



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Ciências e Tecnologia

Faculdade de Engenharia

Raul Rigoto Monteiro

**Metodologia para avaliação ambiental de bacias hidrográficas com
uso de sistemas de suporte à decisão espacial e do indicador
Pegada Ecológica**

Rio de Janeiro

2010

Raul Rigoto Monteiro

Metodologia para avaliação ambiental de bacias hidrográficas com uso de sistemas de suporte à decisão espacial e do indicador Pegada Ecológica



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Computação, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de Concentração: Geomática.

Orientador (a): Prof.^a Dr.^a Margareth Simões Penello Meirelles

Coorientador (a): Prof.^a Dr.^a Elaine Cristina Cardoso Fidalgo

Rio de Janeiro

2010

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

M776 Monteiro, Raul Rigoto.

Metodologia para avaliação ambiental de bacias hidrográficas com uso de sistemas de suporte à decisão espacial e do indicador pegada ecológica / Raul Rigoto Monteiro. - 2010.

124 f.

Orientadora: Margareth Simões Penello Meirelles.
Coorientadora: Elaine Cristina Cardoso Fidalgo
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Monitoramento ambiental – Teses. 2. Bacias hidrográficas – Teses. 3. Sistema de Apoio a Decisão Espacial - SADE - Teses. 4. Engenharia da Computação. I. Meirelles, Margareth Simões Penello. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. III. Título.

CDU 556.51:628.5

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Raul Rigoto Monteiro

**METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE BACIAS HIDROGRÁFICAS
COM USO DE SISTEMAS DE SUPORTE À DECISÃO ESPACIAL E DO
INDICADOR PEGADA ECOLÓGICA**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Computação, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de Concentração: Geomática.

Aprovado em 20 de Agosto de 2010

Banca Examinadora:

Prof.^a Dr.^a Margareth Simões Penello Meirelles (Orientadora)
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof.^a Dr.^a Elaine Cristina Cardoso Fidalgo (Coorientadora)
EMBRAPA Solos

Prof.^a Dr.^a Lucieta Guerreiro Martorano
EMBRAPA Solos

Dr.^o Pedro Luiz de Freitas
EMBRAPA Solos

Agradecimentos

À professora Margareth Meirelles pela oportunidade na Embrapa Solos, o que viabilizou esta pesquisa, e, pela compreensão ao estender, dentro do permitido, o tempo de conclusão da dissertação, perante o colegiado do mestrado o que me possibilitou concluir o texto no devido tempo.

Agradeço as minhas orientadoras, Margareth Meirelles e Elaine Fidalgo, pela atenção, pelos conselhos e oportunidades e também pelas críticas e cobranças, sem as quais talvez não tivesse chegado até aqui.

Ao CNPq, pela bolsa de pesquisa que permitiu a minha dedicação exclusiva durante boa parte deste período de estudos.

Aos especialistas consultados: Rozely Santos, Rodrigo Gravina Prates Junqueira, Luís Fernando Stone, Pedro Luiz Freitas, Ramon Costa Alvarenga e Ladislau Skorupa, por sua atenção e experiência.

Por fim, agradeço muito à minha família que sempre me apoiou e deu total suporte para eu seguir meus estudos. Agradeço ainda a Priscila por todo apoio e paciência, sempre tentando manter minha cabeça no lugar.

RESUMO

Monteiro, Raul Rigoto. Metodologia para a avaliação ambiental de bacias hidrográficas com uso de sistemas de suporte à decisão espacial e do Indicador pegada ecológica. 2010, 120 fl. Dissertação (Mestrado em Geomática) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

No atual contexto ambiental é grande a demanda por informações consistentes que subsidiem o planejamento territorial, permitindo realizar avaliações ambientais e desta forma, subsidiar os setores público e privado. Essa demanda pode ser satisfeita com a integração de informações em um sistema, com propriedades e funções de processamento, possibilitando sua utilização em ambiente integrado. Assim, nesta dissertação é proposta uma metodologia para a avaliação ambiental de bacias hidrográficas que atua desde a escolha de indicadores e definição dos pesos de sua contribuição, até a execução de avaliações e espacialização de resultados em ambiente SIG. Esta metodologia é composta por duas fases distintas: avaliação da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica a partir do uso de sistemas de suporte à decisão espacial, e, avaliação da sustentabilidade da bacia através do cálculo do indicador Pegada Ecológica. Na primeira fase são adotados sistemas de suporte à decisão, bases de conhecimento, SIG e uma ferramenta que integra estes resultados permitindo a geração de avaliações, análises e/ou cenários prospectivos. Na segunda fase, a sustentabilidade da bacia é retratada a partir do cálculo da *pegada ecológica* que consiste na contabilização da área que uma população necessita para produzir os recursos consumidos e absorver os resíduos gerados. A comparação entre áreas mais vulneráveis e menos sustentáveis, pode nortear projetos de recuperação e conservação ambiental.

Palavras-chave: Sistema de Suporte à Decisão Espacial. Redes de Dependência. Análise Multicritério. Pegada Ecológica. Bacias hidrográficas. Sustentabilidade.

ABSTRACT

In the current environmental context is huge the demand for consistent information that supports the territorial planning, allowing environmental assessments thereby subsidizing public and private sectors. This demand can be satisfied with the integration of information into a system, with properties and processing functions, allowing its use in integrated environment. Thus, this thesis proposes a methodology for environmental assessment of watersheds that operates from the choice of indicators and definition of the weights of its contribution to the implementation of assessments and spatialisation of results in a GIS environment. This methodology is composed of two distinct phases: assessment of environmental vulnerability of the basin by the use of spatial decision support systems, and assessing the sustainability of the basin through the calculation of Ecological Footprint. In the first phase are adopted decision support systems, knowledge bases, GIS and a tool that integrates these results allowing the generation of assessments, analysis and / or prospective scenarios. In the second stage, the sustainability of the basin is pictured from the calculation of the ecological footprint, which consists in accounting the area that a population needs to produce the resources consumed and absorb the waste generated. The comparison between the most vulnerable and less sustainable, can guide restoration projects and environmental conservation.

