impactos ambientais podem ser temporários, permanentes e cíclicos (SOUZA, 2008). De acordo com FERREIRA e CANTARINO (2011), os impactos podem ser cumulativos, quando os efeitos de dois ou mais impactos ambientais se sobrepõem

[1] Em análise ambiental, usam-se frequentemente os termos elemento, componente e fator ambiental, todos para designar, genericamente, uma das partes que constituem um sistema ambiental (ou um ecossistema), embora com pequenas diferenças de significado: elemento é um termo de ordem geral (o ar, a água, a vegetação, a sociedade); componente costuma designar uma parte de um elemento, quando tomado isoladamente (a temperatura da água, uma espécie da flora ou da fauna); fator ambiental designa o elemento ou o componente do ponto de vista de sua função específica no funcionamento do sistema ambiental. Fator ecológico é definido por "Todo elemento do meio suscetível de agir diretamente sobre os seres vivos, ao menos durante uma fase de seu ciclo de desenvolvimento. Fatores que determinam as condições ecológicas no ecossistema" (ACIESP, 1987). Fator de emissão "Quantidade média de um poluente lançado na atmosfera inter-relacionado a uma quantidade de um determinado material processado" (BRAILE, 1992).

e sinérgicos, quando a sobreposição dos impactos causa um efeito maior do que ambos impactos isoladamente. Por fim, o critério de plástica classifica os impactos em reversíveis: uma vez cessada a ação, o fator ambiental retorna às suas qualidades originais, seja naturalmente ou potencializado por ações corretivas; ou irreversíveis, quando não há a possibilidade de se restaurar o ambiente à sua condição original.

Em áreas de mineração, os impactos podem ainda ser de fonte difusa quando se torna difícil localizar pontualmente a fonte — como a perda de biodiversidade causada pela supressão da vegetação em uma área que será minerada— ou de fonte pontual quando, por exemplo, ocorrem vazamentos de óleo dos caminhões durante o transporte de minério, por exemplo. Os impactos, na dimensão ecológica, podem ser classificados segundo o compartimento afetado: solo, água, planta e atmosfera. No que diz respeito à classificação quantitativa dos impactos, cujo objetivo é a estimativa da magnitude do impacto e, quando possível, a sua quantificação. Porém, além da classificação dos impactos pela apresentação de informações exclusivamente numéricas, as avaliações de impactos ambientais podem apresentar informações que possibilitam a visão de magnitude. Assim sendo, o impacto de um aspecto ambiental pode ser inexistente, desprezível, pequeno, médio, alto ou muito alto (SPADOTTO, 2002). A figura 3 resume a classificação qualitativa dos impactos ambientais.

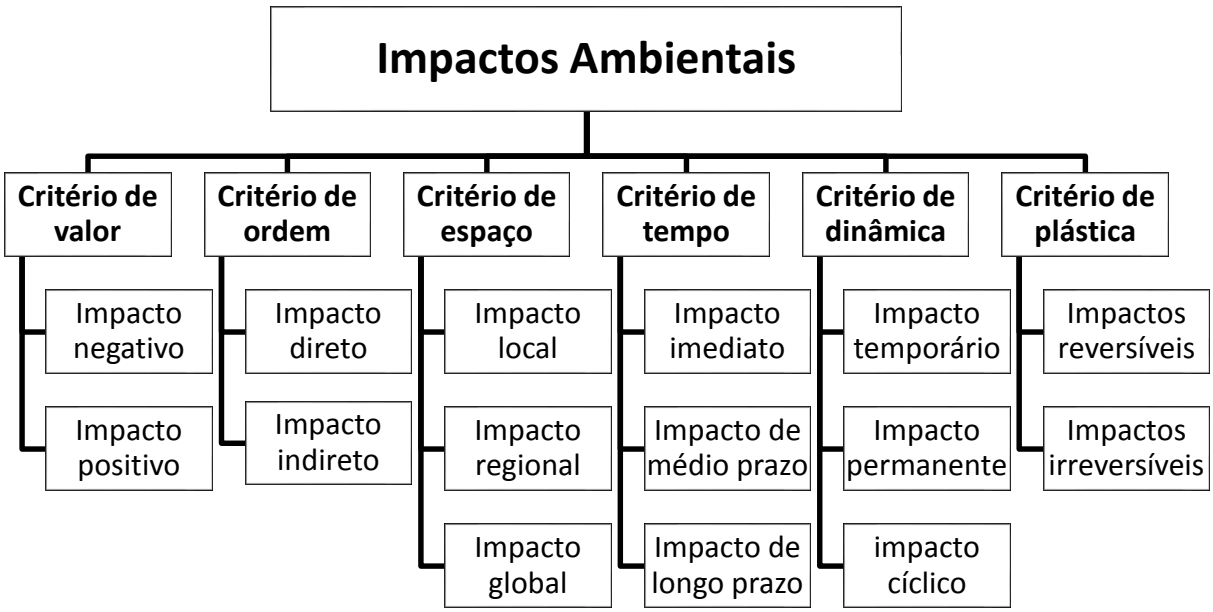

Figura 3 – Classificação qualitativa dos impactos ambientais. Fonte: autor.

Em relação à quantificação de impactos ambientais, atualmente há algumas metodologias utilizadas no meio científico para esse fim. Para se quantificar os impactos ambientais, recorre-se aos indicadores ambientais e à avaliação de impactos ambientais.

2.2 INDICADORES AMBIENTAIS

2.2.1 Definições

Os indicadores ambientais, de acordo com HAMMOND *et al.* (1995), podem ser definidos como um recurso que proporciona uma melhor percepção de uma tendência ou fenômeno não diretamente detectável. O vínculo existente entre a realidade a ser investigada e o constructo abstrato ao qual se convencionou chamar de indicador é consenso entre os autores. MCQUEEN e NOAK (1988) vão mais além: o indicador, além de resumir informações

importantes acerca de um fenômeno pode, em alguns casos, substituir a medição do fenômeno por outro mais facilmente mensurável. Nessa linha de raciocínio, a definição de CHEVALIER *et al.* (1992), corroborada por GALLOPIN (1996), equipara o indicador como uma variável mensurável relacionada com outra variável cuja observação direta não é possível. O conceito de variável é apresentado por BELLEN (2006):

> "(...) variável é a representação operacional de um atributo (qualidade, característica, propriedade) de um sistema. Ela não é o próprio atributo ou atributo real, mas uma representação, imagem ou abstração dele. Quanto mais próxima a variável se coloca do atributo em si ou reflete o atributo ou a realidade, e qual o seu significado ou a sua significância e relevância para a tomada de decisão é consequência da habilidade do investigador e das limitações e propósitos da investigação."

Todavia, a ideia de substituição de uma medição por outra mais prontamente quantificável deve ser encarada com prudência, pois o seu uso indiscriminado pode introduzir incertezas na aferição do fenômeno.

De acordo com BELLEN (2006), o objetivo dos indicadores é agregar e quantificar informações de modo a tornar a significância do fenômeno por eles representado mais evidente. NIEMEIJER e GROOT (2008) esclarecem que a significância de um bom indicador deve transcender a significância do parâmetro medido com um exemplo didático: ao medir a temperatura corporal não se restringe apenas à medição da temperatura em si, a constatação de que a temperatura está acima da faixa de valores considerada normal fornece fortes indícios de que a pessoa encontra-se doente, vivenciando uma infecção viral ou bacteriana. Portanto, a medição da temperatura não indica apenas a temperatura corporal em si, indica também o estado de saúde do paciente.

A capacidade de simplificar informações acerca de fenômenos complexos e pouco assimiláveis pela população em geral é a característica mais atraente dos indicadores. Por isso, os indicadores mais atraentes são aqueles capazes de resumir e simplificar as informações relevantes (GALLOPIN, 1996). Em última instância, um indicador é criado a fim de facilitar a comunicação da informação.

Outro aspecto a se considerar é que os indicadores ambientais proporcionam uma importante fonte de informação para os setores públicos da sociedade, como os órgãos fiscalizadores e o governo, auxiliam na tomada de decisões, o monitoramento e a avaliação de políticas de meio ambiente (OECD, 1999). Todavia, o maior desafio à construção de indicadores é conjugar a seleção das numerosas medições caracterizam o sistema inteiro com as características de ser efetiva e eficientemente modeladas e monitoradas (NIEMEIJER e GROOT, 2008).

BELLEN (2006) afirma que mesmo que os indicadores sejam apresentados de forma estatística, eles devem ser distinguidos dos dados primários. Os dados são medidas dos valores das variáveis em diferentes locais ou em instantes de tempo distintos (BELLEN (2006) *apud* GALLOPIN (1996)). Todavia, existe uma relação entre dados primários e os indicadores denominados de pirâmide de informações (HAMMOND *et al.*, 1995). Essa relação é apresentada na figura 4.

Figura 4 – A pirâmide de informações. Adaptado de HAMMOND *et al.* (1995).

2.2.2 Características e classificação dos indicadores ambientais

De acordo com RILEY (2000) os indicadores de forma ideal deveriam ter a propriedades da universalidade ―aplicável em locais, situações e escalas diferentes―, repetição e reprodutibilidade, operacionalidade; também devem de detectar mudanças no meio, possuir disponibilidade de dados e ter aceitação e utilização internacional. DALE e BEYELER (2001) sugerem que os indicadores devem ter respostas conhecidas aos distúrbios mensurados ou mudanças ao longo do tempo, além de ter pouca variabilidade na resposta. Além disso, um indicador deve ter uma significância superior à diretamente associada ao valor do parâmetro a ele associado.

A Convenção para a Diversidade Biológica (em inglês, *Convention on Biological Diversity*), focando os indicadores de biodiversidade, sugere que os indicadores ambientais devem estar vinculados a indicadores de desenvolvimento socioeconômico e ao uso e resposta dos indicadores de sustentabilidade (CBD, 1999).

Cabe ressaltar que outra característica desejável dos indicadores é a viabilidade econômica de seu monitoramento.

Quanto à classificação dos indicadores, a norma ISO 14.031:2002 prevê duas categorias gerais de indicadores a serem considerados na avaliação de desempenho ambiental (ADA): os Indicadores de Condição Ambiental (ICA) e os Indicadores de Desempenho Ambiental (IDA). Os ICA fornecem informações sobre a qualidade do meio ambiente local. Os dados para estes indicadores são geralmente coletados de acordo com padrões e regras ambientais estabelecidos por normas e dispositivos legais. Os IDA's são divididos em dois grupos: os Indicadores de Desempenho de Gestão (IDG), que fornecem informações sobre as práticas de gestão que influenciam no desempenho ambiental e os Indicadores de Desempenho Operacional (IDO), que fornecem informações sobre as operações do processo produtivo que interferem no desempenho ambiental. O quadro 3 resume a classificação dos indicadores ambientais conforme a norma ISO 14.031 (ABNT, 2002).

Quadro 3 – Classificação dos indicadores.

Categoria	Tipo	Exemplos de indicadores
Indicador de Desempenho Ambiental (IDA)	Indicador de Desempenho Operacional (IDO)	Consumo relativo de água
		Consumo relativo de energia
		Geração relativa de resíduos sólidos
		Consumo relativo de matéria-prima
	Indicador de Desempenho em Gestão	Quantidade de ocorrências ambientais
		Percentual de metas atingidas
Indicador de Condição Ambiental (ICA)		Concentração de um contaminante específico na água, ar ou solo
		Número total de espécies da fauna em uma área definida

Fonte: ISO 14031:2002.

Os indicadores de desenvolvimento sustentável, de acordo com o processo de construção, são classificados por MARTÍNEZ (2006) em indicadores de primeira geração: nesta fase, os

indicadores que não incorporam inter-relações entre os componentes de um sistema, como por exemplo: emissões de CO_2, desmatamento, erosão, qualidade das águas, dentre outros; indicadores de segunda geração: os indicadores compostos por quatro dimensões: econômica, social, institucional e ambiental; entretanto, também não estabelecem vínculos entre as dimensões; e indicadores de terceira geração: são os indicadores ideais. Correspondem aos indicadores vinculantes, sinérgicos e transversais, que incorporam simultaneamente vários atributos ou dimensões do desenvolvimento sustentável. Não se tratam mais de listas de indicadores como os de segunda geração. As variáveis escolhidas têm que possuir correlação muito clara com as demais, pois são constituintes de um mesmo sistema.

2.2.3 Abordagens na construção de indicadores

Até o presente momento, os principais esforços da comunidade científica em busca dos da mensuração da sustentabilidade podem ser dois enfoques: o comensurável e o sistêmico. O primeiro se baseia na agregação ou somatório de variáveis de diversas origens, utilizando uma escala comum de valor para contabilização dos indicadores. Dentro deste enfoque se encontram os indicadores agregados em índices e os indicadores que agregam unidades monetárias, físicas ou energéticas. Também chamados de indicadores-síntese ou sintéticos, o objetivo é, em uma única unidade, agregar dados de ordem econômica, biofísica, social e institucional. Dentre tais tipos de indicadores, há uma grande diversidade de abordagens, com diferentes ênfases, enfocando aspectos monetários (como o PIB verde e a Poupança Genuína), sociais (como o *Environmental Sustainability Index,* ESI) e dados biofísicos, como a Pegada Ecológica. A abordagem sistêmica, por sua vez, trabalha na construção de um conjunto de indicadores que mostram as tendências vinculadas ou sinérgicas, o que significa que um todo pode explicar as principais tendências, tensões e as causas subjacentes aos problemas da sustentabilidade. Este

enfoque reconhece os problemas metodológicos e axiológicos da incomensurabilidade, e renuncia à tentativa agregação para construção de indicadores (MARTÍNEZ, 2006).

O enfoque comensuralista, agregacional ou sintético, que possibilita condensar em um único número a situação ambiental, se baseia na aceitação de indicadores econômicos como o PIB (Produto Interno Bruto) ou a taxa de inflação. Ainda que suas construções não sejam compreensíveis para a maioria das pessoas, tanto o PIB como taxa de inflação acabaram por se tornar medidas usuais nos debates sobre o desempenho econômico, sendo universalmente reconhecidos e utilizados.

Similarmente ao PIB, parte da comunidade científica e administradores ressaltam a necessidade de elaboração de um indicador ambiental unificado que sirva de base para a tomada de decisões. Para muitos, a inexistência de um indicador ambiental equivalente leva à atenuação da relevância do meio ambiente na elaboração das políticas. Em contrapartida, o enfoque sintético poderia detectar uma tendência global e teria um maior poder para influenciar a opinião pública, promovendo uma maior mobilização e direcionamento de recursos públicos e privados voltados à obtenção da sustentabilidade. Embora seja comprovadamente menos preciso do que o enfoque sistêmico, a sua principal vantagem é a facilidade de comunicação e o auxílio na tomada de decisões. A figura 5 demonstra as etapas a serem seguidas na elaboração de indicadores agregados ou sintéticos.

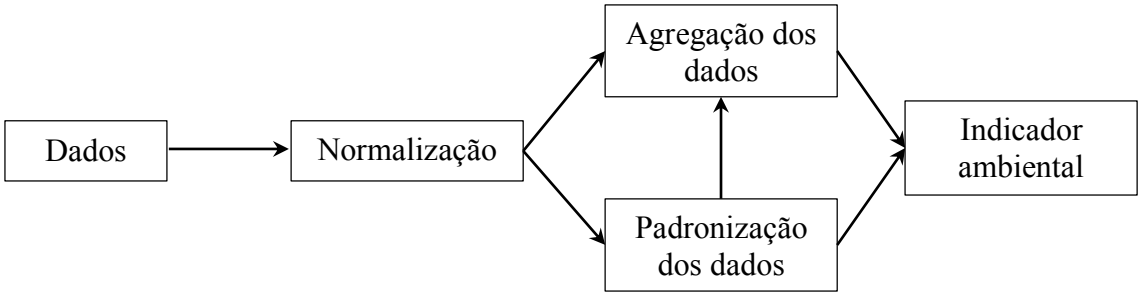

Figura 5 – Abordagem para o desenvolvimento de indicadores ambientais. Adaptado de OLSTHOORN *et al.* (2001).

A crítica mais comum a essa abordagem de construção de indicadores é a de que, ao agregar diversos indicadores ambientais em uma única medida, integram dados incompatíveis em uma unidade comum de medida. Cabe ressaltar que a mesma crítica foi feita, inicialmente, ao PIB e os governos de muitos países contestaram a sua implantação acusando-o de ser reducionista e criticaram a sua pretensão em medir crescimento econômico global com precisão. Realmente, o PIB não possui uma correspondência direta com o nível de bem-estar de uma nação. Apesar disso, é um dos principais indicadores econômicos, embasando a análise e o desenvolvimento de políticas econômicas. A razão disso decorre do fato de o PIB ser compreensível para o público, ser construído a partir de uma metodologia sólida e indicar o estado da economia local em termos de economia global, além de conseguir detectar, com clareza, as tendências econômicas no decorrer do tempo.

Os índices sintéticos mais difundidos são o Índice do Planeta Vivo (do inglês *Living Planet Index* - LPI), o Índice de Sustentabilidade Ambiental (do inglês *Environmental Sustainability Index* - ESI) e a Pegada Ecológica (*Ecological footprint* ou *Ecofootprint*) O LPI foi elaborado pelo Fundo Mundial para a Natureza (do inglês *World Wide Fund for Nature* - WWF). O seu objetivo é aferir a saúde dos ecossistemas globais e da biodiversidade, baseado em dados das mudanças no estado da vegetação natural em todo o mundo, espécies de água doce e população de ecossistemas marinhos, numa tentativa de quantificação da perda de biodiversidade.

O ESI foi elaborado pelo *Yale Center for Environmental Law and Policy* e *Center for Internacional Earth Science Information Network* da Universidade de Columbia. Apresentado no Fórum Econômico Mundial de Davos em 2001, o índice condensa 22 indicadores ambientais que vão desde qualidade do ar, redução de dejetos, até a proteção de bens comuns internacionais. Segundo BRAGA *et al.* (2003), o ESI posiciona os países em um ranking baseado em um conjunto de indicadores relativos a desenvolvimento e meio ambiente. As

críticas ao ESI argumentam que ele não fornece informações acerca do ambiente em longo prazo. Além disso, o ESI não distingue a importância de cada uma das 67 variáveis ao considerar a degradação do solo, a disponibilidade de água, o déficit ecológico e taxa de fertilidade igual aos preços do petróleo e medidas de corrupção política.

A Pegada Ecológica, proposta por Wackernagel e Rees WACKERNAGEL e REES (1996) *apud* TAYRA e RIBEIRO (2006) , é uma tentativa de medir a carga imposta pela população sobre a natureza. Ela representa a área de solo que é requerida para sustentar os níveis atuais de consumo dos recursos e geração de dejetos da população humana, expressa em hectares por habitante. A pegada ecológica assume a taxa de exploração de recursos naturais e produção de rejeitos depende, em grande medida, dos padrões de consumo das sociedades. O cálculo da pegada se baseia em cinco premissas: é possível quantificar o consumo de recursos naturais pelas pessoas e os resíduos que elas produzem; a maior parte desses recursos e resíduos pode ser convertida em área biologicamente produtiva necessária para manter os fluxos de materiais; as áreas referidas se relacionam proporcionalmente à produtividade de biomassa; as áreas necessárias para cada finalidade se somam com o intuito de exprimir a demanda pessoal de consumo; pode-se comparar a área relacionada com a demanda humana total com a capacidade de suporte do planeta, uma vez que também é possível avaliar a área biologicamente produtiva do planeta. De acordo com essa metodologia, haveria disponível a área de 1,9 ha per capita (incluindo o uso dos oceanos e compartilhando-o com mais 30 milhões de espécies). A média mundial da pegada, no entanto, já é de 2,3 ha (nos países desenvolvidos a média é superior a 5 ha), ou seja, já foi superada a capacidade de suporte planetária em quase 40% . Essa utilização de áreas superior à capacidade de carga do planeta é denominada por WACKERNAGEL e REES (1996) de déficit ecológico. A metodologia é útil para alertar para a intensidade da utilização dos recursos naturais do planeta, o que faz para seus autores de forma conservadora. A principal crítica à pegada ecológica é não levar em consideração o caráter

dinâmico e evolutivo no que se refere à capacidade de suporte do planeta em fornecer recursos renováveis e a dinâmica de assimilação dos resíduos e dejetos e a regeneração dos ecossistemas.

Os indicadores ambientais podem também ser categorizados em sistemas de indicadores, o que justifica a denominação do enfoque como *abordagem ou enfoque sistêmico* (TAYRA e RIBEIRO, 2006). Nesta abordagem, os indicadores são classificados como indicadores de pressão ambiental, de condições (estado) do ambiente e de respostas oriundas da sociedade (OECD, 1993). Essa classificação é utilizada em três sistemas ou estruturas de organização e apresentação das informações ambientais fornecidas pelos indicadores: pressão, estado e resposta (PER); força motriz, estado e resposta (FER) e, finalmente, força motriz, pressão, estado, impacto e resposta (FPEIR). Em todas as três estruturas de apresentação de dados há uma cadeia causal que relaciona as forças que agem sobre o meio ambiente, as mudanças causadas por essas forças e a resposta da sociedade às mudanças ocorridas no meio ambiente. A diferença entre as três estruturas é a subdivisão dos elos da cadeia causal.

O primeiro sistema, o mais difundido, pressão-estado-resposta, divide os indicadores em indicadores de pressão sobre o meio, indicadores de estado ou condição do meio no momento da avaliação e indicadores de respostas da sociedade em face ao estado do meio ambiente. Os princípios subjacentes a esse sistema são: as atividades humanas exercem pressões sobre o meio ambiente; tais pressões levam a mudanças no estado ou condição ambiental e provocam respostas da sociedade que alteram as pressões exercidas sobre o meio (OECD, 1999a).

O segundo sistema, chamado de força motriz-estado-resposta, surgiu da constatação da OECD em 1999, ao analisar as pressões sobre o meio ambiente exercidas pela atividade da agricultura, de que a agricultura pode produzir tanto impactos negativos ao meio ambiente quanto impactos benéficos no sentido de aumentar a qualidade ambiental de determinada região (OECD, 1999). O conceito de força motriz engloba um amplo leque de influências sobre o meio

ambiente como o comprometimento do agricultor com o meio ambiente, políticas governamentais, e fatores socioculturais.

O terceiro sistema segue o padrão observado nas duas anteriores, porém divide a cadeia causal em mais elos. Neste sistema, há uma distinção mais clara entre as forças motrizes como desenvolvimento socioeconômico e pressões sobre o ambiente tais como emissões de poluentes, capazes de influenciar diretamente o ambiente. O sistema também discrimina o estado ou condição ambiental, como um corpo hídrico contaminado por metais pesados e os impactos decorrentes desse estado ou condição à saúde humana e ao ecossistema. Por essas razões, das três abordagens sistêmicas, o terceiro tipo é o mais completo. A figura 6 resume as três abordagens sistêmicas.

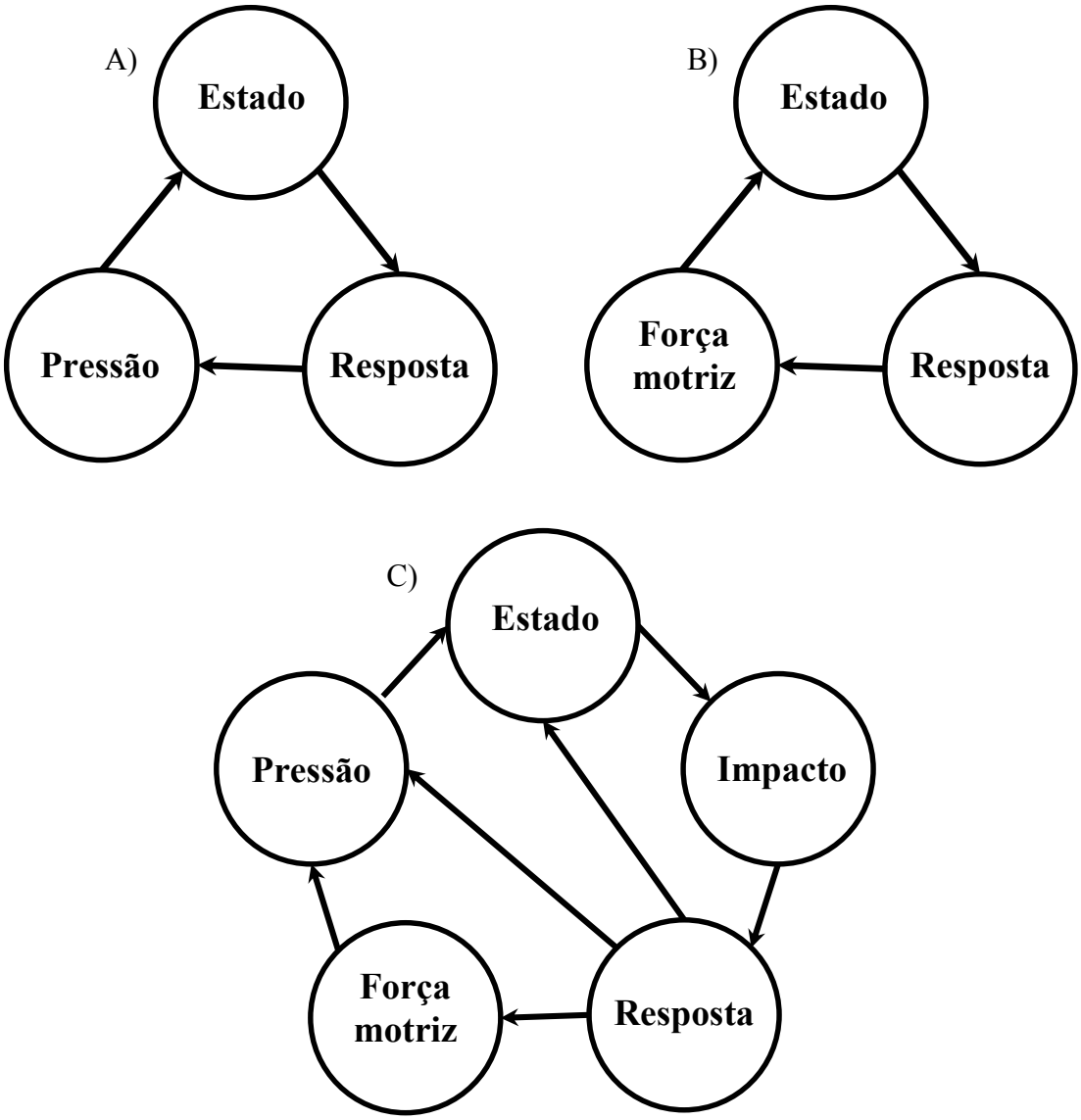

Figura 6 – As abordagens sistêmicas. A) pressão-estado-resposta; B) Força motriz-estado-resposta e C) Força motriz-pressão-estado-impacto-resposta. Adaptado de NIEMEIJER e GROOT (2008).

As abordagens baseadas em cadeias causais anteriormente mencionadas são úteis para direcionar a seleção dos indicadores em termos de relações de causa e efeito; todavia, uma série de outros critérios deve ser levada em consideração na seleção de indicadores que visem avaliar a sustentabilidade de uma atividade econômica.

2.2.4 Critérios de seleção de indicadores

A seleção dos indicadores de sustentabilidade deve priorizar indicadores que sejam, ao mesmo tempo, definidos de forma inequívoca, de fácil aquisição em termos de recursos disponíveis, relevantes para o tema em questão e sensíveis a mudanças no intervalo de tempo de aplicação de políticas ambientais. A OECD preconiza que os indicadores devem ser selecionados a partir dos critérios da solidez analítica, relevância política e mensurabilidade (OECD, 1999).

Por maior que seja a quantidade de critérios de escolha de determinados indicadores para uma avaliação de sustentabilidade, a escolha individual de indicadores ambientais, na ausência de uma metodologia específica de seleção, leva invariavelmente à seleção de indicadores diferentes (NIEMEIJER e GROOT, 2008). Em seu artigo, os autores supracitados demonstram que um estudo sobre a depleção do ozônio na atmosfera, conduzido por duas organizações internacionais independentemente, utilizaram indicadores diferentes e levaram a resultados ligeiramente diferentes. Mais ainda, os autores afirmam que a seleção de indicadores tende a ser insuficientemente embasada dentro de uma metodologia conceitual e por essa razão superestima as características individuais de cada indicador como critério de seleção ao invés da função dos indicadores dentro de uma lógica analítica de solução de problemas.

Para contornar esse problema, NIEMEIJER e GROOT (2008) sugerem que a metodologia FPEIR aprimorada (FPEIRa) é uma abordagem adequada para a seleção de indicadores, atuando como elemento estruturante e de guia na seleção de indicadores ambientais. A metodologia FPEIRa, em vez de se basear em uma cadeia causal, utiliza o conceito de rede causal, evidenciando que cadeias causais múltiplas e paralelas vinculam os indicadores de força motriz com os indicadores de pressão, estado, impacto e, finalmente, com os indicadores de resposta, com cada cadeia em particular abrangendo um determinado aspecto ambiental. A rede causal inclui, também, relações entre as cadeias causais paralelas.

2.3 A ECOLOGIA DA PAISAGEM E A FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM

2.3.1 Definição de ecologia da paisagem

A maioria da população tem uma definição intuitiva de paisagem —a extensão de terra e água observada a partir de um ponto de observação elevado — e é capaz de distinguir entre paisagens rurais e urbanas, paisagens planas e montanhosas, e paisagens naturais e antropizadas (TURNER, GARDNER e O'NEILL, 2001).

A ecologia de paisagens é considerada uma área de conhecimento emergente, em busca de arcabouços teóricos e conceituais sólidos. O jargão utilizado é por muitas vezes impreciso e ambíguo, refletindo uma disciplina que ainda busca se definir e superar o impasse criado pelas diferentes visões de paisagem dos seus pesquisadores (WIENS *et al.*, 1993).

O termo ecologia da paisagem foi introduzido pelo biogeógrafo Carl Troll em 1939, a partir das observações feitas de fotografias aéreas. A ecologia da paisagem combina a abordagem espacial típica da Geografia com a abordagem funcional dos ecologistas. Ao longo das últimas duas décadas, diversas definições de ecologia da paisagem despontaram no meio científico, dentre elas: a ecologia da paisagem lida com os efeitos da configuração espacial dos mosaicos que compõem a paisagem nos fenômenos ecológicos (WIENS *et al.*, 1993); ou

> A ecologia da paisagem é o estudo dos efeitos recíprocos dos padrões espaciais nos processos ecológicos; a ecologia da paisagem promove o desenvolvimento de modelos e teorias de relações espaciais e as suas dinâmicas e aborda a questão da escala espacial, raramente abordada na ecologia tradicional (PICKETT e CADENASSO, 1995).

As razões pelas quais a escala adquiriu um papel tão importante na ecologia da paisagem, a ponto de se tornar uma característica distintiva entre ela e a ecologia, podem ser agrupadas em teóricas e práticas: as razões teóricas surgiram com a constatação no início da década de 80

de que algumas das questões ambientais mais prementes como chuva ácida, mudanças climáticas, fragmentação dos habitats e conservação da biodiversidade estavam (e ainda estão) se manifestando em áreas cada vez maiores; as razões práticas estão relacionadas com os estudos dos ecologistas que ultrapassam os limites de um ecossistema. Um reconhecimento contínuo por parte dos ecologistas[2] de que as respostas obtidas para um determinado estudo ecológico dependem fortemente da escala adotada.

O conceito de escala, na ecologia da paisagem, difere do significado comum desse termo —a razão matemática entre as dimensões representadas em um mapa e as dimensões reais do terreno. Em ecologia da paisagem, o conceito de escala aproxima-se mais do conceito de abrangência da área de estudo. Escala se refere à dimensão espacial ou temporal de um objeto ou processo (TURNER, GARDNER e O'NEILL, 2001). O Quadro 4 exemplifica as escalas temporais e espaciais de alguns eventos causadores de distúrbios na paisagem.

[2] Aqui o termo *ecologista* significa o profissional acadêmico que tem como área de estudo o campo da Biologia chamado de Ecologia e não pessoas engajadas na defesa do ambiente natural e causas ecológicas, sentido este comum atualmente.

Quadro 4 – Escalas temporais e espaciais dos distúrbios ambientais.

Evento	Escala Temporal (anos)	Escala espacial (m^2)
Terremotos, enchentes	10^0	10^7
Incêndios florestais	10^0	10^8
Atividades humanas	10^5	10^{12}
Flutuações climáticas	10^3	10^{14}
Desenvolvimento do solo	10^6	10^{12}
Ciclo de glaciações	10^5	10^{12}
Movimento das placas tectônicas	10^8	10^{14}

Fonte: autor.

A escala é caracterizada pela *granulação da paisagem* e pela sua extensão. A granulação da paisagem (ou grão), nesta disciplina, significa a resolução espacial do conjunto de dados. Geralmente o grão assume a resolução espacial do sensor remoto, caso os dados sejam oriundos de satélites. O sensor SPOT, por exemplo, possui grão de 10m por 10m; o sensor *Thematic Mapper* da série Landsat, por sua vez, 30m por 30m e 90m por 90m para o escâner multiespectral da série Landsat. A extensão da escala é o tamanho da área de estudo.

2.3.2 Conceitos relevantes em ecologia da paisagem

Toda paisagem —área que apresenta uma heterogeneidade espacial em pelo menos um fator de interesse— possui uma *estrutura ou configuração*, formada por padrões ou elementos espaciais distinguíveis uns dos outros. Esses elementos espaciais são conhecidos por *manchas* —áreas na paisagem que diferem dos seus arredores em natureza ou aparência. As manchas são

formadas por um *núcleo* e uma *borda*. As áreas de borda são as extremidades de uma mancha, onde o meio ambiente é significativamente diferente da parte interior, denominada núcleo. As manchas apresentam variados graus de *conectividade*. A conectividade representa a continuidade espacial entre as manchas. Por exemplo, uma paisagem florestal com menos buracos na cobertura florestal (partes abertas), terá maior conectividade. Essa conectividade pode se dar através de um *corredor*, uma parcela da paisagem relativamente estreita que difere das manchas que conecta. Os corredores possuem importante função, sendo faixas de um elemento particular da paisagem que se diferencia do terreno adjacente em ambos os lados. Uma rede é um sistema interconectado de corredores, enquanto mosaico descreve o padrão das partes, corredores e matriz que formam uma paisagem em seu todo.

Matriz é o "plano de fundo do sistema ecológico" de uma paisagem, sendo o componente espacialmente mais representativo ou dominante, podendo apresentar variável grau de conectividade.

A ecologia da paisagem envolve o estudo de padrões da paisagem, a interação entre manchas no interior do mosaico da paisagem, e a forma como os padrões e interações mudam no tempo. Considera ainda o desenvolvimento e dinâmica da heterogeneidade espacial e os seus efeitos nos processos ecológicos. A ecologia da paisagem pode ser analisada considerando três características da paisagem (FORMAN e GRODON, 1986): a estrutura trata das relações espaciais entre ecossistemas distintos ou elementos presentes; mais especificamente a distribuição de energia, materiais e espécies em relação às dimensões, formas e configurações dos ecossistemas; a função corresponde às interações entre os elementos espaciais, ou seja, as transferências de energia, materiais e espécies ao longo das componentes dos ecossistemas; a mudança trata das alterações na estrutura e na função do mosaico ecológico ao longo do tempo.

2.3.3 O sensoriamento remoto e o geoprocessamento de imagens na determinação da fragmentação da paisagem

As características estruturais da paisagem são observáveis, descritíveis e quantificáveis. A estrutura metodológica para a quantificação dessas características se baseia nas medidas da estrutura da paisagem ou métricas da paisagem (LANG e BLASCHKE, 2009).

Várias métricas da paisagem foram desenvolvidas com a finalidade de descrever quantitativamente os padrões e estrutura da paisagem (TURNER, GARDNER e O'NEILL, 2001). Os métodos quantitativos relacionam os padrões da paisagem com uma função ecológica específica. Muitas métricas têm sido desenvolvidas para descrever padrões espaciais, a partir de produtos temáticos obtidos através do uso integrado das ferramentas de sensoriamento remoto e geoprocessamento. Essas ferramentas auxiliam a tomada de decisões, tanto em relação ao ambiente natural quanto nas políticas rurais, agrícolas e florestais.

Sensoriamento remoto

Sensoriamento remoto é um termo utilizado na área das ciências aplicadas que se refere à obtenção de imagens à distância, sobre a superfície terrestre. Estas imagens são adquiridas através de aparelhos denominados sensores remotos. Por sua vez estes sensores ou câmaras são colocados a bordo de aeronaves ou de satélites de sensoriamento remoto —também chamados de satélites observação da Terra. Um sensor a bordo do satélite gera um produto de sensoriamento remoto denominado de imagem ao passo que uma câmara aerofotográfica, a bordo de uma aeronave, gera um produto de sensoriamento remoto denominado de fotografia aérea. Detecção remota designa o conjunto de técnicas para obtenção de informação sobre um objeto por um sensor que não está em contato físico com o objeto (JENSEN, 2000).

Contudo, detecção remota refere-se tipicamente a informação radiométrica que pode ser representada por um conjunto de valores de pixels de uma imagem. Essa imagem pode então ser analisada para ser obtida informação relevante sobre o objeto. Como exemplos de sistemas

de detecção remota, podem-se citar os sensores digitais instalados em satélites, os sensores digitais ou analógicos instalados em aviões e os sensores portáteis usados em trabalho de campo.

Radiação eletromagnética e detecção remota

Todos os objetos com temperatura superior ao zero absoluto emitem energia eletromagnética. A principal fonte de energia para detecção remota é o sol. A radiação emitida total de um corpo negro é dada por

$$M_n = \sigma T^4 \ (W.m^{-2}), \qquad (1)$$

em que T é a temperatura absoluta em graus Kelvin e σ é a constante de Stefan-Boltzmann. O comprimento de onda dominante dessa radiação é dado pela lei de Wien, onde na equação (2), k é uma constante de valor 2898 μm.K.

$$\lambda_{max} = k / T \quad (\mu m), \qquad (2).$$

Na equação (2), k é uma constante de valor 2898 μm.K. Os objetos reais não se comportam, no entanto, como corpos negros. Designa-se por emitância a razão entre radiação emitida por um objeto e a radiação emitida por um corpo negro a igual temperatura.

A radiação visível corresponde apenas a uma reduzida porção do espectro eletromagnético, como se pode ver na figura 7.

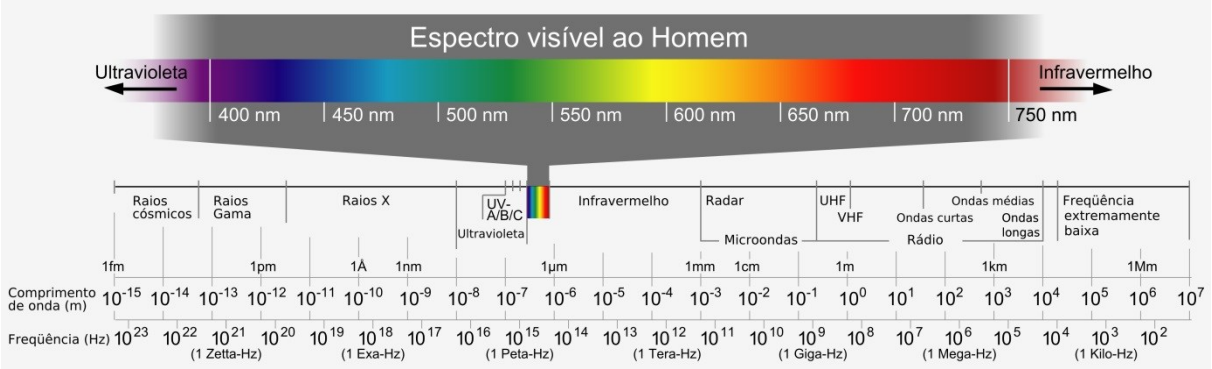

Figura 7 – O espectro eletromagnético. Fonte: Sociedade Brasileira de Física (SOCIEDADE BRASILEIRA DE FÍSICA, 2014)

No entanto, a detecção remota permite obter informação em outras zonas do espectro. Porém, a gama de comprimentos de onda captados por sensores analógicos (visível e infravermelho próximo) é mais reduzida do que a gama captada por sensores digitais. Por limitações físicas e tecnológicas, a gama de comprimentos de onda captados por sistemas de detecção remota é aproximadamente 0,4 a 12 µm (visível e infravermelho), correspondentes a frequências entre 20 e 60 GHz, e 30 a 300 mm (microondas), correspondentes a frequências entre 1 e 10 GHz.