Keywords: Spatial Decision Support Systems. Dependence Nets. Multicriteria Analysis. Ecological Footprint. Watersheds .Sustainability.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AHP	Analytical Hierarchy Process
AMC	Análise multi-critério
CDP	Criterium Decision Plus
EEA	European Environment Agency
EMDS	Ecosystem Management Decision Support
FMI	Fundo Monetário Internacional
haG	Hectare Global
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDH	Índice de desenvolvimento humano
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
ISA	Instituto Socioambiental
OCDE	Organização para cooperação e desenvolvimento econômico
ONU	Organização das Nações Unidas
PAM	Pesquisa Agrícola Municipal
PE	Pegada Ecológica
PEVS	Produção da Extração Vegetal e Silvicultura
PI	Plano de Informação
PIB	Produto Interno Bruto
POF	Pesquisa de Orçamento Familiar
PPM	Pesquisa Pecuária Municipal
RMA	Rendimento Médio Anual
SDSS	Spacial Decision Suport System
SEMA/MT	Secretaria de Meio Ambiente do Estado do Mato Grosso
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission
SSD	Sistema de Suporte à Decisão
TIs	Terras Indígenas
UCs	Unidades de Conservação
ZSEE	Zoneamento Sócio Ecológico-econômico

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Estrutura de modelos de Indicadores	22
Figura 2 – Configuração básica do modelo para SSD	26
Figura 3 – Sistema de Suporte à Decisão Espacial	27
Figura 4 – Representação do conjunto “Maturidade”	30
Figura 5 – Relação IDH x Pegada Ecológica	37
Figura 6 – Área biproductiva (em hectares) e biocapacidade (em hectares globais) mundial por tipo de uso da Terra	38
Figura 7 – Situação de Déficit Ecológico	39
Figura 8 – Comparação entre as técnicas full pairwise e abreviated pairwise.....	42
Figura 9 – Mapa de localização da bacia do rio Xingu	49
Figura 10 – Sub-bacias da bacia do rio Xingu no estado do Mato Grosso	54
Figura 11 – Cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Xingu em MT (a) e distância média da hidrografia por sub-bacia (b)	55
Figura 12 – Mapa da declividade da bacia hidrográfica do rio Xingu em MT (a) e a declividade média por sub-bacia (b)	56
Figura 13 – Mapa de erodibilidade dos solos da bacia hidrográfica do rio Xingu em MT (a) e erodibilidade média por sub-bacia (b)	58
Figura 14 – Localização das áreas úmidas na bacia hidrográfica do rio Xingu em MT (a) e porcentagem das áreas úmidas por sub-bacia (b)	59
Figura 15 – Distribuição dos remanescentes de vegetação na bacia hidrográfica do rio Xingu em MT (a) e o percentual de área de remanescentes de vegetação por sub-bacia (b)	60
Figura 16 – Distribuição de unidades de conservação e terras indígenas na bacia hidrográfica do rio Xingu em MT (a) e porcentagem dessas áreas protegidas por sub-bacia (b)	61
Figura 17 – Malha viária da bacia hidrográfica do rio Xingu em MT (a) e a densidade de estradas por sub-bacia (b)	62
Figura 18 – Atividade garimpeira na bacia hidrográfica do rio Xingu no MT (a) e representação da presença de atividade garimpeira por sub-bacia (b)	63

Figura 19 – Locais de ocorrência de captadores de água (a) e a densidade de captadores de água por sub-bacia (b)	64
Figura 20 – Uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Xingu no MT (a) e vulnerabilidade por sub-bacia devida ao uso e cobertura das terras (b)	66
Figura 21 – Apresentação da estrutura hierárquica na interface do Brainstorm ...	68
Figura 22 – Diagrama Hierárquico de decisão elaborado	69
Figura 23 – Demonstração da interface do uso da técnica AHP full pairwise no CDP aplicada às variáveis de Estado (a) e Pressão (b)	70
Figura 24 – Diagrama Hierárquico com pesos calculados	71
Figura 25 – Rede de Dependência elaborada no NetWeaver.....	72
Figura 26 – Elaboração do argumento fuzzy no NetWeaver	72
Figura 27 – Mapa da vulnerabilidade ambiental considerando apenas as variáveis de Estado	75
Figura 28 – Classificação dos <i>data links</i> da rede Estado na sub-bacia Suiá-Miçu.....	76
Figura 29 – Classificação dos <i>data links</i> da rede Estado na sub-bacia Ronuro.....	77
Figura 30 – Mapa da vulnerabilidade ambiental considerando apenas as variáveis de Pressão	78
Figura 31 – Classificação dos <i>data links</i> da rede Pressão na sub-bacia Suiá-Miçu	79
Figura 32 – Classificação dos <i>data links</i> da rede Pressão na sub-bacia Ronuro.....	80
Figura 33 – Mapa da vulnerabilidade ambiental considerando conjuntamente as variáveis de Estado e Pressão	82
Figura 34 – Preponderância das redes antecedentes a rede Vulnerabilidade na avaliação da sub-bacia Suiá-Miçu	83
Figura 35 – Preponderância das redes antecedentes a rede Vulnerabilidade na avaliação da sub-bacia Ronuro	84
Figura 36 – Pegada ecológica dos municípios da bacia do rio Xingu	91
Figura 37 – Biocapacidade dos municípios da bacia do rio Xingu	94
Figura 38 – Balanço Ecológico dos municípios da bacia do rio Xingu	96

Figura 39 – Mapa da classificação das sub-bacias do rio Xingu de acordo com sua Vulnerabilidade Ambiental	98
Figura 40 – Mapa da classificação das sub-bacias do rio Xingu de acordo com sua Pegada Ecológica	99
Figura 41 – Mapa da classificação das sub-bacias do rio Xingu de acordo com sua Biocapacidade	100
Figura 42 – Mapa da classificação das sub-bacias do rio Xingu de acordo com seu Balanço Ecológico	101

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Índices de preferência da técnica AHP	31
Tabela 2 – Fatores de Equivalência	46
Tabela 3 – Classificação dos solos quanto à erodibilidade	57
Tabela 4 – Classes de erodibilidade e respectivos valores atribuídos	58
Tabela 5 – Vulnerabilidade ambiental das terras segundo seu uso	65
Tabela 6 – Grau de importância da variável (GI) e de confiabilidade (C) atribuídos pelos especialistas (En) aos indicadores	67
Tabela 7 – Escala de valores proposta por Saaty	69
Tabela 8 – Informações utilizadas para a criação das funções fuzzy	73
Tabela 9 – Resultado tabular da vulnerabilidade ambiental considerando apenas as variáveis de Estado.....	76
Tabela 10 – Resultado tabular da vulnerabilidade ambiental considerando apenas as variáveis de Pressão.....	79
Tabela 11 – Resultado tabular da vulnerabilidade ambiental considerando conjuntamente as variáveis de Estado e Pressão.....	83
Tabela 12 – Média de consumo dos itens considerados para o cálculo da Pegada Ecológica.....	86
Tabela 13 – Valores médios de consumo per capita por ano.....	87
Tabela 14 – Metodologia utilizada para o cálculo da Pegada Ecológica	88
Tabela 15 – Pegada Ecológica dos municípios que compõem a bacia do rio Xingu	89
Tabela 16 – Metodologia utilizada para o cálculo da Biocapacidade	92