Para comprimentos de onda da gama do visível e do infravermelho próximo e médio, a radiação captada pelo sensor é essencialmente proveniente, direta ou indiretamente, do sol. A radiação em comprimentos de onda entre 10 e 12 µm (infravermelho térmico) depende da temperatura do objeto para temperaturas comuns de objetos situados na superfície terrestre. Apenas nessa gama de comprimentos de onda a radiação captada pelo sensor é essencialmente radiação emitida pelo próprio objeto. A radiação proveniente de um objeto na gama do visível e do infravermelho próximo e médio e captado pelo sensor é essencialmente radiação refletida pelo objeto.

A energia de um fóton depende do comprimento de onda da radiação segundo a relação

$$Q = h.c / \lambda \quad (J), \tag{3}$$

em que Q é energia em joules, λ é o comprimento de onda em metros, h é a constante de Planck e c a velocidade da luz no vácuo. Esta relação tem consequências importantes em detecção remota. Como é necessária uma quantidade mínima de energia para excitar o sensor, a captação de radiação de maior comprimento de onda (menor energia) pode exigir uma maior resolução espacial ou uma mais longa exposição. Por exemplo, a banda 6 (com comprimento de onda entre 10,4 e 12,5 μm) do sensor TM do satélite Landsat tem resolução espacial de 120 m enquanto as restantes bandas (de menor comprimento de onda) têm resolução espacial de 30 m.

A energia incidente que atinge um objeto pode ser decomposta na soma da energia refletida, da energia absorvida e da energia transmitida, i.e.,

$$E_I(\lambda) = E_R(\lambda) + E_A(\lambda) + E_T(\lambda) \tag{4}$$

Onde E_R é a energia refletida, E_A a energia absorvida e E_T a energia transmitida. Essa decomposição altera-se para diferentes comprimentos de onda. Para citar um exemplo relevante para o presente estudo, a componente refletida pela clorofila na região do verde (0,5 a 0,6 μm) é superior à componente refletida na região do vermelho (0,6 a 0,7 μm). A decomposição da energia incidente sobre um objeto é ilustrada na figura 8.

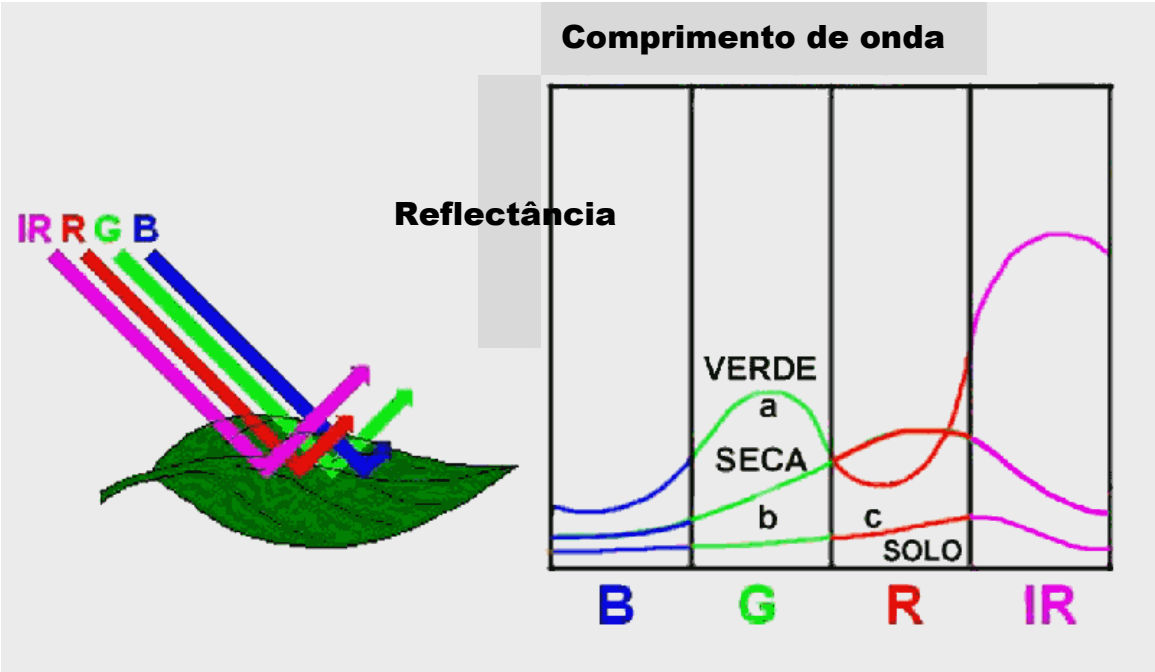

Figura 8 – Diferentes absorções de diferentes comprimentos de onda em uma folha. Adaptado de (INPE, 2010).

Reflectância é a razão

$$\rho_\lambda = \frac{E_R(\lambda)}{E_I(\lambda)} \tag{5}$$

A equação (5) demonstra que a reflectância de um objeto captada pelo sensor remoto depende do comprimento de onda. Dado que a decomposição varia com o comprimento de onda é possível associar a cada objeto presente na paisagem uma assinatura espectral, i.e., um padrão de reflectância dependendo do comprimento de onda da radiação incidente sobre o objeto. A característica dos objetos que os sistemas de detecção remota captam, com grau variável de detalhe ou rigor, é a assinatura espectral. Na figura 9 são mostradas as assinaturas espectrais, na faixa de 0,4 a 0,9 μm, de alguns tipos de coberturas do solo.

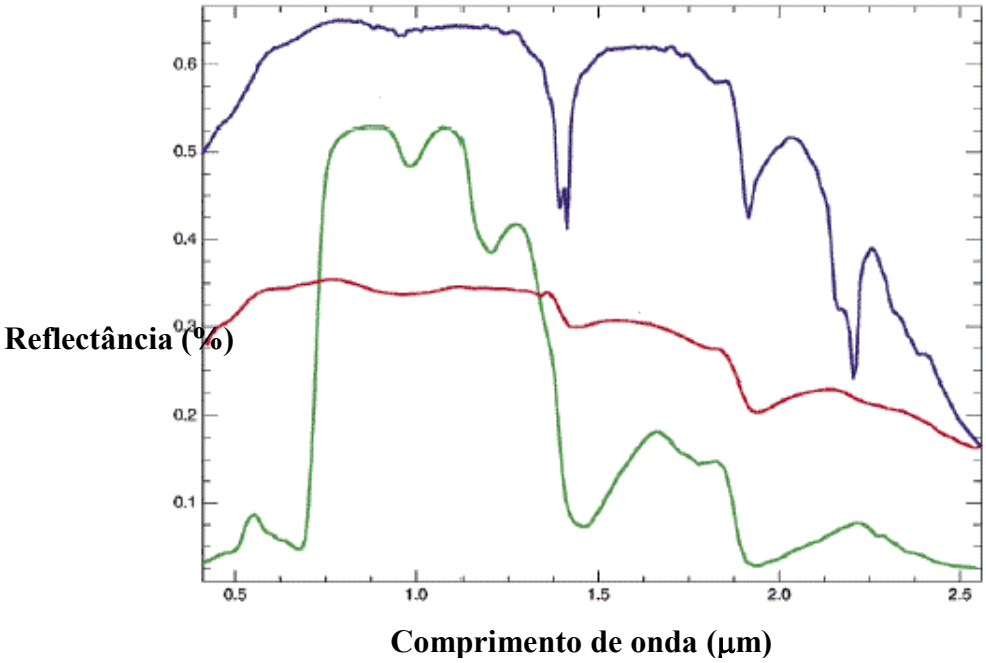

Figura 9 – Assinaturas espectrais da vegetação (verde), do concreto (vermelho) e solo predominantemente argiloso (azul). Fonte: autor.

Algumas características de objetos naturais na superfície terrestre que afetam a reflectância:

• Vegetação. A clorofila absorve mais na região do azul e do vermelho (com picos de absorção em aproximadamente 0,43 a 0,45 e 0,64 a 0,67 μm) do que no verde, com pico de reflexão em 0,54 μm (JENSEN, 2000). O stress hídrico causa uma diminuição do teor de clorofila e um aumento de reflectância na região do vermelho.

• Água. A existência de sedimentos na água provoca um aumento da reflectância.

• Solo descoberto. Em geral a rugosidade do solo causa um aumento de reflectância. O aumento do teor de matéria orgânica está associado a uma diminuição da reflectância.

O quadro 5 resume as características que podem ser avaliadas através das diversas bandas do sensor TM do satélite Landsat 5.

Quadro 5 – Aplicações das bandas do sensor TM do satélite Landsat 5 (continua)

Bandas	Intervalo espectral (μm)	Principais aplicações das bandas TM do satélite LANDSAT 5
1	0,45 a 0,52	Apresenta grande penetração em corpos de água, com elevada transparência, permitindo estudos batimétricos. Sofre absorção pela clorofila e pigmentos fotossintéticos auxiliares (carotenoides). Apresenta sensibilidade a plumas de fumaça oriundas de queimadas ou atividade industrial. Pode apresentar atenuação pela atmosfera.
2	0,52 a 0,60	Grande sensibilidade à presença de sedimentos em suspensão, possibilitando sua análise em termos de quantidade e qualidade. Boa penetração em corpos de água.
3	0,63 a 0,69	A vegetação verde, densa e uniforme, apresenta grande absorção, ficando escura, permitindo bom contraste entre as áreas ocupadas com vegetação (ex.: solo exposto, estradas e áreas urbanas). Apresenta bom contraste entre diferentes tipos de cobertura vegetal (campo, cerrado e floresta). Permite o mapeamento da drenagem através da visualização da mata ciliar e entalhe dos cursos dos rios em regiões com pouca cobertura vegetal. É a banda mais utilizada para delimitar a mancha urbana, incluindo identificação de novos loteamentos. Permite a identificação de áreas agrícolas.

Quadro 5 - Aplicações das bandas do sensor TM do satélite Landsat 5 (continuação).

Bandas	Intervalo espectral (μm)	Principais aplicações das bandas TM do satélite LANDSAT 5
4	0,76 a 0,90	Os corpos de água absorvem muita energia nesta banda e ficam escuros, permitindo o mapeamento da rede de drenagem e delineamento de corpos de água. A vegetação verde, densa e uniforme, reflete muita energia nesta banda, aparecendo bem clara nas imagens. Apresenta sensibilidade à rugosidade da copa das florestas (dossel florestal). Apresenta sensibilidade à morfologia do terreno, permitindo a obtenção de informações sobre Geomorfologia, Solos e Geologia. Serve para análise e mapeamento de feições geológicas e estruturais. Serve para separar e mapear áreas ocupadas com pinus e eucalipto. Serve para mapear áreas ocupadas com vegetação que foram queimadas. Permite a visualização de áreas ocupadas com macrófitas aquáticas (aguapé). Permite a identificação de áreas agrícolas.
5	1,55 a 1,75	Sensibilidade ao teor de umidade das plantas, servindo para observar estresse na vegetação, causado por desequilíbrio hídrico. Esta banda sofre perturbações em caso de ocorrer excesso de chuva antes da obtenção da cena pelo satélite.
6	10,4 a 12,5	Fenômenos relativos aos contrastes térmicos, servindo para detectar propriedades termais de rochas, solos, vegetação e água.
7	2,08 a 2,35	Sensibilidade à morfologia do terreno, permitindo obter informações sobre Geomorfologia, Solos e Geologia. Esta banda serve para identificar minerais com íons hidroxilas. Potencialmente favorável à discriminação de produtos de alteração hidrotermal.

Fonte: autor.

Os sistemas de detecção remota podem ser passivos ou ativos. Os sistemas passivos não têm uma fonte artificial de radiação e detectam radiação eletromagnética que é refletida ou

emitida pelo objeto a analisar (exemplo: sensores de satélite para radiação visível ou infravermelha). Os sistemas ativos contém uma fonte de radiação que incide sobre o objeto a analisar (exemplo: microondas de radar ou sonar).

Os sistemas de detecção remota podem captar informação em forma digital (câmeras digitais) ou analógica (fotografia aérea).

As principais características de um sistema de detecção remota para a superfície terrestre são a resolução espectral, definida pelo número e características dos intervalos (bandas) de comprimento de onda captadas pelo sensor[3]; a resolução espacial, ou o comprimento do lado de uma parcela no terreno correspondente a um pixel da imagem obtida pelo sistema (uma maior resolução corresponde a uma imagem com menor detalhe) e a resolução temporal, definida pelo intervalo de tempo entre duas imagens consecutivas da mesma parcela de terreno.

Dentre as vantagens do sensoriamento remoto pode-se afirmar que, devido aos seus dados multiespectrais estarem disponíveis repetitivamente, com frequência igual à resolução espacial do sensor, o sensoriamento remoto orbital é a ferramenta ideal para a análise da dinâmica de vários fenômenos espaciais. A união das imagens obtidas pelo sensor permite estudos em escalas locais a globais. Além disso, a natureza digital das imagens possibilita o emprego de algoritmos computacionais para o realce e classificação de padrões, facilitando assim 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. As informações obtidas de imagens de sensoriamento remoto orbital poderão ser usadas não só para se monitorar as grandes mudanças nas paisagens como também para se modelar a sua evolução.

---

[3] Uma imagem é dita pancromática se contém apenas uma banda espectral e é multiespectral se contém mais do que uma.

Os dados mais comumente utilizados em detecção remota de recursos naturais provêm dos sensores TM e ETM (este apenas lançado em 1999) do satélite Landsat (resolução espacial de 30 metros no modo multiespectral e 15 metros no modo pancromático) e dos sensores HRV e HRVIR (lançado em 1998) do satélite SPOT (resolução de 20 metros no modo multiespectral e 10 metros no modo pancromático).

As imagens obtidas por detecção remota estão sujeitas a erros de vários tipos. O erro é a diferença entre a assinatura espectral real do objeto e a assinatura espectral captada pelo sensor. Na medida do possível, e em função do tipo de análise dos dados de detecção remota a realizar, é conveniente reduzir os erros aplicando técnicas de correção. Algumas técnicas que podem ser usadas para a minimização desses erros, como correções radiométricas e geométricas. A correção radiométrica de uma imagem visa a redução de erros e distorções introduzidos pelos sensores e pela atmosfera. O tipo de correção radométrica mais frequentemente realizada, em áreas com topografia acentuada, é a redução do efeito topográfico (JENSEN, 2000). Esta correção é necessária para reduzir as diferenças introduzidas pela topografia na quantidade de radiação solar que atinge o objeto e afeta a quantidade de radiação refletida e consequentemente a quantidade de energia que é captada pelo sensor. Cada objeto no terreno é iluminado em função da sua exposição à luz solar. Numa imagem da superfície terrestre, o declive e a exposição de cada parcela de terreno afetam de forma muito significativa o sinal que é captado pelo satélite. É por esse motivo que o relevo da superfície é a característica mais evidente numa imagem de satélite de uma região não plana. Quando o objetivo da análise de dados de detecção remota é a produção de mapas é indispensável proceder à correção geométrica —conhecida como registro geométrico— das imagens.

O processo de registro geométrico ou georreferenciamento envolve a identificação das coordenadas da imagem (linha e coluna) de vários pontos claramente identificáveis na imagem,

chamados pontos de controle no terreno, e a coincidência com as suas posições verdadeiras nas coordenadas terrestres (latitude e longitude). A figura 10 ilustra o método.

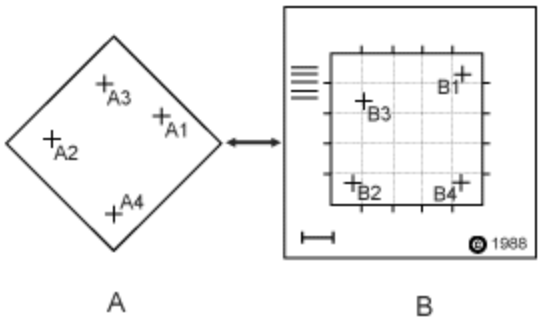

Figura 10 – Georreferenciamento de imagens. Fonte: autor.

O registro geométrico também pode ser feito, confrontando uma imagem com outra imagem previamente já georreferenciada, ao invés de usar as coordenadas geográficas. Isto se chama registro de imagem-a-imagem e deve ser feita antes das várias rotinas de transformação.

Após essas correções ou pré-processamentos serem feitos, as imagens de satélite podem ser geoprocessadas.

Geoprocessamento na determinação da fragmentação da paisagem

Geoprocessamento é o conjunto de tecnologias de coleta, tratamento, manipulação e apresentação das informações voltadas para um objetivo específico.

As ferramentas computacionais para geoprocessamento são chamadas de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), e permitem realizar análises complexas, ao integrar dados de diversas fontes e ao criar bancos de dados georreferenciados. Para muitos autores, os sistemas de informações geográficas são tecnologias capazes de manipular dados geográficos em formato digital e de satisfazer as necessidades de pré-processamento de dados para adequá-los à análise, incluindo operadores de conversão, reformatação, mudança de projeção cartográfica, reamostragem e generalização. Os SIG permitem a análise e modelagem de dados como

descrição, integração, calibração, prescrição e prospecção. Os SIG também são capazes de realizar pós-processamento dos resultados, incluindo operações de reformatação, tabulação, geração de relatórios e mapas. As operações presentes nestas etapas acima podem ser agrupadas em três áreas funcionais denominadas como cartografia digital, gerenciamento da base de dados e modelagem cartográfica.

Os SIG realizam as operações de cartografia digital principalmente na fase de entrada dos dados, ou seja, no processo de codificação ou abstração digital das feições ou entidades da paisagem.

O gerenciamento da base de dados focaliza os componentes de armazenamento e recuperação de dados do sistema, sendo capaz de organizar um grande conjunto de dados e recuperá-los através de operações de busca.

As operações de modelagem cartográfica buscam desenvolver novas visões entre os relacionamentos geográficos dos dados através do cruzamento e integração das variáveis espaciais. A modelagem cartográfica é realizada através da álgebra de mapas. A álgebra de mapas usa uma sequência de funções dos softwares de SIG para realizar operações com mapas. É semelhante à álgebra tradicional, na qual operadores matemáticos como a adição e a subtração atuam em números ou variáveis; para a álgebra de mapas, as variáveis são representadas por arquivos digitais ou analógicos que compõem os mapas. O procedimento analítico envolve o geoprocessamento cíclico de mapas digitais usando-se de operações de análise espacial.

A análise espacial é uma forma de geoprocessamento indispensável aos estudos de fragmentação da paisagem. Para o professor Roberto Rosa,

> "a análise espacial faz a ligação entre o domínio essencialmente cartográfico e as áreas de análise aplicada, estatística e a modelagem, permitindo combinar variáveis georreferenciadas e, a partir delas, criar e analisar novas variáveis. Analisar significa fragmentar, decompor em partes ou componentes visando uma identificação da estrutura e compreensão de um

> sistema. A complexa realidade do espaço geográfico pode ser, em um contexto de análise espacial, fragmentada nas suas componentes ou derivadas obtidas a partir de uma base informativa geral. Assim análise espacial significa também extrapolação e criação de nova informação susceptível de permitir uma melhor compreensão, numa perspectiva isolada ou integrada (ROSA, 2011)".

Para VOLOTÃO (1998), todas as medidas estatísticas da paisagem são categorizadas como Análise Espacial. Isto inclui as medidas ecológicas da paisagem de padrão e dispersão (como frequência, índices de similaridade, riqueza relativa, diversidade, dominância, fragmentação, densidade, índice de Shannon, e graus de liberdade), também inclui centralidade ou conectividade, medidas de forma (como assimetria ou compactação), e todo o conjunto de ferramentas para a análise multivariada. Todas estas métricas resultam em números singulares, que são o motivo porque podem ser categorizados como métricas.

As métricas de área quantificam a composição da paisagem e fornecem a respeito dela informações importantes sobre a dinâmica de populações vegetais e animais (VOLOTÃO, 1998). Qualquer diminuição em área de um fragmento florestal pode reduzir exponencialmente o número de espécies e afetar a dinâmica de populações de plantas e animais, podendo comprometer a regeneração natural das espécies e, por sua vez, a sustentabilidade do ecossistema. FORMAN e GRODON (1986) afirmaram que a riqueza das espécies diminui em uma área à medida que esta fica menor do que as áreas mínimas necessárias para a sobrevivência das populações. Essa área mínima varia em função da espécie considerada e é determinada pelo tamanho do território de um indivíduo (ou de um grupo de indivíduos, em função do comportamento social da espécie) e pelo número mínimo de indivíduos de uma população geneticamente viável. O tamanho do fragmento interfere na disponibilidade de recursos e, à medida que a área diminui, há também uma redução nos recursos e, por consequência, intensificação das competições intra e interespecíficas.

As métricas de forma são responsáveis pela estruturação da paisagem. Diferentes formas de fragmentos podem ser encontradas na paisagem desde as curvilíneas, compactas ou alongadas até as arredondadas. O principal aspecto da forma do fragmento é a sua relação com o efeito de borda (VOLOTÃO, 1998): o ideal sob a ótica da ecologia é que as manchas tenham o formato mais próximo possível da forma circular, minimizando a relação borda-área, pois em um círculo o centro se encontra o mais distante possível das bordas.

O efeito de borda sobre o ecossistema natural é caracterizado por mudanças abióticas (maior exposição a ventos, altas temperaturas e baixa umidade), biológicas diretas (mudanças na abundância e distribuição de espécies causadas diretamente por variações nas condições físicas das bordas) e biológicas indiretas (que envolvem mudanças nas interações ecológicas entre as espécies). A vegetação da borda de um fragmento florestal usualmente apresenta menor diversidade, menor porte, menor permeabilidade, menor diâmetro médio das espécies arbóreas e maior espaçamento entre os indivíduos de maior diâmetro A produção de serrapilheira, reflexo da produção de biomassa, também é menor na borda do que no interior dos fragmentos. Alguns modelos têm sugerido que o efeito de borda exerce forte influência sobre o tamanho populacional das espécies, onde seus efeitos aumentam com a diminuição da distância entre o centro do fragmento, ou a área núcleo e a borda.

Acrescente-se a esses efeitos de borda os impactos como ruídos excessivos e atropelamentos de fauna quando as bordas fizerem limite com as atividades humanas, o que geralmente é o caso. A delimitação da área de borda de um fragmento da paisagem depende da espécie considerada. A figura 11 ilustra as relações entre a borda e a forma do fragmento da paisagem.

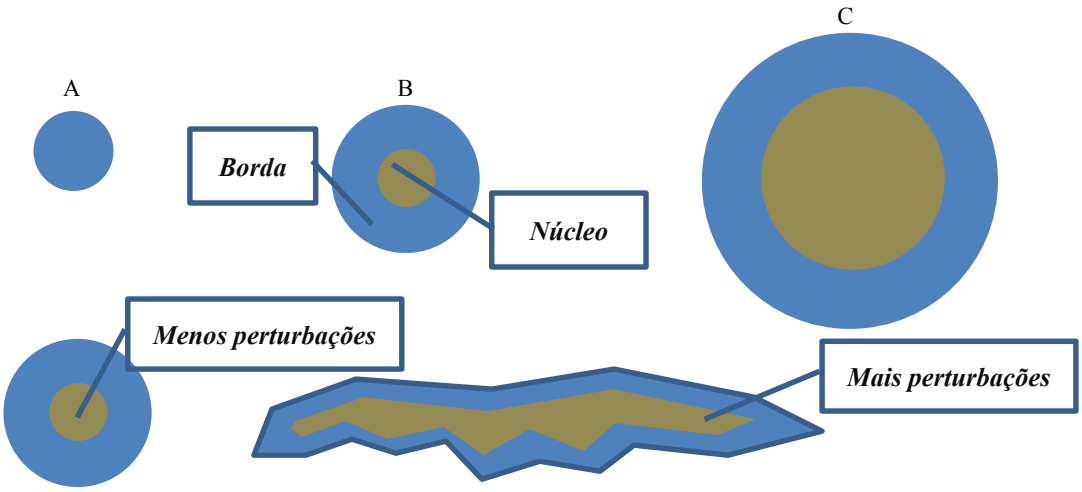

Figura 11 – Relação entre a borda e a forma de um fragmento da paisagem. Fonte: autor.

Dependendo da espécie considerada, a mancha pode ser pequena a ponto de não ter um núcleo, como demonstra a Figura 11A. Cabe ressaltar que as definições de borda e núcleo dependem fortemente das perturbações causadas pelas atividades exercidas na vizinhança da mancha. Suponha-se que uma mancha ou fragmento seja adjacente de uma mina e outra mancha, de uma pastagem. As detonações em mineração causarão um afugentamento de fauna superior a outras atividades como pecuária e, por essa razão, a definição da profundidade de borda será superior no caso da mineração. Por isso, determinar a distância que o efeito de borda pode penetrar dentro do fragmento é importante para a Conservação das espécies faunísticas e florísticas.

Vale salientar que a importância relativa dos efeitos de borda vai depender também da forma e do tamanho do fragmento florestal. Considere-se, por exemplo, dois fragmentos com exatamente o mesmo tamanho, porém um deles com formato circular e outro com formato irregular. O primeiro será menos afetado pelos efeitos de borda do que o segundo já que tem uma menor razão entre o seu perímetro e a sua área (vide Figura 11).

Na grande maioria dos casos, os fragmentos possuem área suficiente para sustentar certa espécie animal, porém podem não possuir núcleo grande o suficiente a fim de permitir a sua

manutenção, especialmente se esse animal tratar-se de uma espécie particularmente suscetível ao *stress* causado pelas perturbações externas.

Portanto, as métricas de núcleo são consideradas medidas da qualidade de hábitats, haja vista que no núcleo as perturbações aos ecossistemas são mínimas, pois as bordas servem como uma região de transição, atenuando as perturbações externas.

As métricas de proximidade e isolamento se baseiam na distância entre vizinhos mais próximos e são importantes por indicarem, de forma geral, o grau de isolamento da paisagem e apontarem a necessidade de implantação de elementos de conexão, como os corredores ecológicos.

2.4. CONSTRUÇÃO DE UM ÍNDICE DE DESEMPENHO AMBIENTAL

Apesar de todos os problemas inerentes às abordagens dos índices de indicadores, os índices adquiriram suprema importância na literatura ambiental e econômica (DIAZ-BALTEIRO e ROMERO, 2004). Os indicadores que comporão o índice representam geralmente as características ambientais, econômicas e socais dos sistemas naturais e, pelo fato de terem origens diferentes, são medidos em unidades diferentes. Dentro dessa perspectiva, uma questão crucial e complexa a respeito da construção de índices de indicadores consiste na agregação de diferentes indicadores em um índice, capaz de medir a sustentabilidade de uma atividade econômica como um todo e ser comparável a outras atividades. Para determinar qual das atividades econômicas é a mais sustentável, de acordo com o índice de desempenho ambiental criado, é necessário determinar o seu posicionamento em um ranking das *n* atividades econômicas comparadas.

Considere-se $i=1,2,3,...,n$ atividades econômicas avaliadas por $j=1,2,3,...,m$ indicadores ambientais.

Devido ao fato de que os indicadores de desempenho ambiental geralmente são medidos em unidades diferentes, o primeiro passo na construção do índice é a normalização dos indicadores utilizados. Para DIAZ-BALTEIRO e ROMERO (2004), um procedimento de normalização bastante razoável é o seguinte: quando o indicador for do tipo *"quanto maior o valor do indicador, maior a sustentabilidade"*, aplica-se a equação 5

$$\bar{R}_{ij} = 1 - \frac{R_j^* - R_{ij}}{R_j^* - R_{*j}} = \frac{R_{ij} - R_{*j}}{R_j^* - R_{*j}} \ \forall\ i, j \tag{5}$$

Em que $\bar{R}_{ij}$ é o valor normalizado da *i-ésima* atividade econômica avaliada pelo *j-ésimo* indicador ambiental; R_j^* é o valor ótimo do *j-ésimo* indicador ambiental (valor ideal). Esse valor ótimo é representado pelo valor máximo se indicador for do tipo *"maior é melhor"*[4] ou um valor mínimo se o indicador for do tipo *"menor é melhor"*[5] ; R_{ij} é o valor bruto da *i-ésima* atividade econômica avaliado pelo *j-ésimo* indicador ambiental, e R_{*j} é o pior valor atingido pelo *j-ésimo* indicador entre as atividades a serem comparadas.

Se o indicador ambiental for do tipo *"quanto menor o valor do indicador, maior a sustentabilidade",* aplica-se a equação 6 para a normalização dos valores dos indicadores.

$$\bar{R}_{ij} = 1 - \frac{R_{ij} - R_j^*}{R_{*j} - R_j^*} = \frac{R_{*j} - R_{ij}}{R_{*j} - R_j^*} \ \forall\ i, j \tag{6}$$

Utilizando-se as equações 5 e 6, os indicadores ambientais se tornam adimensionais e normalizados entre os valores 0 e 1. Para esse método de normalização, define-se um vetor ideal $\vec{R}^* = (1, \dots, 1)$ e um vetor anti-ideal $\vec{R} = (0, \dots, 0)$ (DIAZ-BALTEIRO e ROMERO, 2004). O índice de desempenho ambiental é estabelecido a partir do cálculo da distância entre as respostas normalizadas dos indicadores de cada atividade econômica e o vetor ideal $\vec{R}^* =$

[4] Como exemplos desse tipo de indicador, poder-se-ia citar indicadores de área reflorestada ou o indicador social *geração de empregos.*

[5] Nessa classe de indicadores, pode-se incluir todos os indicadores de consumo de recursos naturais ou de insumos, como *consumo de água, consumo de energia, etc.*

$(1, \dots, 1)$. Quanto menor for a distância, melhor é o índice. O cálculo da distância entre o vetor é realizado pela equação 7

$$IS_i = \sum_{j=1}^{m} w_j^p (1 - \bar{R}_{ij})^p \,, \forall\, i \tag{7}$$

Na equação 7, IS_i é o índice *i-ésimo* de desempenho ambiental, w é o peso atribuído a cada indicador, *p* é um número real pertencente ao intervalo [1;+∞), e $\bar{R}_{ij}$ é o valor normalizado da *i-ésima* atividade econômica avaliado pelo *j-ésimo* indicador ambiental. A atividade que atingir o valor mínimo de acordo com este índice é a atividade econômica mais sustentável das atividades comparadas. Cada valor de *p* corresponde a um valor de IS_i; dessa forma, a equação 7 representa uma família de índices de desempenho ambiental. Rearranjando algebricamente a equação 7, o significado do *p* fica mais evidente.

$$IS_i = \sum_{j=1}^{m} w_j^p \bar{R}_{ij}{}^p \,, \forall\, i \tag{8}$$

Para um valor de *p* igual a 1, tem-se a equação dos índices mais aplicada na engenharia:

$$IS_i = w_1\bar{R}_1 + w_2\bar{R}_2 + \cdots + w_n\bar{R}_n \tag{9}$$

Na equação 9, a atividade mais sustentável —ou seja, aquela com o melhor desempenho ambiental— é aquela cuja soma dos indicadores ponderada pelos seus respectivos pesos atingir o maior valor.

A solução da equação 8, com *p*=1, de acordo com DIAZ-BALTEIRO e ROMERO (2004), ignora os aspectos dinâmicos entre os indicadores. Para valores de *p* maiores do que 1, o índice se torna uma função não-linear, o que amplia a capacidade do índice de medir a sustentabilidade. Na medida em que o valor de *p* aumenta, aumenta também a importância dos indicadores com valores mais afastados dos valores ideais na composição do índice. Portanto,

para um valor de p igual a ∞, a importância do indicador com o valor mais afastado do valor ideal é minimizada no índice. Dessa forma, o valor de p igual a ∞ representa o índice mais equilibrado em termos de desempenho ambiental. Este tipo de solução parece especialmente atraente dentro de um contexto de sustentabilidade forte, em que um bom desempenho ambiental de uma atividade econômica está relacionado com bons resultados de qualquer um dos indicadores relacionados com a sustentabilidade. A atividade econômica mais equilibrada em termos de sustentabilidade é aquela que maximiza a seguinte expressão

$$IS_i(\infty) = \left[Min\left(W_j\bar{R}_{ij}\right)\right], \forall\, j \qquad (10)$$

De acordo com a equação 10, a mais equilibrada atividade econômica em termos de sustentabilidade é aquela para o qual o produto dos pesos de cada indicador pelo resultado normalizado dos indicadores é minimizado (DIAZ-BALTEIRO e ROMERO, 2004).

Diferentes escores de desempenho ambiental são obtidos pela parametrização de p na equação 8. Esses escores variam desde o índice de desempenho ambiental agregado (para um índice cujo p=1) até o índice de máxima sustentabilidade ecológica (para um índice de p=∞). Escores diferentes destes dois índices são obtidos para valores intermediários de p. Outro modo mais intuitivo e com menores dificuldades computacionais de se rastrear todas as soluções existentes de p = 1 a p = ∞ é combinar as medidas de sustentabilidade dadas pelas expressões (9) e (10):

$$IS_i(\infty) = (1-\lambda)\left[Min\left(W_j\bar{R}_{ij}\right)\right] + \lambda \sum_{j=1}^{m} W_j\bar{R}_{ij}\,, \forall\, j \qquad (11)$$

Onde λ é um parâmetro que simboliza o *trade-off* entre o índice de desempenho ambiental agregado e o índice de máxima sustentabilidade ecológica. Para λ=1, tem-se o índice de desempenho ambiental agregado e para λ=0 tem-se o índice de máxima sustentabilidade ecológica.

Portanto, pode-se concluir que a equação (11) satisfaz as necessidades de medição do desempenho ambiental das atividades econômicas. Na verdade, ela abrange uma grande família

de índices de desempenho ambiental, capaz de fornecer soluções aplicáveis na engenharia —o desempenho ambiental agregado — e soluções ecológicas —de máxima sustentabilidade—, bem como comparar estes dois polos opostos através da variação do valor de controle λ.

CAPÍTULO 3: MATERIAIS E METODOLOGIA

3.1. Objetivo

Embora o conceito de sustentabilidade continue a evoluir, englobando significados mais amplos e mais precisos devido aos esforços da comunidade científica, as diversas metodologias existentes de avaliação de desempenho ambiental das atividades econômicas ainda não convergiram para uma forma comum, padronizada e, por essa razão, distorções a respeito da sustentabilidade das atividades econômicas continuam a ocorrer. A mineração inegavelmente é uma atividade econômica causadora de significativos impactos ambientais e segundo o próprio IBAMA (2006), a mineração é listada como um dos fatores responsáveis pela degradação do ambiente. Atualmente, junto às grandes metrópoles brasileiras, é comum a existência de enormes áreas degradadas, resultante das atividades de extração de produtos de aplicação direta na construção civil (argila, areia, saibro e brita). Os impactos ambientais estão associados, de modo geral, às diversas fases de explotação dos bens minerais, como a abertura da cava, (supressão vegetal, escavações, movimentação de terra e modificação da paisagem local), ao uso de explosivos no desmonte de rocha (sobrepressão atmosférica, vibração do terreno, lançamento de fragmentos, fumos, gases, poeira, ruído), ao transporte e beneficiamento do minério (geração de poeira e ruído), afetando os meios como água, solo e ar, além da população local.

Todavia, a mineração tem a sua reputação ambiental maculada por uma percepção de sustentabilidade ambiental subjetiva e negativa, moldada durante anos de más práticas por algumas empresas do setor, mas também aumentada por efeitos de distorções metodológicas.

Outro fato a se considerar é que, devido à forte legislação ambiental que a regulamenta, a mineração está submetida a compensações ambientais relevantes que, devido à fiscalização

atuante dos órgãos ambientais, principalmente em grandes complexos minerários, amenizam até certo ponto os impactos ambientais decorrentes da atividade.

Faz-se, portanto, necessária uma metodologia de avaliação de desempenho ambiental que possa trazer uma objetividade maior ao tema. A metodologia descrita nesse estudo tem como objetivo a criação de um índice de desempenho ambiental que possa não apenas avaliar quantitativamente a sustentabilidade da mineração, mas também compará-la com o desempenho ambiental de outras atividades econômicas e identificar os indicadores de maior impacto dentro das atividades para que sejam tomadas ações no sentido de reposicionar a atividade dentro de um parâmetro de sustentabilidade aceitável pela sociedade e órgãos de licenciamento. A título de avaliação das mudanças no desempenho ambiental das duas atividades comparadas (cultivo de soja e mineração de minério de ferro), foi realizada uma análise temporal abrangendo um período de 10 anos — de 2000 a 2010.

3.2. Áreas de estudo

O estudo foi conduzido em duas áreas no Brasil: 1. O Complexo de Carajás, onde se localiza a mina de minério de ferro selecionada para o estudo, a N5W da mineradora Vale, localizada no município de Parauapebas, no estado do Pará e 2. O município de Sorriso, no estado do Mato Grosso, área tipicamente agrícola com vocação para a cultura da soja. O município de Sorriso foi selecionado em sua totalidade devido à dificuldade na identificação de empreendedores isoladamente. A seleção dessas duas áreas de estudo se justifica pelas seguintes razões: ambas têm basicamente uma única atividade econômica, o que facilita a classificação das imagens de satélite, a produção tem ordem de grandeza similar (milhões de toneladas de grãos ou de minério por ano). Além disso, ambas as áreas de estudo estão localizadas na região Norte do Brasil, dentro dos limites da Amazônia Legal, compartilhando diversas características climatológicas, como mostra a figura 12.

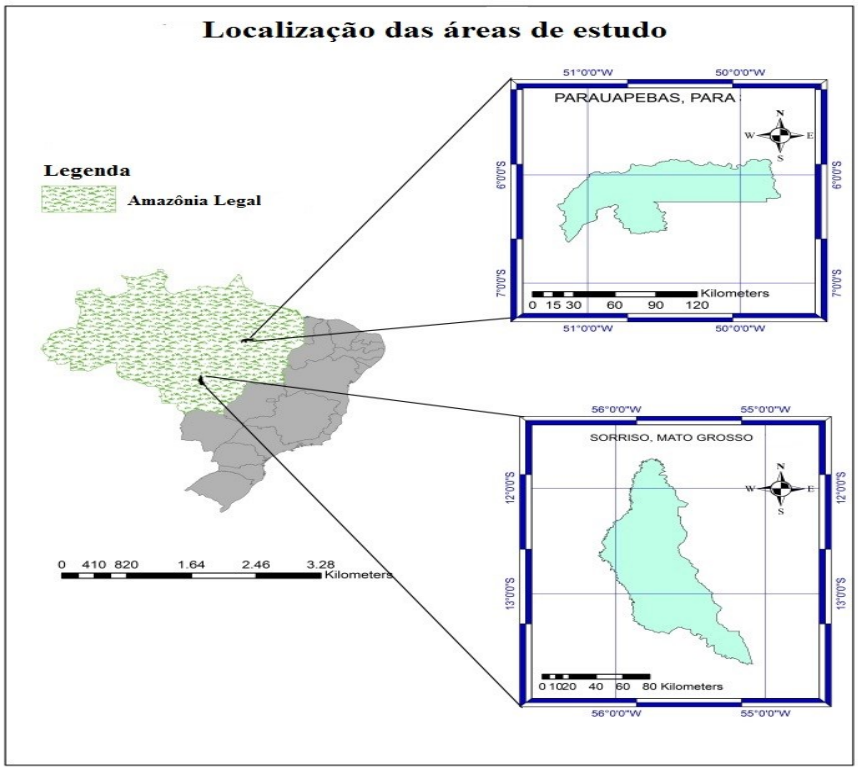

Figura 12 - Localização das áreas de estudo. Fonte: autor.

O clima de ambos os locais é caracterizado como clima tropical com estação seca (Classificação climática de Köppen-Geiger: Aw). O clima "Aw" caracteriza-se por uma estação de menor precipitação que vai de maio a novembro chamado regionalmente "verão", quando, por diminuição acentuada das horas de insolação, a temperatura realmente alcança níveis mais baixos. O período restante do ano quando baixa a temperatura em virtude da precipitação pluviométrica (chuvas) é chamado regionalmente de "inverno". As chuvas são abundantes, com uma média anual de 1.500 mm a 1.700 mm e podem exceder 3.000 mm. A estação chuvosa dura aproximadamente seis meses. A amplitude térmica média anual se situa entre 24^0C a 27^0C, sendo classificada como baixa amplitude térmica, com um pequeno resfriamento no inverno, o que caracteriza um clima quente e úmido.

Sorriso é um município do estado do Mato Grosso, com 66.521 habitantes conforme o censo de 2010 do IBGE (2013) e área de 9.329,6 km^2. O município é considerado a capital nacional do agronegócio e o maior produtor de soja do mundo. Sua sede municipal se localiza

nas coordenadas geográficas de latitude 12º32'43 "S e longitude 55º42'41"W, com uma altitude média de 365 m.