Tabela 17 – Biocapacidade total e per capita dos municípios que compõem a bacia do rio Xingu	93
Tabela 18 – Balanço Ecológico dos municípios que compõem a bacia do rio Xingu	95
Tabela 19 – Classificação final das sub-bacias do rio Xingu quanto a Vulnerabilidade Ambiental, e quanto a sua Sustentabilidade Ambiental.....	104

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO.....	16
1	ABORDAGEM CONCEITUAL.....	20
1.1	Avaliação Ambiental.....	20
1.2	Indicadores Ambientais.....	21
1.3	A Bacia Hidrográfica no contexto da Avaliação Ambiental	23
1.4	Sistema de Informação Geográfica – SIG	24
1.5	Sistemas de Suporte à Decisão (SSD ou DSS)	26
1.5.1	<u>Sistemas de Suporte à Decisão Espacial (SSDE ou SDSS)</u>	27
1.6	Sistemas Baseados em Conhecimento	28
1.7	Técnicas de integração de dados através da Análise Espacial... ..	29
1.8	Processo Hierárquico e Análise	31
1.9	Análise Multi-Critério	33
1.10	A Pegada Ecológica	34
1.10.1	Biocapacidade	37
2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	40
2.1	Definição das Variáveis	41
2.2	Espacialização das Variáveis	41
2.3	Cálculo dos Pesos no Criterium Decision Plus – CDP	41
2.4	Análise Multicriterial	42
2.5	Avaliação no EMDS	43
2.6	Cálculo da Pegada Ecológica e da Biocapacidade	44
3	ESTUDO DE CASO	47
3.1	Introdução	47
3.2	Área de Estudo	48
3.3	Métodos	49
3.4	Seleção das Variáveis	50
3.4.1	<u>Distância dos cursos d'água – Variável de Estado</u>	50
3.4.2	<u>Declividade – Variável de Estado</u>	51
3.4.3	<u>Erodibilidade – Variável de Estado</u>	51
3.4.4	<u>Áreas Úmidas – Variável de Estado</u>	51
3.4.5	<u>Remanescentes de Vegetação – Variável de Estado</u>	52

3.4.6	<u>Ocorrência de Terras Indígenas e Unidades de Conservação – Variável de Estado</u>	52
3.4.7	<u>Densidade de Estradas – Variável de Pressão</u>	52
3.4.8	<u>Áreas de Garimpo – Variável de Pressão</u>	53
3.4.9	<u>Captadores de Água – Variável de Pressão</u>	53
3.4.10	<u>Uso do Solo – Variável de Pressão</u>	53
3.5	Espacialização das Variáveis	53
3.5.1	<u>Distância Média da Hidrografia</u>	54
3.5.2	<u>Declividade</u>	55
3.5.3	<u>Erodibilidade do Solo</u>	56
3.5.4	<u>Percentual de Áreas Úmidas</u>	58
3.5.5	<u>Percentual de Remanescentes de Vegetação</u>	59
3.5.6	<u>Percentual de unidades de Conservação e Terras Indígenas</u>	60
3.5.7	<u>Densidade das Estradas</u>	61
3.5.8	<u>Ocorrência de Áreas de Garimpo</u>	62
3.5.9	<u>Densidade de Captadores de Água</u>	63
3.5.10	<u>Usos e Cobertura da Terra</u>	64
3.6	Consulta aos Especialistas	66
3.7	Elaboração da Estrutura Hierárquica dos pesos no CDP	67
3.8	Construção da Base de Conhecimento no NetWeaver	71
3.8.1	<u>Elaboração dos Argumentos Fuzzy</u>	72
3.8.2	<u>Escolha do Operador Fuzzy</u>	73
3.9	Avaliação no EMDS para análise da Vulnerabilidade Ambiental.	74
3.10	Pegada Ecológica	84
3.10.1	<u>Dados utilizados</u>	85
3.10.2	<u>Cálculo da Pegada Ecológica Municipal</u>	88
3.10.3	<u>Cálculo da Biocapacidade</u>	91
3.10.4	<u>Cálculo do Balanço Ecológico</u>	95
3.10.5	<u>Ponderação dos Resultados da PE por Sub-bacias</u>	97
3.11	Avaliação dos Resultados Alcançados pelo Ecosystem Management Decision Support System – EMDS e pelo indicador Pegada Ecológica	97
3.12	Resultado Final da Avaliação da Bacia do rio Xingu	103

3.13	Validação dos Resultados	105
3.14	Considerações Finais	106
	Referências	108
	ANEXO 1 – Modelo do Questionário enviado aos Especialistas	117
	ANEXO 2 – Argumentos Fuzzy elaborados através da interface disponibilizada pelo NetWeaver	119

INTRODUÇÃO

Após a 2ª Guerra Mundial, a economia de bens de consumo se intensificou, resultando no aumento da demanda por recursos naturais, especialmente o uso de formas não-renováveis de energia, como o petróleo. Os países desenvolvidos privilegiavam o crescimento econômico indiferente à distribuição igualitária de renda e aos possíveis impactos ambientais. Para este paradigma de desenvolvimento, o Produto Interno Bruto (PIB) era o indicador de interesse.

Durante a década de 60, com vistas a monitorar os problemas sociais oriundos da desigualdade da distribuição de renda, iniciou-se o desenvolvimento de sistemas de indicadores sociais, contemplando aspectos como saúde, educação, equidade, trabalho e rendimento, perdendo o PIB, sua primazia (SCANDAR NETO, 2004).

O resultado disto é que cerca de 30% da população mundial sofre com desnutrição, e cerca de 2/3 da humanidade vive com menos do que US\$ 2,00 por dia. Apesar de a economia mundial produzir quase US\$ 41 trilhões em bens e serviços durante 1999, 45% da receita ficou para os 12% da população mundial que vive nos países industrializados. Essa minoria rica é responsável, em grande parte, pelo consumo excessivo que impulsiona o declínio ambiental (WWI, 2000).

A primeira Conferência da Organização das Nações Unidas (ONU) sobre o Meio Ambiente Humano realizada em Estocolmo em 1972 é o marco referencial para o conceito de desenvolvimento sustentável, propondo-se, como iniciativa global, a adoção de um modelo de desenvolvimento econômico que respeitasse a capacidade de renovação dos ecossistemas e identificasse os impactos do homem sobre o meio ambiente. Conforme Feldman (1997, p. 14) “*essa conferência chamou a atenção das nações para o fato de que a ação humana estava causando séria degradação da natureza e criando severos riscos para o bem estar e para a própria sobrevivência humana*”. Esse conceito é central para o novo paradigma em que cada nação deve atender as necessidades do presente sem comprometer a possibilidade de que as gerações futuras atendam as suas próprias (MARTINS, 2006).