Parauapebas é um município do Pará, com população de 153.908 habitantes, de acordo com o censo de 2010 (IBGE, 2013), o sexto maior município do estado do Pará com área de 6.886,2 km^2. Sua sede municipal localiza-se nas coordenadas geográficas de latitude 06º03'6.11"S e longitude 49º54'5.94"W, com uma altitude média de 168 m.

No aspecto ambiental, ambos os locais tinham grandes áreas de florestas intocadas antes do início de suas atividades econômicas.

A mina N5W está localizada na Província Mineral de Carajás, no Complexo de Carajás, como mostra a figura 13.

Figura 13 – A mina N5W no Complexo Minerador de Carajás. Fonte: autor.

3.3. Construção do índice de desempenho ambiental

Para a criação do índice de sustentabilidade, primeiramente foram escolhidos os indicadores representantes dos três eixos da sustentabilidade (ELKINGTON, 1999) ou dimensões da sustentabilidade: ambiental, econômica e social (seção 3.3.1). Depois de escolhidos os indicadores que comporão o índice, partiu-se para a coleta de dados e tratamento dos dados (seção 3.3.2.). Após a aquisição dos dados, os dados de cada indicador foram normalizados com a metodologia de DIAZ-BALTEIRO e ROMERO (2004) (seção 3.3.3.) e

aplicou-se a metodologia de SAATY (1980) — o processo analítico hierárquico — para a determinação dos pesos (que traduzem a importância de cada indicador para o índice) de cada indicador (seção 3.3.4.). Finalmente, o índice foi construído utilizando-se a equação 9 (seção 3.3.5.). A figura 14 resume as etapas da metodologia.

$$IS_i = w_1\bar{\bar{R}}_1 + w_2\bar{R}_2 + \cdots + w_n\bar{R}_n \tag{9}$$

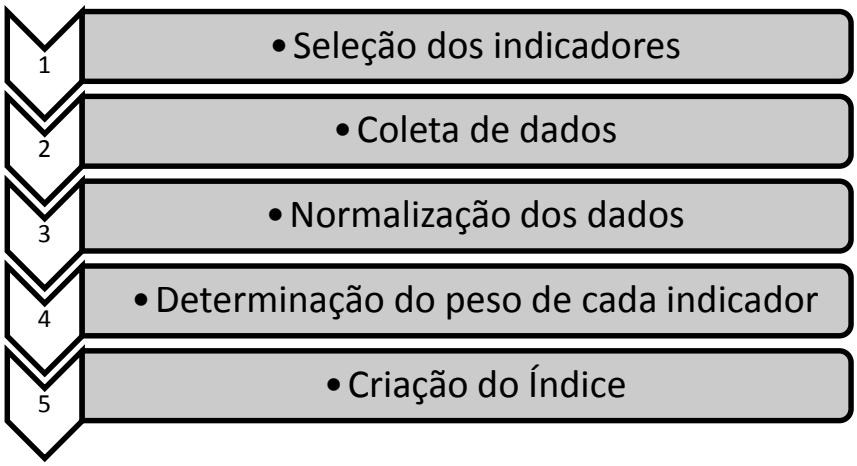

Figura 14 – Etapas da metodologia. Fonte: autor.

3.3.1. Escolha dos indicadores de desempenho ambiental

O Relatório Brundtland destaca três componentes fundamentais para o desenvolvimento sustentável: proteção ambiental, crescimento econômico e equidade social (WCED, 1987). Esses três componentes representam as dimensões da sustentabilidade para muitos autores. Para CIEGIS, RAMANAUSKIENE e MARTINKUS (2009):

> "o desenvolvimento sustentável não se trata de uma escolha entre a proteção ambiental e o progresso social, mas de um esforço maior para desenvolvimento econômico e social que seja compatível com a proteção ambiental".

Essas três dimensões formam o que ELKINGTON (1999) denominou como *triple bottom line*, ou seja, os três pilares norteadores do conceito de sustentabilidade.

Os indicadores da dimensão ambiental escolhidos para compor o índice de sustentabilidade foram o consumo de energia, o consumo de água e a fragmentação da paisagem natural, de acordo com o modelo de seleção da Associação dos Engenheiros Alemães (*Verein Deutscher Ingenieure*). Segundo a associação, o conjunto de orientações que constam no manual para a sustentabilidade de empresas visa fornecer informações necessárias para a implantação de metas e objetivos sustentáveis, principalmente em empresas de pequeno e médio porte (VDI, 2006). A figura 15 ilustra os indicadores sugeridos pelo modelo.

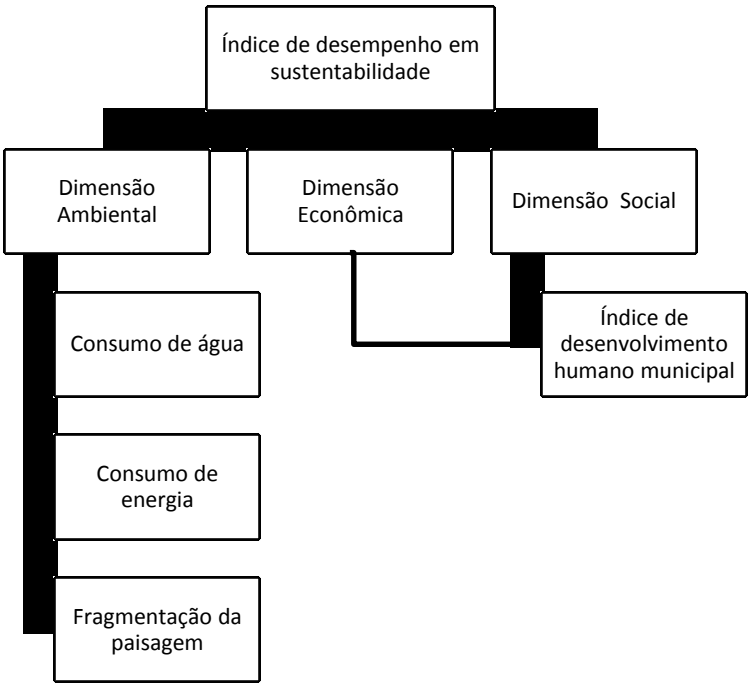

Figura 15 - Sugestão de indicadores de desempenho ambiental. Adaptado de (VDI, 2006).

É importante ressaltar que, para o meio físico, optou-se por não incluir um indicador de emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera devido às incertezas metodológicas que existem no levantamento desses dados. Para que haja confiabilidade nesses dados, é necessário fazer uma análise de ciclo de vida do produto da atividade econômica da mineração, o que foge do escopo deste trabalho.

Os indicadores ambientais foram selecionados baseado nos seguintes princípios: (i) desempenhar um papel importante na degradação das condições ambientais; (ii) serem mensuráveis; (iii) terem dados disponíveis ou de fácil obtenção; e (iv) não haver correlação significativa entre eles.

A escolha desses indicadores no presente estudo se justifica pelo fato de que o consumo de água e de energia contribui para diversos impactos ambientais diretos e indiretos (TEIXEIRA (2005), GOLDEMBERG e LUCON (2007) e SALASSIER (2008)). Embora o consumo de água e de energia seja dependente do tipo de processo produtivo da atividade econômica e, portanto, haverá limites em suas reduções, a medida da redução do consumo de água e de energia está relacionada com o comprometimento da companhia (ou dos produtores, no caso da agricultura) com o meio ambiente. Ainda mais, estes dois indicadores possuem alta correlação com muitos outros indicadores ambientais e poderão ser utilizados como seus substitutos.

A inclusão de um indicador que seja capaz de quantificar a fragmentação da paisagem natural se justifica pela relação causal existente entre as atividades econômicas e a modificação e fragmentação das paisagens naturais (FAHRIG, 2007). Uma quantidade enorme de ecossistemas tem sido convertida em agroflorestas, pastagens, culturas diversas, empreendimentos minerários, todas estas atividades contribuindo para a satisfação das necessidades básicas da sociedade (BOTEQUILHA LEITÃO *et al.*, 2006). Mudanças na paisagem natural resultantes de uma gama enorme de atividades humanas causam impactos ambientais sérios no ambiente natural, causando perdas de habitats, inviabilizando a continuidade de várias populações faunísticas e de comunidades ecológicas inteiras (FAHRIG, 2007).

3.3.2. Coleta e tratamento dos dados dos indicadores ambientais

Dimensão Ambiental

Os dados de consumo de energia e água foram obtidos a partir de duas fontes: os dados da mina N5W foram estimados a partir do Relatório de Sustentabilidade da Vale (VALE, 2011) ─que se refere ao ano de 2010─ e os dados da cultura de soja foram obtidos a partir de estatísticas do Ministério da Agricultura do Brasil para os anos de 2000 e 2010, juntamente com a avaliação do ciclo de vida da cultura da soja proposta por CAVALETT (2008), utilizada na estimativa do consumo de água e energia de uma cultura de soja, uma vez que tais dados ─por dependerem de muitos fatores como o tipo de solo, regime pluvial local, clima local─; são difíceis de quantificar. Os resultados estão resumidos na Tabela 6 e na Tabela 7.

Tabela 6 – Dados dos indicadores ambientais ano 2000.

Indicadores Ambientais – Ano de 2000				
Sorriso - MT				
Área cultivada (ha)	Produção (t)	Produtividade (t/ha)	Consumo de água (m^3)	Consumo de energia (kwh)
618.182	1.700.000	2,75	3.338.182	1.292.000
Mina N5W - PA				
Área minerada (ha)	Produção (t)	Produtividade (t/ha)	Consumo de água (m^3)	Consumo de energia (kwh)
500	36.000.000	72.000	23.292.840	19.800.000

Fonte: autor.

Tabela 7 - Indicadores ambientais ano 2010.

Indicadores Ambientais – Ano de 2010				
Sorriso - MT				
Área cultivada (ha)	Produção (t)	Produtividade (t/ha)	Consumo de água (m^3)	Consumo de energia (kWh)
875.851	2.903.446	3.315	4.729.595	1.830.529
Mina N5W - PA				
Área minerada (ha)	Produção (t)	Produtividade (t/ha)	Consumo de água (m^3)	Consumo de energia (kWh)
500	49.000.000	98.000	31.704.143	26.950.000

Fonte: autor.

O primeiro passo na construção de um indicador de fragmentação da paisagem consiste no mapeamento dos padrões mutáveis da fragmentação da paisagem da região escolhida para o

estudo. Para isso, foram utilizadas como fonte de dados as imagens produzidas por sensoriamento remoto orbital. As imagens de satélite que foram utilizados neste estudo são oriundas do sensor remoto Thematic Mapper (TM) do satélite Landsat 5, adquiridas do site do INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. O motivo da escolha deste satélite se justifica pela disponibilidade de dados dentro do intervalo de 10 anos escolhido para a análise temporal.

A tabela 8 resume as informações sobre as imagens utilizadas no trabalho.

Tabela 8 – Resumo das imagens utilizadas.

Local de Estudo	Data da imagem	Satélite	Sensor	Órbita/ponto
Sorriso, MT	07/04/2000	Landsat 5	TM	226/68
	07/04/2000	Landsat 5	TM	226/69
	17/06/2000	Landsat 5	TM	227/68
	08/04/2000	Landsat 5	TM	227/69
	21/05/2010	Landsat 5	TM	226/68
	21/05/2010	Landsat 5	TM	226/69
	31/07/2010	Landsat 5	TM	227/68
	31/07/2010	Landsat 5	TM	227/69
Mina N5W	12/06/2000	Landsat 5	TM	224/64
	27/06/2010	Landsat 5	TM	224/64

Fonte: autor.

As cenas das datas selecionadas foram as que apresentaram melhores condições para o estudo em razão da baixa cobertura de nuvens, inferior a 20% da cena, e por serem do mesmo período do ano, o que reduziu as variações na resposta espectral dos alvos. Também foram

utilizadas imagens Landsat ortorretificadas[6] obtidas do mosaico GeoCover disponíveis na base de dados do *Global Land Cover Facility* (USGS, 2009). Estas imagens serviram como referência para o georreferenciamento das cenas obtidas do INPE, pois consistem num mosaico de imagens Landsat que foram ortorretificadas e processadas com um alto padrão de qualidade e são comumente adotadas para a execução do georreferenciamento (TAVARES JÚNIOR *et al.*, 2009).

O registro das imagens foi realizado através da identificação e seleção de pontos de controle tanto na imagem de ajuste como na de referência. Este procedimento foi necessário em razão do deslocamento das imagens originais com relação à posição real no terreno. Para padronizar a referência espacial utilizada no trabalho, as imagens de referência (GeoCover) foram projetadas para o Datum SIRGAS 2000. Em seguida foram selecionados 15 pontos de controle para cada cena. Os pontos de controle consistiram basicamente em cruzamento de estradas e confluência de rios que são facilmente identificáveis nas imagens e possuem permanência ao longo do tempo.

Para o município de Sorriso foi necessário compor o mosaico das imagens uma vez que o município de Sorriso abrange mais de uma cena do satélite Landsat 5. A figura 16 traz as informações a respeito das cenas utilizadas na composição do mosaico de Sorriso.

[6] A ortorretificação objetiva corrigir as deformações geométricas sofridas pelas imagens devido à plataforma do sensor, do ângulo de aquisição, do relevo, da curvatura e rotação da Terra.

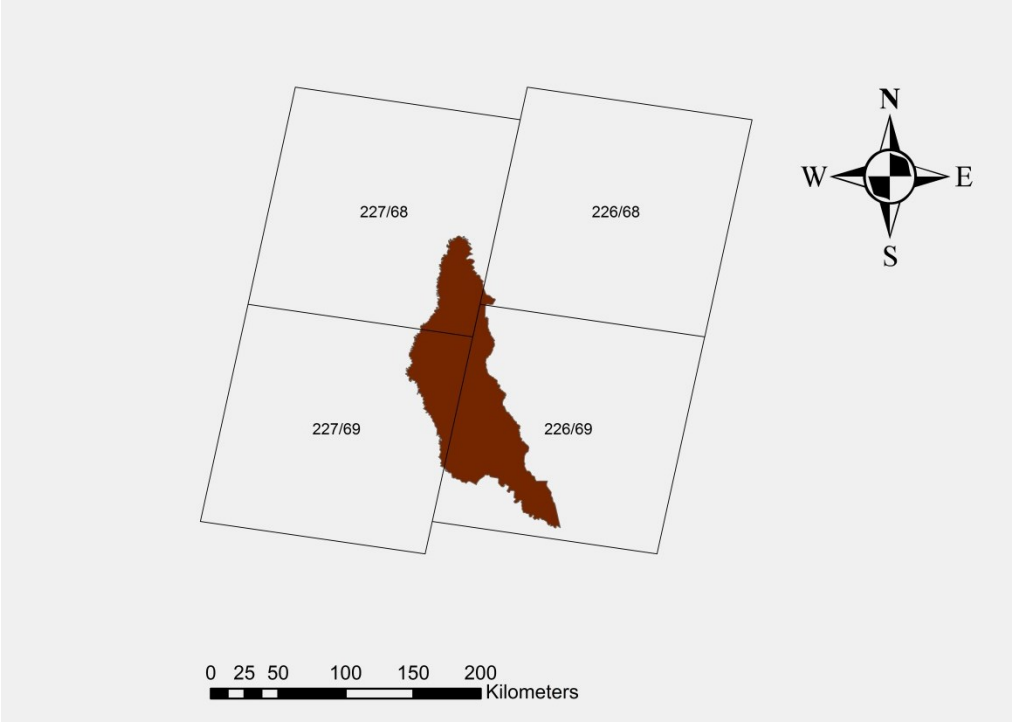

Figura 16 – Cenas do mosaico para o município de Sorriso, MT.

Após o georreferenciamento, as imagens Landsat foram recortadas utilizando como máscara as áreas de estudo de ambas as atividades. Para a delimitação das áreas de estudo foi utilizado o arquivo vetorial em formato shapefile do limite político do município de Sorriso, para as imagens de 2000 e 2010 referentes à agricultura de soja. A figura 17 ilustra a área de estudo da cultura de soja. A área de estudo está sobreposta à uma imagem colorida por falsa cor com uma composição R2G1B3 (vermelho no canal 2, verde no canal 1 e azul no canal 3), com a cor vermelha representando as florestas remanescentes e em azul, áreas de cultivo de soja.

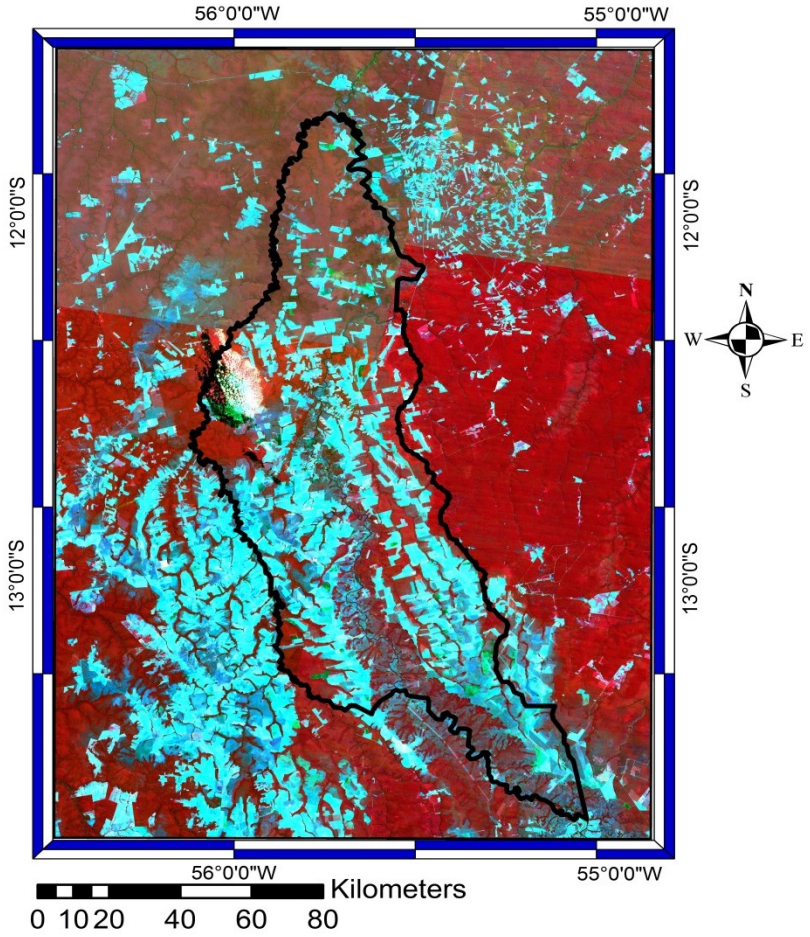

Figura 17 – área de estudo da cultura de soja. Fonte: autor.

A área de influência do complexo de mineração de Carajás foi delimitada utilizando-se o conceito de ottobacia. A ottobacia é uma divisão hidrográfica sugerida por Otto Pfafstetter que possibilita a determinação de uma bacia pequena respeitando uma ordem hierárquica dos cursos d'água (ANA, 2008). A razão pela escolha de uma bacia hidrográfica como área de influência é que as atividades de mineração a céu aberto afetam de forma significativa a disponibilidade hídrica de uma região, tanto pelo consumo de água nas operações de mineração quanto pelo rebaixamento do nível freático para o desenvolvimento da cava. Portanto, para a determinação da área de influência direta foram unidas as ottobacias de nível 6 que contém o Complexo Minerador de Carajás. A figura 18 representa a área de influência do Complexo Minerador de Carajás.

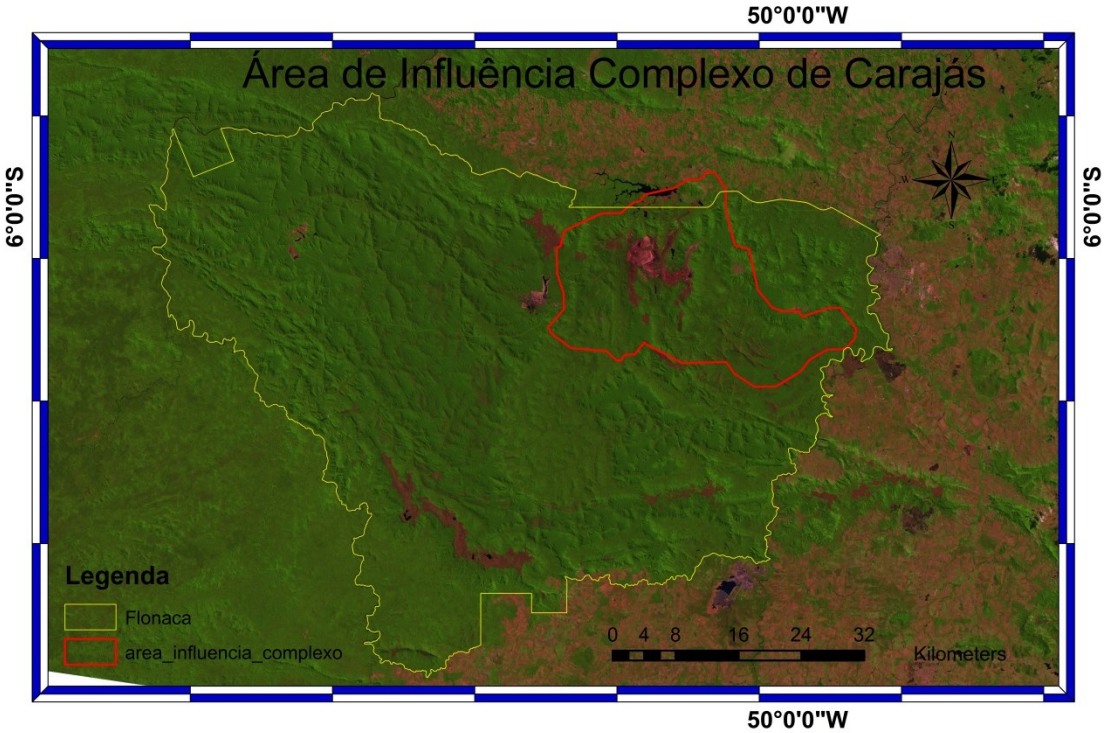

Figura 18 – Área de influência do Complexo de Carajás. Fonte: autor.

É importante ressaltar que a análise de fragmentação da paisagem será calculada levando-se em conta todo o Complexo Minerador de Carajás, do qual a mina N5W faz parte, pelo fato de a mina N5W compartilhar com outras minas do Complexo muitas estruturas (como acessos, planta de administração, etc,) tornando-se impossível, dada a resolução espacial do sensor TM do satélite Landsat 5, diferenciar o impacto na fragmentação da paisagem da mina N5W independentemente.

Definidas as áreas de estudo, foi executada a classificação supervisionada das imagens de 2000 e 2010 para o município de Sorriso, representante da cultura da soja, escolhendo-se três classes temáticas: floresta, soja e outros. Para o Complexo Minerador de Carajás, as classes escolhidas foram floresta, antropização e outros. Cada classe temática foi identificada através de interpretação visual sobre as imagens Landsat na composição colorida R4G3B2, o que gera uma imagem de falsa-cor com a cor magenta representando áreas desmatadas ou antropizadas

(FLORENZANO, 2002). As imagens classificadas foram exportadas em formato geotiff (raster) para o software ArcMAP™.

Para o cálculo das métricas dos fragmentos florestais, as imagens classificadas em formato raster foram convertidas para o formato vetorial (shapefile), para que fosse possível o uso da extensão V-LATE. Esta conversão foi necessária, pois o formato shapefile é a geometria exigida pela extensão V-LATE.

A análise espacial dos fragmentos florestais foi realizada através da utilização da extensão V-LATE (*Vector-based Landscape Analysis Tools Extension*), disponível para o software ArcGIS (LANG e TIEDE, 2003). A extensão V-LATE 2.0 beta é um script desenvolvido pela Universidade de Salzburgo que fornece um conjunto selecionado de métricas mais comuns para cobrir investigações ecológicas relacionadas com a estrutura básica da paisagem. Elas são organizadas de acordo com os principais aspectos da análise do padrão estrutural da paisagem e consistem em métricas de sete categorias diferentes (área, forma, núcleo, borda, proximidade, diversidade e análise de subdivisão). Estes grupos de métricas em geral descrevem a forma, a configuração e a composição do padrão da paisagem e são considerados relevantes sob o ponto de vista ecológico.

DAVIDSON (1998) *apud* PFISTER (2004) sugere que os fatores envolvendo a fragmentação da paisagem são tão complexos que o uso de apenas uma métrica não é adequado. Portanto, com o objetivo de quantificar a fragmentação da paisagem, foram utilizadas neste estudo métricas que quantificam a área, a borda (perímetro), a forma e a proximidade dos fragmentos florestais restantes na paisagem. As métricas de área são adequadas para a determinação da capacidade de suporte das espécies residentes no fragmento da paisagem; as métricas de borda determinam a região de transição entre a paisagem alterada pelas atividades econômicas e o núcleo, onde há a menor perturbação; as métricas de forma calculam a complexidade da forma dos fragmentos em relação à forma ideal, o círculo; e por fim, as

métricas de proximidade calculam a distância do fragmento ao vizinho mais próximo, ideal para a quantificação do isolamento dos habitantes dos fragmentos florestais. A Tabela 9 e a Tabela 10 resumem os resultados da análise da fragmentação da paisagem.

Tabela 9 – Indicadores da paisagem de Sorriso, MT.

	Classe floresta	Ano 2000	Ano 2010
Métricas de área dos fragmentos	Área total dos fragmentos (km^2)	1.928,3	1.253,12
	Área média dos fragmentos (km^2)	7,503	2,617
	Número de fragmentos	257	812
Métricas de borda	Densidade de borda (m/ha)	5,01	6,02
	Perímetro total dos fragmentos (km)	4.685,58	5.627,24
	Perímetro médio dos fragmentos (km)	13,26	27,2
Métricas de forma	Índice de forma média	1,925	44,8
	Dimensão fractal média	1,303	1,48
Métricas de proximidade	Distância do vizinho mais próximo		
	Média (m)	130,78	302,3
	Máxima (m)	5.957,21	6.906,2
	Desvio padrão (m)	572,51	357,6

Fonte: autor.

Tabela 10 – Indicadores da paisagem do Complexo de Carajás.

	Classe floresta	Ano 2000	Ano 2010
Métricas de área dos fragmentos	Área total do fragmento (km^2)	51.734,8	51.726,3
	Área média do fragmento (km^2)	51.734,8	51.726,3
	Número de fragmentos	1	1
Métricas de borda	Densidade de borda (m/ha)	4,48	4,48
	Perímetro total dos fragmentos (km)	231,97	233,04
	Perímetro médio dos fragmentos (km)	231,97	233,04
Métricas de forma	Índice de forma média	2,88	2,88
	Dimensão fractal média	1,231	1,233

Métricas de proximidade	Distância do vizinho mais próximo		
	Média (m)	0	0
	Máxima (m)	0	0
	Desvio Padrão (m)	0	0

Fonte: autor.

Como são necessárias várias métricas para descrever a fragmentação da paisagem, é necessário agregar os dados com o objetivo de criar um indicador de fragmentação da paisagem. O índice de fragmentação da paisagem é representado pela equação 12.

$$I_{frag} = \frac{NF.P_m.(1 + DVP_m).DF_m}{A_m} \tag{12}$$

Onde NF é o número de fragmentos, P_m é o perímetro médio, DVP_m é a distância do vizinho mais próximo, DF_m é a dimensão fractal média e A_m a área média. Todas as métricas referem-se aos fragmentos da classe floresta.

Fractais são formas complexas que não podem ser medidas apenas por dimensão topológica. A dimensão fractal surge então como uma alternativa de medição já que pode assumir valores fracionários, obtendo assim o grau de complexidade de uma forma. Pode-se afirmar que a dimensão fractal de um conjunto é um valor que diz o quão densamente um conjunto ocupa o espaço métrico em que ele existe.

A dimensão fractal média é calculada pela equação 13

$$DF_m = \frac{\sum_i^n \frac{2\ln P_i}{\ln A_i}}{n} \tag{13}$$

Onde P_i é o perímetro de cada fragmento e A_i, a sua área e n é o número de fragmentos.

Tabela 11 – Índice de fragmentação da paisagem para as áreas de estudo.

Índice de fragmentação da paisagem		
Atividade econômica	Ano 2000	Ano 2010
Cultura da soja em Sorriso, MT	669,21	16.266,49
Complexo de minerador de Carajás em Parauapebas, PA	0,055	0,057

Fonte: autor.

Dimensão Econômica e Social

Para o indicador econômico e social do índice de sustentabilidade, foi escolhido o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal, desenvolvido pelo Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD, 2012).

De acordo SAUER *et al.* (2006), a composição do IDH abrange a longevidade da comunidade, seu grau de conhecimento (calculado a partir de dois indicadores de educação: a taxa de alfabetização dos adultos e a taxa de matrícula nos três níveis de ensino) e a renda per capita (indicador de renda). Essas três dimensões têm a mesma importância no índice, que varia de zero a um, e a combinação dessas três gera o IDH do município em determinado ano, permitindo a comparação entre os diferentes municípios em termos do desenvolvimento de suas populações. Esses autores afirmam que há uma forte correlação positiva entre o IDH de um município e a atividade econômica principal deste.

De acordo com o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, o objetivo da criação do Índice de Desenvolvimento Humano foi oferecer um contraponto a outro indicador muito utilizado, o Produto Interno Bruto (PIB) per capita, que considera apenas a dimensão econômica do desenvolvimento (PNUD, 2012). Portanto, o IDH Municipal é uma medida sintética do desenvolvimento humano e, como tal, foi escolhido para representar as dimensões econômica e social do índice. A Tabela 12 resume os dados do indicador IDH para os locais de estudo.

Tabela 12 – Indicadores socioeconômicos.

Sorriso, MT				Parauapebas, PA			
IDH 2000	Ranking Nacional	IDH 2010	Ranking Nacional	IDH 2000	Ranking Nacional	IDH 2010	Ranking Nacional
0,664	466^0	0,744	667^0	0,553	2451^0	0,715	1454^0

Fonte: (PNUD, 2012).

3.3.2. Normalização dos dados

Após a coleta dos dados, realizou-se a normalização destes com o intuito de tornar os dados dos indicadores comparáveis entre si.

Conforme já referido anteriormente, para DIAZ-BALTEIRO e ROMERO (2004), a normalização, quando o indicador é do tipo *"quanto maior o valor do indicador, maior a sustentabilidade"*, é dada pela equação 5:

$$\bar{R}_{ij} = \frac{R_{ij} - R_{*j}}{R_j^* - R_{*j}} \ \forall\ i, j \tag{5}$$

Em que $\bar{R}_{ij}$ é o valor normalizado da *i-ésima* atividade econômica avaliada pelo *j-ésimo* indicador ambiental; R_j^* é o valor ótimo do *j-ésimo* indicador ambiental (valor ideal); R_{ij} é o valor bruto da *i-ésima* atividade econômica avaliada pelo *j-ésimo* indicador ambiental, e R_{*j} é o pior valor atingido pelo *j-ésimo* indicador entre as atividades a serem comparadas. A equação (5) foi aplicada para o indicador socioeconômico.

Para os indicadores do tipo *"quanto menor o valor do indicador, maior a sustentabilidade",* aplica-se a equação 6 para a normalização dos valores dos indicadores.

$$\bar{R}_{ij} = \frac{R_{*j} - R_{ij}}{R_{*j} - R_j^*} \ \forall\ i, j \tag{6}$$

Os indicadores submetidos a esse procedimento de normalização foram o consumo de energia, o consumo de água e o indicador de fragmentação da paisagem. O resultado da normalização dos dados encontra-se na Tabela 13.

Tabela 13 – Dados dos indicadores normalizados.

Área de estudo	Indicador	Ano 2000	Ano 2010
Cultura de soja	Consumo de energia	0,048	0,068
	Consumo de água	0,105	0,149
	Fragmentação da paisagem	0,959	1
	IDH Municipal	0,664	0,744
Mina N5W	Consumo de energia	0,734	1
	Consumo de água	0,785	1
	Fragmentação da paisagem	$3{,}38.10^{-6}$	$3{,}504.10^{-6}$
	IDH Municipal	0,553	0,715

Fonte: autor.

3.3.3. Determinação dos pesos de cada Indicador na Composição do índice

Uma questão difícil de responder está relacionada com a escolha e a significância de cada indicador para o meio ambiente local. A priori, não há uma resposta que seja aplicável a todos os casos. Em um local em que haja escassez de água, como uma região árida, por exemplo, o consumo de água pode ser mais significativo do que a fragmentação local da paisagem. Em um local de rara beleza cênica ou de suma importância para a manutenção da biodiversidade, os pesos desses dois indicadores podem assumir valores diferentes.

Os pesos de cada indicador na composição de um índice de sustentabilidade ainda provocam acirrados debates na comunidade científica. Uma das vantagens dos pesos, todavia, é a possibilidade de se atribuir novos valores a eles quando novos fatores ambientais se tornarem críticos, ou quando outras condições de contorno ou restrições legais surgirem em uma dada localidade.

Há muitas metodologias utilizadas para se definir o peso de cada indicador na composição do índice de sustentabilidade. Musee e Lorenzen (MUSEE e LORENZEN, 2007) utilizaram a lógica Fuzzy em sua avaliação da sustentabilidade de uma mina de ouro. Singer *et al*. (SINGER *et al.*, 2012) escolheram uma análise de decisão multicriterial espacial baseada em SIG e o processo analítico hierárquico para calcular os pesos de cada indicador na formação do índice de desempenho ambiental. Neste estudo, foi seguido um caminho semelhante atribuindo-se aos indicadores selecionados pesos calculados pela metodologia de Saaty (SAATY, 1980), descrita brevemente a seguir.

Determinação dos pesos dos indicadores pelo método AHP

O Processo Analítico Hierárquico (do inglês *Analytic Hierarchy Process* ou AHP) é uma técnica de análise multicriterial que permite identificar a melhor alternativa em um grupo de candidatas. O AHP é uma das ferramentas de apoio à tomada de decisão com maior número de aplicações práticas reportadas na literatura, particularmente em problemas envolvendo avaliações subjetivas e a importância relativa das alternativas ou variáveis.

Para a aplicação do AHP são necessárias três etapas básicas: inicialmente, organiza-se o problema em uma estrutura hierárquica capaz de sintetizar as relações existentes entre os critérios de decisão e as alternativas; realiza-se a comparação pareada entre elementos posicionados em um nível hierárquico com relação a elementos no nível superior adjacente; e finalmente, calcula-se para as matrizes de comparações geradas pelas comparações pareadas os

autovetores e autovalores principais, e de indicadores de desempenho deles derivados, tais como os índices de consistência das avaliações.

Para relacionar as variáveis hierarquicamente, primeiramente atribui-se valores de 1 a 9 às variáveis de acordo com a importância delas para o estudo. Os valores atribuídos muitas vezes são resultados da escolha de especialistas na área de estudo. Cabe ressaltar que esses valores representam a visão de sustentabilidade adotada pelo criador do índice de sustentabilidade e que não representam a verdade absoluta. Pelo contrário, a solidez da metodologia reside exatamente na possibilidade de atribuir-se valores de acordo com os objetivos finais dos analistas, não ficando restritos a uma definição de sustentabilidade. Com uma sustentabilidade mais focada no bem-estar social, pode-se aumentar a importância dos indicadores econômicos e sociais; adotando-se uma visão de sustentabilidade forte, a ênfase estará nas variáveis que descrevem e quantificam o meio ambiente: os indicadores de consumo de recursos naturais e de energia e a fragmentação da paisagem.

Neste estudo resolveu-se por atribuir o valor 1 para os indicadores econômicos e sociais, 2 para o consumo de energia, 3 para o consumo de água e 4 para a fragmentação da paisagem.

Tabela 14 – Valores atribuídos aos indicadores.

Indicador	Valores
Econômico e Social (ES)	1
Consumo de energia (CE)	2
Consumo de água (CA)	3
Fragmentação da paisagem natural (F)	4

Fonte: autor.

A escolha desses valores está relacionada com a relevância para o meio ambiente dos indicadores no estudo de acordo com a visão de sustentabilidade adotada. O consumo de energia

recebeu valor 2 pois, em 2010, a participação de fontes renováveis de energia na matriz energética brasileira atingiu o percentual de 45,1%, mantendo-se entre uma das mais altas do mundo, amenizando a participação do consumo de energia na composição do índice, como mostram a Figura 19 e a Figura 20.

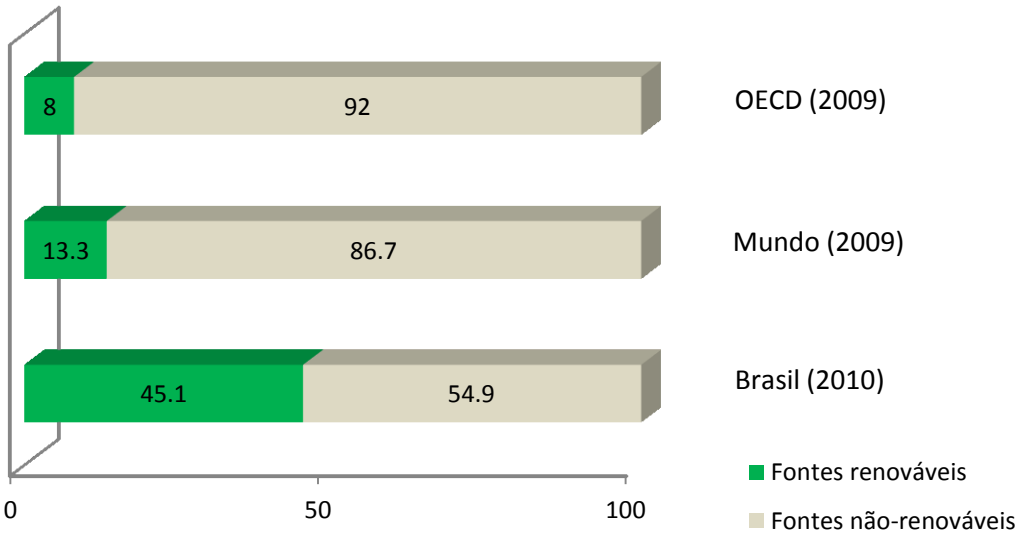

Figura 19 – Consumo de energia por tipo de fonte. Fonte: (MME, 2013)

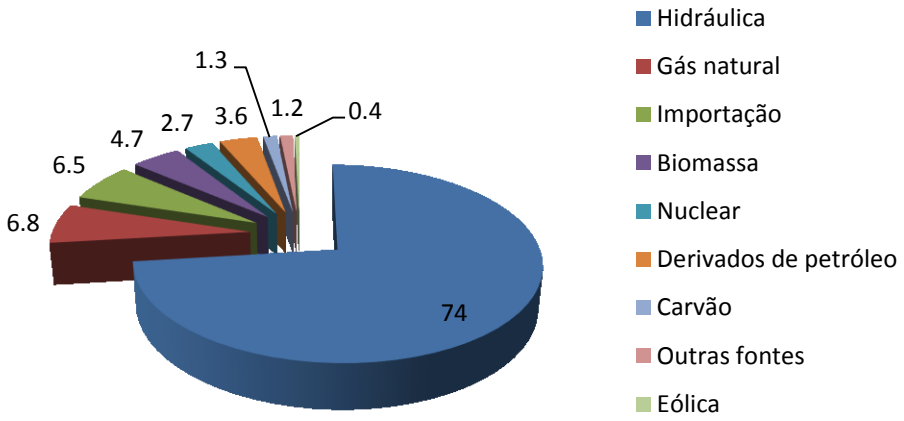

Figura 20 – Oferta de energia elétrica por fonte em 2010. Fonte: (MME, 2011)

O consumo de água recebeu peso 3 devido ao fato de que, embora os recursos hídricos sejam abundantes no país, a importância da conservação dos recursos hídricos é de relevância vital para a manutenção da vida, tanto quali quanto quantitativamente. Em relação à

fragmentação da paisagem o valor 4 traduz a importância da paisagem natural como um meio de suporte aos ecossistemas terrestres.

Monta-se, então, uma matriz de comparação *A* dos valores atribuídos a cada indicador. Matrizes de comparações são matrizes quadradas recíprocas de ordem A_{mxn}, com m=n representando a quantidade de elementos comparados. Os valores da matriz *A* denotam a importância relativa de cada elemento. A comparação entre dois elementos m e n se dá na forma da razão de seus valores de importância, ou seja, $a_{mn} = \frac{valor\ m}{valor\ n}$.

Como consequência dessa definição, a diagonal principal da matriz *A* será composta por valores unitários.