Alguns estudiosos entendem que para medir o desenvolvimento sustentável é necessário um sistema de indicadores envolvendo três dimensões: econômica, ambiental e social.

Propostas como o Índice de Sustentabilidade Ambiental (ISA), Esty et.al., (2008), para mensurar a sustentabilidade das nações apresentam vantagens e desvantagens frente aos sistemas de indicadores de desenvolvimento sustentável. A grande vantagem é o fornecimento de um índice agregado que aborda questões relacionadas ao tema e que permite a comparação entre diferentes países, regiões e estados devido à sua simplicidade. Outras propostas para a medição da sustentabilidade seguem a lógica de avaliação dos processos de produção como sistemas alimentados por fluxos de entradas e saídas, sendo um exemplo, a pegada ecológica (*Ecological Footprint*).

A pegada ecológica se baseia na relação entre demanda humana e natureza, se apresentando como um instrumento de avaliação dos impactos antrópicos no meio natural. Segundo Wackernagel & Rees (1996) ela utiliza áreas produtivas de terra e água necessárias para produzir os recursos e assimilar os resíduos gerados por um indivíduo, uma cidade ou uma nação, sob um determinado estilo de vida, aonde quer que esteja localizada. Em outras palavras, a pegada ecológica contrasta o consumo dos recursos pelas atividades humanas com a capacidade de suporte da natureza e mostra se seus impactos no ambiente global são sustentáveis em longo prazo. Ela também possibilita que se estabeleçam referências (*benchmarks*), sendo assim possível comparar indivíduos, cidades e nações.

A ocupação humana tem causado a degradação de recursos como o solo, a água e a vegetação, e a diminuição da fauna, devido à destruição da vegetação nativa e ao uso indiscriminado de agroquímicos (pesticidas e fertilizantes). Desse modo, a água, importante recurso à manutenção da vida, vem sendo comprometida pelo mau uso. Segundo Meirelles (1997) a falta de planejamento na ocupação e uso do território contribui para intensificar os quadros de desigualdade social e destruição dos recursos naturais e de fontes de sustentabilidade humana.

Ações para mudar esse quadro vêm sendo discutidas nas últimas décadas. Nos anos 70 e 80, a conservação e preservação dos recursos naturais e a integração do homem ao meio passaram a ter grande destaque na discussão da qualidade de vida da população, Santos et al. (2008). No Brasil, a Lei Federal 6.938 de Agosto de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente define como instrumentos duas formas de planejamento ambiental: o zoneamento ambiental e a avaliação de impactos ambientais. Vêm sendo também desenvolvidas outras formas de planejamento ambiental como os planos de bacias hidrográficas,

que visam diagnosticar a região de uma bacia hidrográfica, estabelecer diretrizes para o seu desenvolvimento e para a utilização dos recursos hídricos. Tal fato pode ser ilustrado pela Lei Federal 8.171 de 17 de janeiro de 1991, que dispõe sobre a Política Agrícola, reconhece a bacia hidrográfica como unidade básica de planejamento do uso, e também pela Lei Federal 9.433 de 8 de janeiro de 1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, que definiu a bacia hidrográfica como unidade territorial para implementação dessa política e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos.

O crescente aumento da preocupação com os bens naturais e a criação de métodos, normas e leis que tentam restringir e/ou mitigar os impactos ambientais, buscam a sustentabilidade do ambiente, como em Paula e Souza (2007). Essa gestão sustentável do espaço geográfico sugere uma metodologia que sintetize a complexidade ambiental a fim de se ordenar, agrupar e analisar os dados disponíveis pelas instituições detentoras da informação e possibilite a geração de cenários com o intuito de se ter um aproveitamento racional dos recursos naturais.

Nesta perspectiva, os Sistemas de Suporte à Decisão Espacial (SSDE) que integram bases de conhecimento, Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e banco de dados, Falceta (2006), apresentam-se como instrumentos aptos a colaborar de modo que os resultados de várias ações possam ser simulados e comparados com situações existentes, permitindo ao usuário avaliar questões hipotéticas. O uso desta tecnologia visando à conservação de recursos hídricos é uma importante ferramenta para a gestão de bacias. Na tentativa de mitigar conflitos futuros, a definição de áreas de vulnerabilidade ambiental e prioridade de recuperação servem de subsídio para comitês e órgãos gestores proporem soluções eficazes.

Objetivos

Este trabalho tem como objetivo geral propor uma metodologia para subsidiar a identificação de áreas de maior vulnerabilidade ambiental em uma bacia hidrográfica através de Sistemas de Suporte à Decisão Espacial (SSDE), bem como estimar o balanço ecológico baseado no cálculo da pegada ecológica como um indicador da sustentabilidade ambiental.

Os objetivos específicos deste trabalho são:

- I) estruturar um sistema de suporte à decisão espacial (SSDE) para a avaliação da vulnerabilidade ambiental através do uso integrado dos métodos: análise multicritério baseada no processo analítico hierárquico (AHP), estruturação do conhecimento através de rede de dependência e avaliação integrada em um ambiente de suporte à decisão;
- II) calcular a pegada ecológica e a biocapacidade para estimar o balanço ecológico;
- III) aplicar os métodos propostos em um estudo de caso na bacia do rio Xingu localizada no Estado do Mato Grosso; e
- IV) avaliar o uso destes dois métodos de trabalho como subsídio à indicação de áreas de maior vulnerabilidade ambiental e menor sustentabilidade, visando subsidiar políticas públicas.

Estrutura da Dissertação

Esta dissertação de mestrado se constitui de uma Introdução e três capítulos, acrescidos das referências bibliográficas e dos anexos.

A introdução apresenta o problema a ser tratado, assim como os objetivos do trabalho. O primeiro capítulo traz uma abordagem teórica sobre a avaliação ambiental, descrevendo técnicas de processamento e análise de dados em avaliações ambientais, bem como sistemas de suporte à decisão. O segundo capítulo apresenta as metodologias utilizadas para a avaliação da vulnerabilidade ambiental através de sistemas de suporte à decisão espacial e para o cálculo da pegada ecológica. O terceiro capítulo trata do estudo de caso da bacia do rio Xingu, a aplicação da metodologia proposta, apresentação dos resultados de cada avaliação e a comparação dos seus resultados. Por fim, são apresentados as considerações finais, as recomendações, referências bibliográficas e os anexos.

1. ABORDAGEM CONCEITUAL

Neste capítulo veremos os fundamentos e conceitos necessários ao desenvolvimento da presente pesquisa.

1.1 Avaliação Ambiental

Tem sido cada vez maior a demanda por informações ambientais consistentes, que possam nortear e adequar o interesse dos diferentes atores (econômicos, políticos e sociais) no processo da tomada de decisão.