Tabela 15 – Matriz genérica do AHP.

$$\begin{array}{c} \\ \text{Elemento 1} \\ \text{Elemento 2} \\ \vdots \\ \text{Elemento } n \end{array} \begin{array}{c} \begin{array}{cccc} \text{Elemento 1} & \text{Elemento 2} & \dots & \text{Elemento } n \end{array} \\ \begin{bmatrix} \frac{valor\ 1}{valor\ 1} & \frac{valor\ 1}{valor\ 2} & \dots & \frac{valor\ 1}{valor\ n} \\ \frac{Valor\ 2}{valor\ 1} & \frac{valor\ 2}{valor\ 2} & \dots & \frac{valor\ 2}{valor\ n} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ \frac{valor\ n}{valor\ 1} & \frac{valor\ n}{valor\ 2} & \dots & \frac{valor\ n}{valor\ n} \end{bmatrix} \end{array}$$

Fonte: adaptado de SAATY (1980).

Aplicando-se para os indicadores, tem-se

$$A = \begin{array}{c} \begin{array}{cccc} \text{ES} & \text{CE} & \text{CA} & \text{F} \end{array} \\ \begin{bmatrix} 1/1 & 1/2 & 1/3 & 1/4 \\ 2/1 & 2/2 & 2/3 & 2/4 \\ 3/1 & 3/2 & 3/3 & 3/4 \\ 4/1 & 4/2 & 4/3 & 4/4 \end{bmatrix} \end{array} \begin{array}{c} \\ \text{ES} \\ \text{CE} \\ \text{CA} \\ \text{F} \end{array}$$

Onde *ES* é o indicador econômico e social, *CE* é o indicador de consumo de energia, *CA* é o indicador de consumo de água e *F* é o indicador de fragmentação da paisagem natural. Isso feito transforma-se em uma matriz 4x4 com valores decimais.

$$A = \begin{bmatrix} 1 & 0{,}5 & 0{,}333 & 0{,}25 \\ 2 & 1 & 0{,}667 & 0{,}5 \\ 3 & 1{,}5 & 1 & 0{,}75 \\ 4 & 2 & 1{,}333 & 1 \end{bmatrix}$$

Deseja-se calcular um vetor que represente os pesos de cada indicador na matriz de comparação. O vetor de pesos da matriz é designado por $\vec{v} = (v_1, v_2, \dots, v_n)$. Saaty (SAATY, 1980) demonstra que o vetor de pesos corresponde ao autovetor principal de matriz. O autovetor principal calculado para a matriz de indicadores é

$$\vec{v} = \begin{bmatrix} 0{,}18 \\ 0{,}18 \\ 0{,}28 \\ 0{,}36 \end{bmatrix}$$

A Tabela 16 apresenta os pesos de cada indicador na composição do índice.

Tabela 16 – Pesos dos indicadores no índice de desempenho ambiental.

Indicador	**Peso calculado pelo método AHP** (SAATY, 1980)
Indicador econômico e social	0,18
Consumo de energia	0,18
Consumo de água	0,28
Fragmentação da paisagem	0,36

Fonte: autor.

3.3.4. Criação do índice de desempenho ambiental

Finalmente, o índice de desempenho ambiental foi calculado usando a equação 14:

$$IDA = 1 - (w_{CE}\bar{R}_{CE} + w_{CA}\bar{R}_{CA} + w_{Frag}\bar{R}_{Frag} - w_{IDH}\bar{R}_{IDH}) \qquad (14)$$

Onde IDA é o índice de desempenho ambiental, w_{CE} é o peso do indicador ambiental consumo de energia, $\bar{R}_{CE}$ é o indicador de consumo de energia normalizado, w_{CA} é o peso do indicador de consumo de água, $\bar{R}_{CA}$ é o indicador de consumo de água normalizado, w_{Frag} é o peso do indicador de fragmentação da paisagem, $\bar{R}_{Frag}$ é o indicador de fragmentação da paisagem, w_{IDH} é o peso do indicador socioeconômico e $\bar{R}_{IDH}$ é o indicador socioeconômico que, por ter o valor compreendido entre 0 e 1, não precisou ser normalizado.

O índice de desempenho ambiental representado pela Equação 14 determina um escore para as atividades econômicas estudadas dentro de um intervalo de valores entre 0 e 1; todavia, teoricamente o índice possibilita pontuações superiores à unidade: basta, para isso, que os benefícios representados pelo indicador socioambiental gerados pela atividade econômica superem os impactos negativos causados pelos demais indicadores representantes dos impactos

ambientais negativos. Uma atividade econômica que talvez possa receber tal pontuação seria uma estação de turismo ecológico, capaz de gerar renda para os empregados, movimentar a economia sem, contudo, causar impactos ambientais significativos no consumo de água, de energia e na fragmentação da paisagem.

Com o intuito de se investigar qual o efeito sobre o desempenho ambiental das atividades estudadas ao se atribuir diferentes pesos aos indicadores considerados, os pesos dos indicadores relacionados com o meio físico tiveram os seus valores rearranjados. Essas variações geraram seis novas hierarquias nas matrizes de comparações do processo analítico hierárquico e o índice de desempenho ambiental foi recalculado para essas seis simulações. As Tabelas 17 a 22 resumem os resultados das simulações.

Tabela 17 - Desempenho ambiental: ênfase na preservação dos ecossistemas terrestres, simulação 1.

IDH		0,18
Consumo de Energia		0,18
Consumo de água		0,28
Fragmentação da Paisagem		**0,36**
Índice de desempenho ambiental		
	Ano 2000	Ano 2010
Sorriso - MT	0,736	0,720
N5W - PA	0,748	0,669

Fonte: autor.

Tabela 18 - Desempenho ambiental: ênfase na preservação dos ecossistemas terrestres, simulação 2.

IDH		0,18
Consumo de Energia		0,28
Consumo de água		0,18
Fragmentação da Paisagem		**0,36**
Índice de desempenho ambiental		
	Ano 2000	Ano 2010
Sorriso - MT	0,742	0,728
N5W - PA	0,753	0,679

Fonte: autor.

Tabela 19 – Desempenho ambiental: ênfase na preservação dos recursos hídricos, simulação 1.

IDH		0,18
Consumo de Energia		0,18
Consumo de água		**0,36**
Fragmentação da Paisagem		0,28
Índice de desempenho ambiental		
	Ano 2000	Ano 2010
Sorriso - MT	0,805	0,788
N5W - PA	0,685	0,589

Fonte: autor.

Tabela 20 – Desempenho ambiental: ênfase na preservação dos recursos hídricos, simulação 2.

IDH		0,18
Consumo de Energia		0,28
Consumo de água		**0,36**
Fragmentação da Paisagem		0,18
Índice de desempenho ambiental		
	Ano 2000	Ano 2010
Sorriso - MT	0,896	0,881
N5W - PA	0,611	0,489

Fonte: autor.

Tabela 21 - Desempenho ambiental: ênfase no consumo energético, simulação 1.

IDH		0,18
Consumo de Energia		**0,36**
Consumo de água		0,28
Fragmentação da Paisagem		0,18
Índice de desempenho ambiental		
	Ano 2000	Ano 2010
Sorriso - MT	0,900	0,888
N5W - PA	0,615	0,470

Fonte: autor.

Tabela 22 - Desempenho ambiental: ênfase no consumo energético, simulação 2.

IDH		0,18
Consumo de Energia		**0,36**
Consumo de água		0,18
Fragmentação da Paisagem		0,28
Índice de desempenho ambiental		
	Ano 2000	Ano 2010
Sorriso - MT	0,815	0,803
N5W - PA	0,694	0,589

Fonte: autor.

3.3.5. Análise crítica da metodologia

Como qualquer metodologia aplicada na aferição de desempenho ambiental, a metodologia proposta nas seções anteriores não está isenta de falhas. Um ponto a se considerar é a falta de alguns indicadores na composição do índice, principalmente os indicadores de emissões atmosféricas e indicadores econômicos específicos para as atividades econômicas comparadas, como a geração de empregos. Porém, o índice proposto tem a possibilidade de ser complementado com a inclusão de mais indicadores. Para tanto, basta que outra matriz de comparação seja construída contemplando os indicadores adicionais.

Além disso, é importante ressaltar que o escore atribuído às atividades econômicas pelo índice de desempenho ambiental não é absoluto e tampouco definitivo, o que significa dizer que as atividades podem apenas ser comparadas dentro do escopo do índice.

Quanto à precisão do índice, esta é limitada pela menor precisão dos dados dos indicadores. Em relação ao indicador de fragmentação da paisagem natural, esta precisão está diretamente relacionada às resoluções espectrais, espaciais e temporais das imagens de satélites utilizadas no estudo.

CAPÍTULO 4: RESULTADOS E DISCUSSÕES

A partir dos dados de consumo de água e energia, pode-se concluir que ambas as atividades econômicas se expandiram durante o período de tempo analisado. Em relação ao cultivo de soja, no período compreendido entre 2000 e 2010 em Sorriso a área cultivada por soja teve um crescimento de 41,8%, o que levou a uma redução de 82% nas áreas florestais, e um aumento de 45% no consumo de água e de 34% no consumo de energia. No ano de 2000, as lavouras de soja representavam 66% da área total do município ao passo que em 2010 representavam 94%.

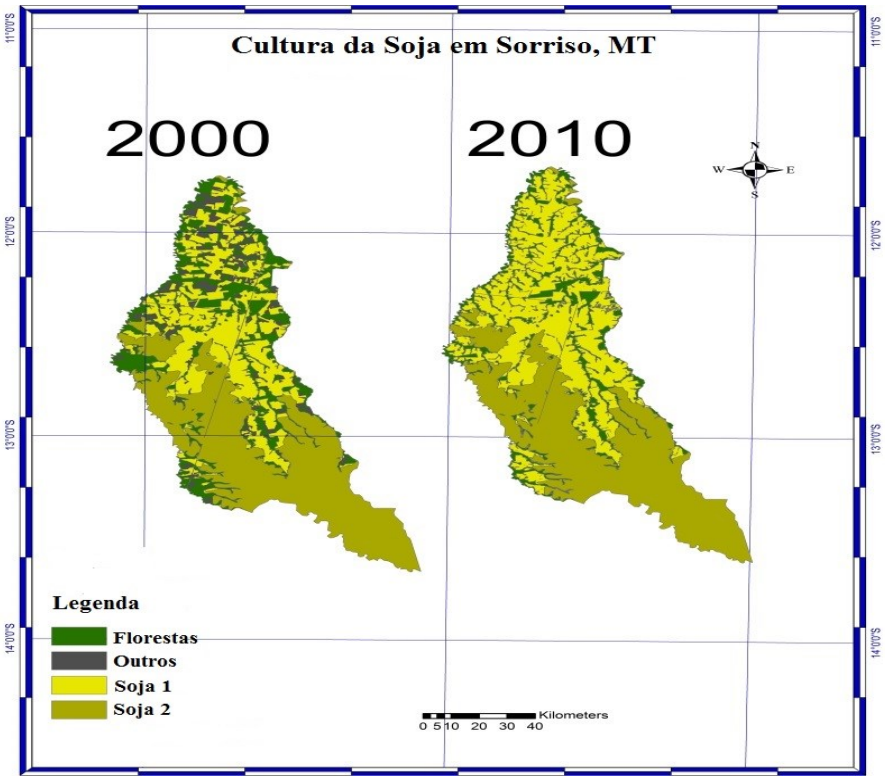

Figura 21 – Evolução da fragmentação da paisagem em Sorriso, MT. Fonte: autor.

A mineração em N5W no período estudado também aumentou sua produção de minério de ferro e, por conseguinte, o consumo de água e energia também aumentou. O consumo de água e energia aumentaram 36% durante o período considerado. Todavia, a área utilizada para

mineração não teve aumento significativo detectável pela resolução espacial do sensor TM do satélite Landsat 5, como mostrou o índice de fragmentação da paisagem.

É claro que a fragmentação da paisagem é muito mais intensa na atividade do cultivo da soja, uma vez que esta atividade econômica necessita de grandes áreas superficiais de plantio: em 2000 a área desmatada era 740.674 hectares e representava 79,3% da área total do município de Sorriso; em 2010 o desmatamento avançou para 809.332 hectares, o que corresponde a 86,7% do município de Sorriso. A fragmentação da paisagem também fica evidenciada pelo aumento no número de fragmentos remanescentes de florestas: de 257 para 812 fragmentos. A mineração no Complexo Minerador de Carajás, entretanto, não causa tanto impacto na fragmentação da paisagem devido a dois fatores: a expansão da mineração ─as frentes de lavra─ ocorrem em profundidade e a preservação de áreas protegidas tanto por interesse da mineradora em criar uma zona de isolamento aos seus depósitos minerais (SANTOS, 2012) como por exigência legal.

Em relação ao desempenho ambiental das duas atividades aferido pelo índice, a simulação de diversos cenários, nos quais os indicadores receberam diferentes pesos, permitiu identificar em que circunstâncias as atividades obtiveram os piores desempenhos ambientais, servindo de guia para os gestores direcionarem os seus esforços na busca da adequação do desempenho ambiental da atividade perante diferentes cenários possíveis. A região 1 da Figura 22 enfatiza os ecossistemas terrestres dos locais onde se realizam as atividades econômicas, uma vez que, para esta região, o peso da fragmentação da paisagem é máximo, correspondendo a 0,36 (vide Tabela 22). A região 1A é a região de máxima sustentabilidade local, pois ela tem como segundo maior peso o consumo de água, o que ocasiona consumo intenso dos recursos hídricos próximos às atividades, visto que raramente a água necessária à manutenção das atividades econômicas é coletada em locais distantes. Os pesos deste cenário são adequados em situações em que a mineração, devido a sua rigidez locacional, precisa ser implantada em ecossistemas

ricos e de notável beleza cênica, como é o caso da mina N5W. Na região 1B, o segundo maior peso do índice é atribuído ao indicador de consumo de energia, representando uma situação na qual a preservação dos ecossistemas terrestres é priorizada em um local em que há escassez de fontes de energia, precisando esta ser conduzida através de linhas de transmissão de alta tensão de locais remotos.

A região 2 enfatiza os recursos hídricos locais (peso máximo atribuído ao consumo de água) e os processos biológicos deles dependentes. Na região 2A, o peso do indicador de fragmentação da paisagem natural assume o segundo maior peso do índice. Esta região do gráfico representa a situação na qual a preservação dos recursos hídricos é enfatizada na sua íntegra, pois uma paisagem natural pouco fragmentada contribui para a qualidade dos recursos hídricos superficiais com a redução da perda de solos e consequente assoreamento dos corpos d'água locais, além do fato de uma maior presença de fragmentos florestais contribuírem com a regulação climática local devido à evapotranspiração vegetal e através da diminuição do efeito de ilhas de calor, comum em regiões de solo exposto ou construídas. A região 2B enfatiza ao máximo a geração de hidroeletricidade, pois o peso do indicador de consumo de água é o máximo, seguido do indicador do consumo de energia. Os pesos dos indicadores na região 2B são adequados em situações de racionamento energético causado por escassez de chuvas, o que diminui o nível dos reservatórios das hidrelétricas, afetando tanto os ecossistemas hídricos como a geração de energia.

A região 3, por sua vez, enfatiza o consumo de energia. Na região 3A, o indicador de consumo de energia recebeu o peso máximo e o indicador do consumo de água recebeu o segundo maior peso. Como se pode ver na Figura 22, é nessa região que o desempenho ambiental da mina N5W recebeu o pior escore, devido aos altos consumos de energia e água necessários ao funcionamento da mina. Portanto, é nesses aspectos ambientais — o consumo de energia e o consumo de água— que os gestores da mina N5W devem concentrar os seus

esforços de redução a fim de elevar o desempenho ambiental da mina. A região 3B atribui o segundo maior peso ao indicador de fragmentação da paisagem natural, o que acaba por elevar a pontuação da mina N5W.

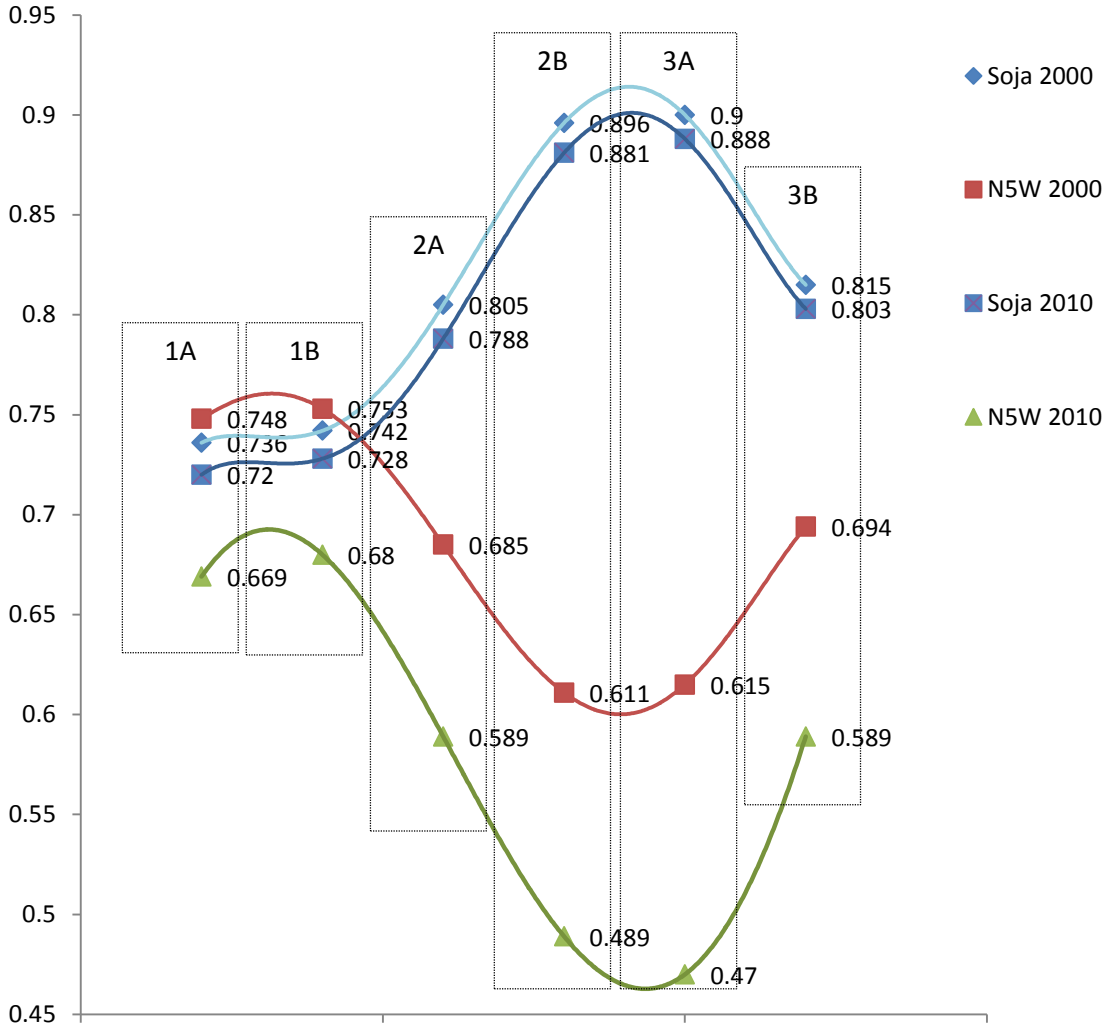

Figura 22 – Evolução do desempenho ambiental do cultivo de soja e da mina N5W entre os anos de 2000 e 2010. Fonte: autor.

Cabe ressaltar que, o fato de o índice possuir apenas quatro indicadores neste trabalho o torna sensível às variações dos valores dos indicadores.

Mesmo que o desempenho ambiental da mina N5W tenha ficado abaixo do desempenho da cultura de soja em 2010, pelos aumentos significativos no consumo de energia e água, ele não se mostrou muito discrepante do desempenho da atividade agrícola, o que contraria a

opinião popular de que a mineração causa impactos ambientais muito superiores aos impactos causados por outras atividades econômicas e confirma a hipótese do trabalho de que o desempenho ambiental da mineração a céu aberto é similar ao de outras atividades econômicas e, por conseguinte, pode ser comparado com o desempenho ambiental de outras atividades econômicas de grande escala.

CAPÍTULO 5: CONCLUSÕES

Por se tratar da extração de recursos naturais não renováveis da crosta terrestre, a mineração geralmente é vista como uma atividade altamente impactante e não sustentável. Por outro lado, a mineração é a base da sociedade industrial moderna, fornecendo matéria-prima para todos os demais setores da economia, sendo, portanto essencial ao desenvolvimento. A extração mineral é considerada de tal forma estratégica que no Brasil, como na maioria dos países, os depósitos minerais (jazidas) são bens públicos, extraídos por concessão do estado. Os efeitos ambientais e socioeconômicos do aproveitamento destas jazidas dependem, principalmente, da forma na qual esta atividade será planejada e, principalmente, como será desenvolvida.

A importância da mineração de ferro e da cultura de soja é crucial para a sociedade: ambas suprem necessidades básicas humanas a tal ponto que a sua ausência comprometeria a existência da sociedade moderna. Exigências diferentes por parte da legislação ambiental e da fiscalização dos órgãos ambientais e da Sociedade moldam o desempenho ambiental de cada uma delas. Enquanto a agricultura de soja é comprovadamente uma atividade ambiental e economicamente insustentável se as externalidades ambientais da atividade econômica forem assumidas pelos produtores (CAVALETT, 2008), os massivos investimentos feitos pelas grandes mineradoras na busca de melhor desempenho ambiental tornam a mineração uma atividade que, mesmo causando significativos impactos ambientais, tem os seus impactos ambientais decorrentes do uso do solo atenuados em grande parte pelas medidas compensatórias.

O índice de desempenho ambiental mostrou que os indicadores críticos para o desempenho ambiental da mina N5W são o consumo de energia (em primeiro lugar) seguido pelo consumo de água. É importante ressaltar que, devido às características dos processos

produtivos da mineração, nem sempre é possível reduzir os valores de consumo de energia e de água a ponto de, somente pela redução desses dois aspectos ambientais, tornar a mineração competitiva no quesito sustentabilidade com outras atividades econômicas. Neste caso, as pesquisas de novas formas de produção mais sustentáveis, mais eficientes energeticamente e capazes de otimizarem o reaproveitamento de água, são essenciais. Enquanto a solução tecnológica não for apresentada, existem outras formas de tornar ambas as atividades econômicas mais sustentáveis, uma vez que o índice possui um termo relacionado com indicadores socioeconômicos. As grandes receitas geradas tanto pela mineração quanto pela agricultura em larga escala, podem ser em parte investidas no desenvolvimento socioeconômico das comunidades locais, em especial em projetos eficientes de educação ambiental. A eficiência desses projetos pode ser um indicador a ser acrescentado no índice, atenuando o escore da atividade.

O relatório de sustentabilidade anual publicado pela Vale (VALE, 2011) mostra que 79% da água usados são reutilizados dentro do processo de beneficiamento. A energia consumida na mina N5W provém de uma matriz energética composta de 20% de energia renovável e 80% de energia não renovável. Grandes investimentos em pesquisa e desenvolvimento neste campo objetivam reduzir em 10% o uso de fontes não renováveis de energia até 2020. A mineração da Vale em Carajás realmente se destaca quando o assunto é fragmentação da paisagem. A Floresta Nacional dos Carajás é uma unidade de conservação federal localizada no sul do estado do Pará. Ela é administrada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). A Floresta Nacional de Carajás tem 412.000 hectares e foi criada pelo decreto 2.486/98. A explotação mineral é permitida dentro da área protegida e a Vale tem o direito de uso. Mesmo que, conforme afirma SANTOS (2012), o Estado tenha criado a Floresta Nacional de Carajás mais com o objetivo de frear a intrusão humana na área a fim de favorecer a mineradora do que com ideais conservacionistas, o efeito foi positivo: se a empresa não tivesse contribuído com a

proteção da área, provavelmente a fragmentação da paisagem no local teria atingido níveis muito maiores, equiparáveis à vizinhança local não protegida pela empresa, como mostra a figura 23.

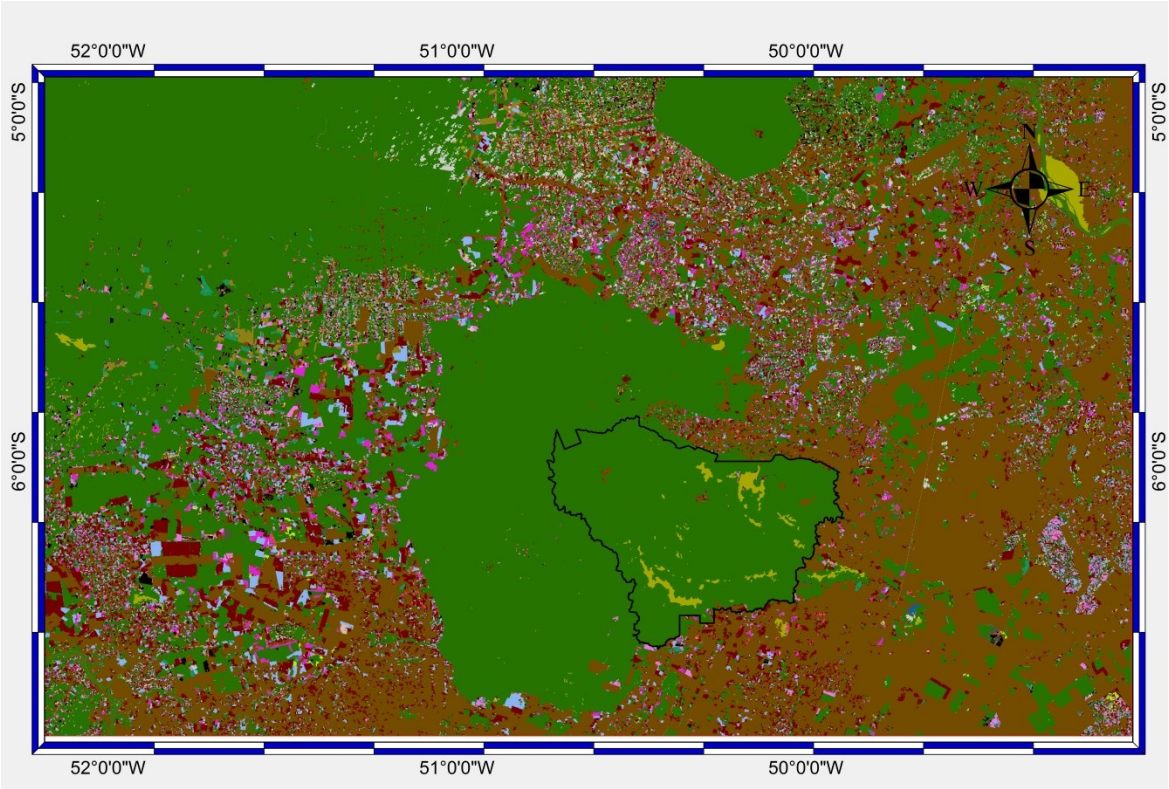

Figura 23 – Imagem de satélite de 2012 mostrando a fragmentação no entorno da Floresta Nacional de Carajás. Os limites da Floresta Nacional de Carajás estão destacados. Fonte: autor.

As iniciativas das agências de proteção ambiental brasileiras de impor severas condições ao licenciamento ambiental da mineração criou uma cultura entre as mineradoras de melhoria contínua do seu desempenho ambiental. Por outro lado, a percepção popular de que a agricultura causa impactos ambientais de menor importância por ser uma atividade "verde" trouxe uma séria ameaça à integridade da paisagem natural brasileira.

Todas as informações utilizadas no artigo foram obtidas de fontes públicas e o estudo apresentado não pretende valorizar uma atividade econômica em detrimento de outra, mas apresentar uma metodologia de avaliação do desempenho ambiental sustentabilidade que possa proporcionar a comparação da sustentabilidade de atividades econômicas distintas.

5.1. Sugestões para futuras pesquisas

Em relação a futuras pesquisas o primeiro ponto a ser abordado é a inclusão de mais indicadores no índice—especialmente indicadores de emissões atmosféricas— na composição do índice. Quanto mais indicadores fizerem parte do índice, mais fielmente ele será capaz de quantificar a sustentabilidade das atividades econômicas.

Outra linha interessante de pesquisa consiste na aplicação do índice em outras minas a céu aberto com o objetivo de compará-lo com outros índices de desempenho ambientais existentes.

Um terceiro aspecto a se investigar é como diferentes valores do parâmetro λ na equação do índice de desempenho ambiental podem afetar as medidas de desempenho ambiental de diferentes atividades econômicas.

REFERÊNCIAS

ABNT. **ABNT NBR ISO 14031:** 2002. Rio de Janeiro: ABNT, 2002.

ABNT. **ABNT NBR ISO 14001:** 2004 – Sistema de gestão ambiental - requisitos com orientações para uso. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ACIESP. **Glossário de Ecologia**. São Paulo: CNPq & FAPESP, 1987.

ANA. **Manual de construção da base hidrográfica Ottocodificada:** fase 1 – construção da base topológica de hidrografia e ottobacias conforme a codificação de bacias hidrográficas de Otto Pfafstetter. Brasília, DF: [s.n.], 2008.

BACCI, D. L. C.; LANDIM, P.; ESTON, S. Aspectos e impactos ambientais de pedreira em área urbana. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 59, Janeiro/Março 2006.

BELLEN, H. M. V. **Indicadores de sustentabilidade:** uma análise comparativa. Rio de Janeiro: Editora FGV, 2006. 256 p.

BOTEQUILHA LEITÃO, L. et al. **Measuring Landscapes:** a Planner's Handbook. Washington: Island Press, 2006.

BRAGA, T. M. et al. Índice de sustentabilidade munici pal: o desafio de mensurar. **Nova Economia**, v. 14, n. 3, p. 11-33, 2003.

BRAILE, P. M. **Dicionário Inglês Português de Termos Técnicos de Ciências Ambientais**. [S.l.]: SESI-DN/COHISI, 1992.

BROWN, B. et al. Global sustainability: toward definition. **Environmental Management**, v. 11, n. 6, p. 713-719, 1987.

CABETTE, E. L. S. **É sustentável a tese do desenvolvimento sustentável?**, 2006. Disponivel em: <http://www.lo.unisal.br/nova/bioeticadir/arquivos/textoetica.doc>. Acesso em: 24 Abril 2014.

CALDWELL, L. K. Political aspects of ecologically sustainable development. **Environmental Conservation**, n. 11, p. 299-308, 1984.

CAVALETT, O. **Análise do Ciclo de Vida da Soja**. Universidade Estadual de Campinas. Campinas. 2008.

CBD. **Development of Indicators of Biological Diversity**. Convention on Biological Diversity, subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice. Nairobi, p. 14. 1999.

CHEVALIER, S. et al. **User's guide to 40 community health indicators**. Ottawa: [s.n.], 1992.

CIEGIS, R.; RAMANAUSKIENE, J.; MARTINKUS, B. The concept of sustainable development and its use for sustainability scenarios. **Engineering Economics**, 2009.

CONAMA. **Resoluções do CONAMA**, 1986. Disponivel em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=23>. Acesso em: 17 Março 2014.

DAJOZ, R. **Ecologia Geral**. São Paulo: Vozes, 1973.

DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, v. 1, p. 3-10, 2001.

DAVIDSON, C. Issues in measuring landscape fragmentation. **Wildlife Society Bulletin**, v. 26, p. 32-37, 1998.

DIAZ-BALTEIRO, L.; ROMERO, C. In search of a natural systems sustainability index. **Ecological Economics**, v. 49, p. 401-405, 2004.

ELKINGTON, J. **Cannibals with forks:** the triple bottom line of 21st century business. Oxford: Capstone, 1999.

ENRIQUEZ, M. A. R. S. **Mineração e desenvolvimento sustentável:** é possível conciliar? [S.l.]: [s.n.], 2008.
FAHRIG, L. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. **Journal of Wildlife Management**, v. 3, p. 603-610, 2007.
FERREIRA, L. C.; CANTARINO, A. A. V. **Análise do processo de avaliação de impactos ambientais indiretos, cumulativos e sinérgicos nos estudos de impacto ambiental de grandes projetos do PAC**. VII Congresso Nacional de Excelência em Gestão. [S.l.]: [s.n.]. 2011.
FLORENZANO, T. G. **Imagens de satélite para estudos ambientais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002.
FORMAN, R. T. T.; GRODON, M. **Landscape Ecology**. New York: John Wiley and Sons, 1986. 619 p.
GALLOPIN, G. C. Environmental and sustainability indicators annd the concept of situational indicators. A systems approach. **Environmental Modelling & Assessment**, v. 1, p. 101-117, 1996.
GOLDEMBERG, J.; LUCON, O. Energia e meio ambiente no Brasil. **Estudos Avançados**, v. 21, p. 7-20, 2007.
GOLDSMITH, E.; MEADOW, P. **The Limits to Growth**. New York: Universe Books, 1972.
GUIMARÃES, R. P. Desenvolvimento sustentável: da retórica à formação de políticas públicas. In: BECKER, B. K.; MIRANDA, M. **A geografia política do desenvolvimento sustentável**. Rio de Janeiro: UFRJ, 1997.
HAMMOND, A. et al. **Environmental indicators:** a systematic approach to measuring and reporting on environmental policy performance in the context of sustainable development. Washington, DC: World Resources Institute, 1995.
IBAMA, I. B. D. M. A. E. D. R. **O estado dos subsolos**. [S.l.]. 2006.
IBGE. Cidades, 2013. Disponivel em: <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=150553&search=para|paraauapebas>. Acesso em: 28 Abril 2014.
INPE. Introdução ao sensoriamento remoto, 2010. Disponivel em: <http://www.inpe.br/unidades/cep/atividadescep/educasere/apostila.htm>. Acesso em: 17 maio 2014.
IUCN. **World conservation strategy:** living resource conservation for sustainable development. Morges, Switzerland: [s.n.], 1980.
JENSEN, J. R. **Remote Sensing of the Environment:** an earth resource perspective. [S.l.]: Prentice-Hall, 2000.
JOHNSTON, P. et al. Reclaiming the Definition of Sustainability. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 14, n. 1, 2007.
LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da Paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.
LANG, S.; TIEDE, D. **vLATE Extension fur ArcGIS—vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse**. Salzburg: Institut für Geographie und angewandte Geoinformatik, 2003.
LEFF, E. **Racionalidade ambiental:** a reapropriação social da natureza. Rio de Janeiro: Civilização Brasileira, 2006.
MARTÍNEZ, R. Q. **Indicadores de Sustentabilidad. Experiencia mundial y desafíos para a America Latina.** [S.l.]: Consultora CEPAL, 2006.
MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. **UMass Landscape Ecology Lab**, 2012. Disponivel em: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. Acesso em: 04 Março 2014.

MCQUEEN, D.; NOAK, H. Health promotion indicators: current status, issues and problems. **Health Promotion**, n. 3, p. 117-125, 1988.
MME. **Balanço Energético NAcional - ano base 2010**. Brasília, DF.: [s.n.]. 2011.
MME. **Balanço Energético Brasileiro 2012**. Brasília, DF.: [s.n.]. 2013.
MONTAÑO, C. **Terceiro Setor e questão social:** crítica ao padrão emergente de intervenção social. São Paulo: Cortez, 2002.
MUSEE, N.; LORENZEN, L. **Assessing Sustainability of Gold Mining Operations Using Fuzzy Logic Methodology.** World Gold Conference. Cairns, Australia: [s.n.]. 2007.
NIEMEIJER, D.; GROOT, R. S. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. **Ecological Indicators**, v. 8, p. 14-25, 2008.
OECD. **Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews: A Synthesis Report by the Group on the State of the Environment**. Organisation for Economic Co-operation and Development. Paris, p. 39. 1993.
OECD. **Environmental Indicators for Agriculture: Volume 1 Concepts and Frameworks**. Organisation for Economic Co-operation and Development. Paris, p. 45. 1999.
OECD. **Environmental Indicators for Agriculture:** Volume 1. Concepts and frameworks. Paris: Organisation for Economic Cooperation and Development, 1999. 45 p.
OLSTHOORN, X. et al. Environmental indicators for business: a review of the literature and standardisation methods. **Journal of Cleaner Production**, v. 9, p. 453-463, 2001.
PFISTER, J. **Using Landscape Metrics to Create an Index of Forest Fragmentation for the State of Maryland**. Towson University. [S.l.], p. 37. 2004.
PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L. Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecologycal systems. **Science**, v. 269, p. 331-334, 1995.
PNUD. Desenvolvimento Humano e IDH, 2012.
REPETTO, R. **The global possible**. New Haven, Connecticut: The Yale University Press, 1985.
RILEY, J. Summary of the discussion session contributions to topic 1: what should a set of guidelines with regard to indicators contain? **UNIQUAIMS Newsletter**, v. 10, p. 5-6, 2000.
ROSA, R. Análise espacial em Geografia. **Revista da ANPEGE**, v. 7, n. 1, p. 275-289, 2011.
SAATY, T. L. **The Analytical Hierarchy Process**. New York: McGraw-Hill, Inc., 1980.
SALASSIER, B. **Impacto ambiental da irrigação no Brasil**, 2008. Disponivel em: <http://www.agr.feis.unesp.br/imagens/winotec_2008/winotec2008_palestras/Impacto_ambiental_da_irrigacao_no_Brasil_Salassier_Bernardo_winotec2008.pdf>. Acesso em: 03 Março 2014.
SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental - conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.
SANTOS, J. L. R. Território em transe: a Floresta Nacional de Carajás, 2012. Disponivel em: <http://www.anppas.org.br/encontro5/cd/artigos/GT16-43-16-20100903195758.pdf>. Acesso em: 30 mar. 2014.
SAUER, L. et al. **A influência dos setores econômicos no desenvolvimento humano dos municípios brasileiros**. SEGeT – Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia. [S.l.]: [s.n.]. 2006.
SERAGELDIN, I. **Sustainability and the Wealth of Nations:** First Steps in an Ongoing Journey. Third Annual World Bank Conference on Environmentally Sustainable Development. [S.l.]: [s.n.]. 1995.
SILVA, E. **Avaliação qualitativa de impactos ambientais do reflorestamento no Brasil**. Viçosa, p. 309. 1994.
SINGER, S. et al. Environmental Condition Assessment of US Military Installations Using GIS Based Spatial Multi-Criteria Decision Analysis. **Environmental Management**, v. 50, p. 329-340, 2012.

SINGH, R. K. et al. An overview of sustainability assessment methodologies. **Ecological Indicators**, v. 9, p. 189-212, 2009.
SOCIEDADE BRASILEIRA DE FÍSICA, 2014. Disponivel em: <http://www.sbfisica.org.br/v1/novopion/index.php/publicacoes/imagens/130-espectro-eletromagnetico>. Acesso em: 15 maio 2014.
SOUZA, C. C. **Avaliação de impactos ambientais da atividade industrial no polo moveleiro de Ubá, MG.** Viçosa. 2008.
SPADOTTO, C. A. **Classificação de Impactos Ambientais**, 2002. Disponivel em: <http://www.cnpma.embrapa.br/herbicidas>. Acesso em: 07 Abril 2014.
TAVARES JÚNIOR, J. B. et al. **Avaliação dos dados GeoCover a partir de dados de campo coletados com receptores GPS**. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR). Natal: [s.n.]. 2009.
TAYRA, F.; RIBEIRO, H. Modelos de Indicadores de Sustentabilidade: síntese e avaliação crítica das principais experiências. **Saúde e Sociedade**, v. 15, p. 84-95, 2006.
TEIXEIRA, J. C. Modernização da agricultura no Brasil: impactos econômicos, sociais e ambientais. **Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros – Seção Três Lagoas**, Três Lagoas, v. 2, p. 21-42, 2005.
TURNER, M.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape Ecology in theory and practice:** pattern and process. New York: Springer, 2001.
USGS. **Global Land Survey. Landsat TM**. Sioux Falls, South Dakota: United States Geological Survey, 2009.
VALE. Relatório de Sutentabilidade 2010, 2011. Disponivel em: <http://www.vale.com/PT/aboutvale/sustainability/links/LinksDownloadsDocuments/Relat%C3%B3rio_Sustentabilidade_Port_2010.pdf>. Acesso em: 20 Fevereiro 2014.
VDI. Verein Deutscher Ingenieure. [S.l.]: [s.n.], 2006.
VOLOTÃO, C. F. S. **Trabalho de análise espacial: Métricas do Fragstats**. INPE. São José dos Campos. 1998.
WACKERNAGEL, M.; REES, W. E. **Our ecological footprint:** reducing impact on the Earth. Gabriola Island: New Society, 1996.
WATHERN, P. An Introdutory Guide to EIA. In: WATHERN, P. **Environmental Impact Assessment**. Londres: [s.n.], 1988a. p. 3-30.
WCED. **Our Common Future**. United Nations. [S.l.]. 1987.
WIENS, J. A. et al. Ecological Mechanisms and landscape ecology. **Oikos**, v. 66, p. 369-380, 1993.