Avaliação ambiental é o processo de coletar informações sobre o estado atual e futuro da qualidade do ambiente e dos recursos naturais, analisando-os e apresentando conclusões que ajudem a decidir sobre as ações que melhorarão o estado futuro do ambiente e evitarão, diminuirão ou remediarão os danos ambientais (EEA,1998).

As avaliações ambientais podem ser utilizadas para melhorar o entendimento científico, mas o objetivo final é assistir a tomadores de decisão, oferecendo-lhes informações sobre as diversas alternativas possíveis para resolver um determinado problema e sobre as conseqüências de cada uma dessas ações, Bueno (2003). Sendo assim, as conclusões da avaliação devem ser ao mesmo tempo justificáveis para os cientistas, úteis para os tomadores de decisão e compreensíveis ao público em geral.

Os problemas ambientais são complexos e multifacetados, o que exige uma visão mais geral que reúna todos os fatores a eles relacionados. Neste caso é necessário utilizar uma avaliação integrada, que pode ser definida como um processo interdisciplinar de estruturação do conhecimento proveniente de diversas áreas científicas, de tal maneira que todos os aspectos relevantes de um problema sejam considerados para benefício do processo decisório, Rotmans (1999). Esse tipo de avaliação é uma alternativa ao usual enfoque unidisciplinar utilizado nos processos de pesquisa, pois permite a utilização de inúmeros indicadores durante a investigação.

1.2 Indicadores Ambientais

No contexto do Desenvolvimento Sustentável, a Agenda 21 da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento – UNCED (1992) ressaltou a importância do desenvolvimento de indicadores que sirvam de base para a tomada de decisão em todos os níveis e que contribuam para a sustentabilidade do meio ambiente.

Trabalhos têm sido realizados nesse sentido pela OECD - Organisation for Economic Cooperation and Development - OECD (1994); CIAT - Centro Internacional de Agricultura Tropical, da Colômbia - em conjunto com UNEP, segundo Winograd (1995); SCOPE - Scientific Committee on Problems of the Environment; WRI - World Resources Institute, segundo Hammond et al (1995); Comissão para o Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas (2001). No Brasil, o IBGE (2008) publicou os indicadores de desenvolvimento sustentável para 2008, dando continuidade à série iniciada em 2002, mais uma vez colocando à disposição da sociedade um conjunto de informações sobre a realidade brasileira, em suas dimensões ambiental, social e econômica.

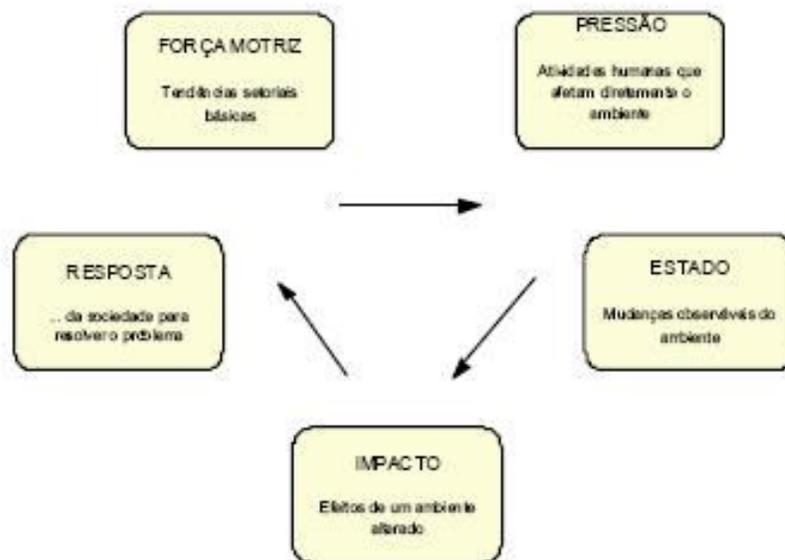
Segundo a United States Environmental Protection Agency (1995), um indicador ambiental pode ser definido como um parâmetro ou valor derivado de parâmetros que fornece informações relevantes sobre variáveis definidas referentes a padrões ou tendências do estado do ambiente, a atividades humanas que afetam ou são afetadas pelo ambiente ou sobre relações entre variáveis. Para isso, os indicadores devem fornecer informação quantitativa, de forma simples e compreensível, sendo resultado da aplicação de um modelo ou conjunto de considerações que relacionam o indicador a fenômenos mais complexos.

Para a elaboração de indicadores, um conjunto de observações, dados e conhecimentos deve ser sistematicamente ordenado e condensado em informação chave. Este conjunto forma um sistema que serve como base para a avaliação do estado vigente e do desenvolvimento do sistema analisado, Walz (2000). Isto auxilia o processo de tomada de decisão por sintetizar um grande volume de informação técnica, por definir temas prioritários e áreas de ação e por medir e divulgar informações sobre tendências, evolução e condições do ambiente e dos recursos naturais (WINOGRAD, 1995).

Isto pode ser visto no Modelo Pressão-Estado-Resposta (PER) desenvolvido pela Organization for Economic Co-Operation and Development – OECD (1993) ou em uma versão estendida, conhecida como Força Motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta (DPSIR) e adotado pela European Environment Agency para estudos de Avaliação Ambiental Integrada - EEA (1998). A estrutura de modelos citados é apresentada na Figura 1:



(a) Modelo PER



(b) Modelo DPSIR

Figura 1 – Estrutura de modelos de indicadores

Fonte: JESINGHAUS (1999)

O modelo PER organiza as informações em três grandes categorias, segundo a Soe Task Force (2000):

- . informações sobre a condição do ambiente (estado), ou seja, sobre a qualidade e o funcionamento dos processos ambientais;
- . informações sobre as atividades humanas que afetam o ambiente (pressões) e
- . informações sobre os esforços da sociedade para tratar os problemas ambientais (respostas).

Já o modelo DPSIR trata o processo de gerenciamento ambiental como um círculo consistindo em cinco estágios, estruturando o pensamento de modo a se ter um bom entendimento da dinâmica do sistema, EEA (1998):

- . **forças motrizes** são as causas que levam às pressão ambientais. Demandas humanas por agricultura, energia e transporte são exemplos destas forças;
- . as **pressões** sobre o ambiente são exercidas pelas forças motrizes, como por exemplo, na exploração de recursos naturais e emissões de poluentes;
- . o **estado** do ambiente é afetado pelas pressões, o que afeta diretamente a qualidade dos recursos naturais e sua capacidade de suporte;
- . as mudanças no estado podem levar a **impactos** na saúde, biodiversidade, ecossistemas etc;
- . por fim surge a atuação da sociedade como **respostas**, visando a resolução do problema.

As respostas dadas no processo de decisão podem agir sobre diferentes estágios do modelo DPSIR, como por exemplo, a introdução de impostos para reduzir a demanda (forças motrizes), exigir que as indústrias reduzam a emissão de poluentes (pressões) ou a implementação de programas de recuperação de áreas contaminadas (estado).

1.3 A bacia hidrográfica no contexto da avaliação ambiental

Uma bacia hidrográfica pode ser entendida como uma área da superfície terrestre que faz a drenagem da água, de seus sedimentos e de seus materiais dissolvidos para uma saída comum, em um determinado ponto do canal fluvial. Elas

podem ter tamanhos variados, que vão desde bacias do porte do rio Amazonas às bacias com poucos metros quadrados.

As bacias hidrográficas são delimitadas pela linha de cumeada, também conhecida como divisor de drenagem, uma linha divisora imaginária formada pelas partes mais elevadas do terreno, com suas grandes cristas, as quais desempenham o papel de divisor de águas. O sistema de drenagem das bacias hidrográficas é hierarquicamente organizado, sempre obedecendo à linha dos divisores de drenagem e drenando em direção ao coletor principal (CUNHA & GUERRA, 2005).

Em termos ambientais, Jenkins (1994) coloca que a bacia hidrográfica é a unidade ecossistêmica e morfológica que melhor reflete os impactos das interferências antrópicas. Constitui um sistema aberto que recebe energia fornecida pela atuação do clima e dos agentes geológico-geomorfológicos locais e elimina fluxos energéticos pela saída de água, sedimentos e materiais solúveis.

Diante disso, a bacia hidrográfica se torna uma importante unidade de planejamento, uma vez que apresenta interações complexas entre água e fatores biológicos, geológicos, geomorfológicos e sócio-econômicos dentro de seus limites.

1.4 Sistemas de Informação Geográfica

Os sistemas de informação geográfica (SIGs) são ferramentas de integração de informações espaciais. Compostos basicamente por hardware, softwares, informações espaciais e procedimentos computacionais, permitem a análise, gestão ou representação do espaço e dos fenômenos que nele ocorrem, através da combinação de dados espaciais, encontrados tipicamente em mapas, com dados não espaciais, como informações demográficas e de saúde.

Um SIG é definido por Burrough (1999) como “um conjunto poderoso de ferramentas computacionais que possibilitam a entrada, armazenamento, manipulação (consulta e análise), e saída de dados georreferenciados”. Entende-se como georreferenciados dados que têm uma referência geográfica associada aos elementos gráficos da base de dados.

Este tipo de sistema vem sendo amplamente estudado, sobretudo depois da adoção do conceito de desenvolvimento sustentável, que suscitou uma demanda crescente de metodologias de análise ambiental. A abordagem sistêmica tem sido o caminho para a aplicação de metodologias de análise dos problemas relacionados

ao ambiente, por fazer uso de ferramentas computacionais capazes de manipular grande quantidade de dados e gerar novas informações.

Uma das características dos SIGs é a grande capacidade de análise e síntese de dados, ao permitirem o processamento de dados de diversas fontes, de dados apresentados em diferentes formatos (imagens de satélites, mapas, fotografias aéreas, dados alfanuméricos) e escalas (espaciais e temporais).

Com o emprego da análise espacial é possível mensurar propriedades e relacionamentos, levando em conta a localização espacial do fenômeno em estudo, onde a idéia central é incorporar o espaço à análise que se deseja fazer. Segundo Carvalho (1998), análise espacial é o estudo quantitativo de fenômenos que são localizados no espaço. É a habilidade de se combinar dados espaciais de naturezas diversas, manipulando-os e aplicando-lhes técnicas matemáticas e estatísticas para se obter conclusões adicionais só evidentes com um estudo mais profundo e com uma espacialização dos dados.

Dentre as vantagens de utilização de um SIG está o suporte à decisão. De acordo com o princípio da racionalidade, conceito fundamental dos modelos de tomada de decisão, as decisões são tomadas entre as possíveis alternativas com base em critérios objetivos de julgamento, com o objetivo de satisfazer uma meta pré-estabelecida. A habilidade dos SIGs de incorporar dados quantitativos e qualitativos e representá-los espacialmente, produzindo diferentes hipóteses sobre o tema estudado, permite melhores escolhas por parte dos tomadores de decisão.

Várias funções dos SIGs que são vantajosas num ambiente de suporte à decisão, segundo Hall (1996):

- . coleta e gerenciamento de informações;
- . modelagem e suporte à decisão;
- . visualização e interface;
- . tomada de decisões em grupo;
- . captura e representação do conhecimento e
- . integração de dados.

Os SIGs e os Sistemas de Suporte à Decisão podem interagir de duas maneiras. A primeira é como uma caixa de ferramentas onde o SIG permite a realização de diversas análises espaciais. Na segunda, a interação ocorre sob a forma de banco de dados, onde tomadores de decisão podem extrair dados do SIG

e utilizá-los em programas de modelagem, junto com dados oriundos de outro banco ou de trabalho de pesquisa (RAHMAN, 1998).

1.5 Sistema de Suporte à Decisão (SSD ou DSS)

Um sistema de suporte à decisão (SSD) é um sistema de informação baseado no uso da computação com mecanismos que permitem examinar, modelar e simular a realidade para se implementar a solução, baseada em decisões tomadas pelo operador, de melhor viabilidade dentro dos indicadores relacionados ao modelo (PEREIRA, 2006).

Christofoletti (1999) realça que o SSD deve apresentar uma arquitetura que disponibilize ao usuário:

- . uma base de dados para dar suporte ao SSD;
- . uma interface sistema-usuário que facilite o acesso aos dados e
- . modelos que proporcionem os recursos para análises.

Assim chega-se a conclusão que a interface de um sistema de suporte à decisão deve assegurar um diálogo entre o usuário e os dados e a forma de tratamento deles, como mostra a Figura 2:

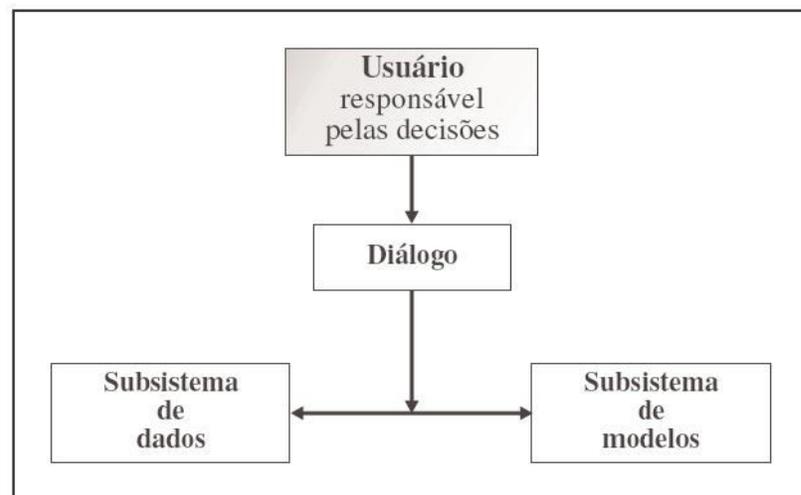


Figura 2: Configuração básica do modelo para SSD.

Fonte: CHRISTOFOLETTI, 1999.

1.5.1 Sistemas de Suporte à Decisão Espacial (SSDE)

Sistema de Suporte à Decisão Espacial é um SSD que apresenta como gerenciador da base de dados um sistema de banco de dados geográfico (SBDG) capaz de implementar os seguintes recursos da tecnologia SIG, como:

- . coleta e gerenciamento de informações;
- . modelagem e suporte à decisão;
- . visualização e interface;
- . captura e representação do conhecimento e
- . integração dos dados.

Isso permite aos usuários avaliarem uma série de questões hipotéticas no gerenciamento de decisões, o que pode ser crucial na determinação não apenas da melhor solução, mas também de qual ação deverá ser tomada.

A ligação entre um SIG e modelos analíticos específicos para tratar problemas espaciais em um SSDE ajudam na exploração, estruturação e solução de questões espaciais complexas. Silva (2000) coloca que um SSDE típico tem quatro componentes: ferramentas para análise dos dados, modelos que permitem a investigação de cenários, bancos de dados geográficos e uma interface com acesso fácil para o usuário a outros componentes (Figura 3).

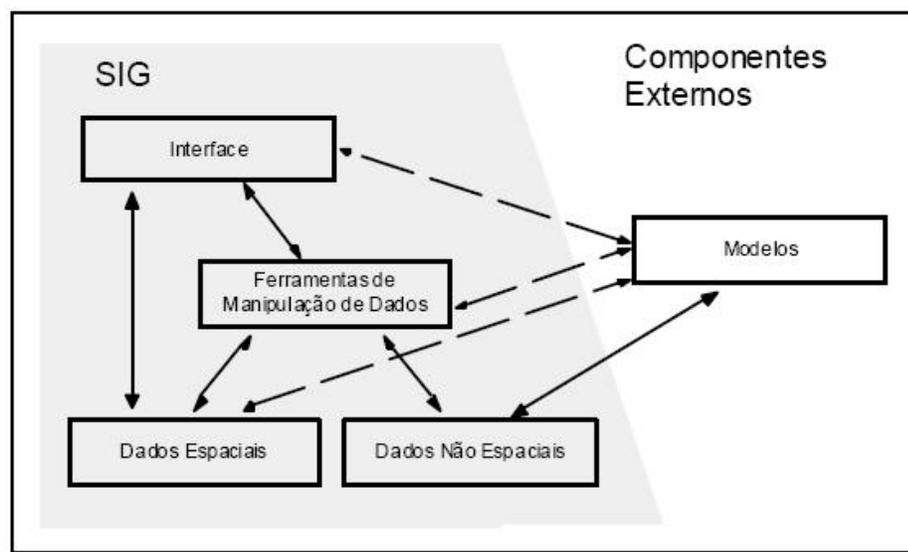


Figura 3: Sistema de suporte à decisão espacial

Fonte: KEENAN (1995)

1.6 Sistemas Baseados em Conhecimento

Sistemas baseados em conhecimento são programas que resolvem problemas complexos dentro de um domínio definido, a partir do processo de pensamento humano, que é baseado em lógica, crença, regras, opinião e experiência (PLANT e STONE, 1991).

Segundo Meirelles et al. (2005), o tipo mais comum de sistema baseado em conhecimento é o sistema especialista. Nele, o conhecimento e a experiência humana são capturados sob a forma de regras e fatos que, então, são usados para solucionar problemas.

Um elemento básico desses sistemas é o mecanismo de inferência, que aplica as regras da lógica racional para pesquisar uma base de conhecimento em busca de soluções. A importância do mecanismo de inferência se dá pelo fato de o dado bruto representar apenas um evento isolado, sem relacionamentos. A informação incorpora o entendimento de algum tipo de relacionamento, como causa-efeito, por exemplo. O conhecimento representa um padrão de conectividade das informações, oferecendo certo nível de inferência sobre acontecimentos futuros (BUENO et al., 2003; MEIRELLES et al., 2005).

Geralmente os sistemas baseados em conhecimento precisam ser construídos sobre domínios muito bem definidos, já que descrever o conhecimento de uma pessoa sobre um aspecto específico da realidade é uma tarefa bastante trabalhosa. Sua construção se dá através de processos de extração do conhecimento do especialista, que deve envolver as variáveis consideradas no raciocínio e a maneira como será feita a inferência através delas. Henriques (2001) e Pereira (2004) destacam a importância de não se dispersar do objetivo do projeto e frisam que uma modelagem direcionada pelo conhecimento do especialista permite adicionar ao mecanismo de inferência conceitos de objetividade e seletividade.

A representação do saber e da experiência do especialista é feita a partir da construção de bases de conhecimento, que são uma especificação lógica formal para a interpretação da informação. Interpretando Reynolds (1999a), percebemos que base de conhecimento é um conjunto de conhecimentos que foi organizado dentro de uma estrutura formal sintática e semântica e que permite inferências sobre um problema.

1.7 Técnicas para integração de dados através de análise espacial

As pesquisas ambientais multitemáticas são verticalizadas e geram produtos cartográficos temáticos disciplinares de características analíticas, que são reunidos para a obtenção de produtos de síntese. Os produtos temáticos analíticos são aqueles que tratam setorizadamente temas relacionados aos aspectos físicos, bióticos e sócio-econômicos. Os produtos multitemáticos são integrados para a elaboração de produtos de síntese que podem ser, por exemplo, cartas de unidades ambientais, de qualidade ambiental, de fragilidade etc.

O procedimento básico para sintetizar os dados espaciais multitemáticos usados no planejamento é a sobreposição de cartas, comumente denominada *overlay*. Segundo Ortolano (1984), ela envolve quatro passos:

- a identificação dos fatores a serem incluídos no planejamento,
- a preparação de uma carta do inventário para cada fator mostrando sua variabilidade sobre a área de estudo,
- a criação de cartas compostas (ou síntese) pela sobreposição de duas ou mais cartas do inventário, e
- a análise das cartas-síntese para inferir sobre o planejamento.

Lógica Booleana – “Crispy”

As variáveis pelo modelo booleano assumem valores binários de **sim** (1) e **não** (0), não havendo consideração pelos valores intermediários. A pouca flexibilidade desta lógica proporciona a perda da informação “mais ou menos” por ser expressa na forma binária.

A simplicidade deste modelo, onde cada mapa é uma condição contendo evidências, é colocado por Meirelles (1997) como a sua principal característica. Apesar da fácil aplicação, sua utilização é considerada inapropriada no progresso de alguns estudos, como levantamentos de solos e análises da paisagem, por se basear no simples conceito de unidades discretas, básicas e homogêneas.

Lógica Nebulosa – “Fuzzy”

Este método oferece uma métrica para expressar o grau em que uma observação de alguma variável pertence a um conjunto que representa um conceito. Este método se difere do método booleano por admitir valores lógicos intermediários

entre o **falso** (-1) e o **verdadeiro** (1), como por exemplo, o valor médio “**talvez**” (0). Isto significa que o valor lógico nebuloso é um valor qualquer no intervalo entre -1 e 1.

Um exemplo do funcionamento desse modelo quando comparado ao booleano é apresentado por Reynolds (1999b) ao avaliar a maturidade do ser humano (Figura 4). A lógica binária ou booleana se faz presente na classificação para fins legais: o indivíduo é considerado maior de idade ao completar 21 anos. Dessa forma, ao empregarmos o modelo booleano, uma pessoa com 20 anos e 364 dias não é madura, e outra com um dia a mais de vida é madura. Considerando que a maturidade é adquirida ao longo dos anos: com 5 anos uma criança não tem qualidades de um adulto; com 13 algumas características da maturidade já podem ser observadas; entre os 18 e 20 anos, alguns indivíduos já demonstram todas as qualidades um adulto; essa característica pode ser melhor representada pelo modelo fuzzy.

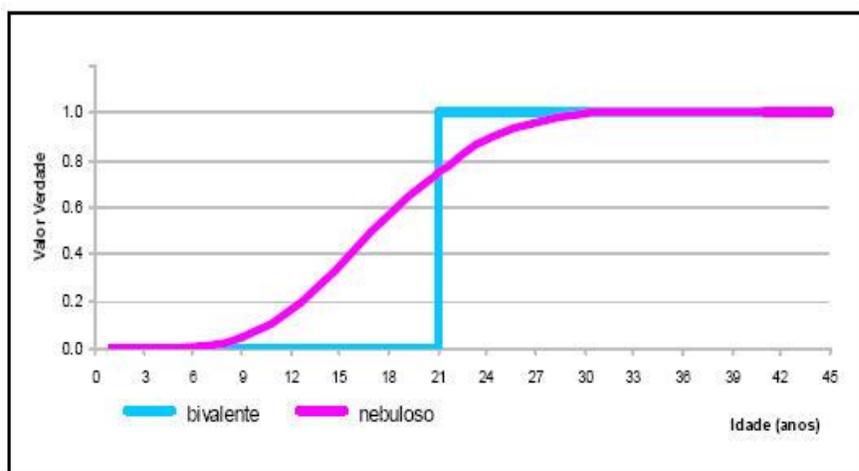


Figura 4 – Representação do conjunto “Maturidade”

Fonte: REYNOLDS (1999b)

O método fuzzy não é probabilístico por permitir a determinação de possibilidades nas quais indivíduos se encaixam nas especificações externas definidas. Ele pode ser aplicado através de alguns operadores que são utilizados para definir diferentes graus de pertinência do conjunto: **fuzzy mínimo**, **fuzzy máximo**, **fuzzy média**, **fuzzy gama** e **fuzzy ponderado** (MEIRELLES, 1997).

1.8 Processo Hierárquico de Análise

“Embora exista uma variedade de técnicas para a definição de pesos, Eastman et al. (1995) descrevem a técnica do Processo Analítico Hierárquico (Analytical Hierarchy Process – AHP), desenvolvida por Saaty (1992), como sendo a mais promissora no contexto do processo de tomada de decisão” (MOREIRA 2001, p.30).

Basicamente, trabalha com o questionamento de qual é a importância de um critério A em relação a um critério B, através de uma comparação par a par, empregando os índices expostos na Tabela 1.

Tabela 1: Índices de preferência da técnica AHP

O quanto A é importante em relação a B?	Índices de preferência assumidos
Igualmente importante	1
Moderadamente mais importante	3
Fortemente mais importante	5
Muito fortemente mais importante	7
Extremamente mais importante	9

Fonte: Moreira (2001)

Segundo Pereira (2006) para a aplicação desta técnica, organizam-se os critérios de avaliação em uma tabela que resultará em uma matriz simétrica. Nela, as linhas e as colunas, na mesma ordem, são os critérios a serem ponderados e a diagonal principal é preenchida com valores unitários. Nas demais células se informa o nível de importância do critério da linha em relação ao da coluna que intercepta.

A seguir é apresentado todo o procedimento da AHP:

1. Elaboração da matriz critérios $C_m \times n$ (apresenta a diagonal principal unitária) a partir da tabela de comparação pareada;

$$C_{ij} = \begin{vmatrix} c_{11} & c_{12} & \dots & c_{1j} \\ c_{21} & c_{22} & \dots & c_{2j} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ c_{i1} & c_{i2} & \dots & c_{ij} \end{vmatrix} \therefore c_{in} = \frac{1}{c_{nj}} \quad (1)$$

2. Construção da matriz soma das colunas $SC_m \times n$ onde cada elemento da diagonal corresponde ao inverso da soma da coluna correspondente na matriz C ;

$$SC_{ij} \begin{vmatrix} SC_{11} & SC_{12} & \dots & SC_{1j} \\ SC_{21} & SC_{22} & \dots & SC_{2j} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ SC_{i1} & SC_{i2} & \dots & SC_{ij} \end{vmatrix} \equiv \begin{vmatrix} \left(\sum_{i=1}^{i=j} c_{i1}\right)^{-1} & 0 & \dots & 0 \\ 0 & \left(\sum_{j=1}^{i=j} c_{i2}\right)^{-1} & \dots & 0 \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 0 & 0 & \dots & \left(\sum_{j=1}^{i=j} c_{ij}\right)^{-1} \end{vmatrix} \quad (2)$$

3. Cálculo da matriz Normalizada $N_m \times n$ através do produto escalar entre matriz C e a matriz SC . O produto apresentado abaixo exhibe, para cada elemento, as parcelas da multiplicação com resultado diferente de zero, assim onde deveria constar $C_{11} * SC_{11} + C_{21} * SC_{12} + C_{31} * SC_{13}$ está representado tem-se $C_{11} * SC_{11}$, o mesmo para os demais;

$$N_{ij} = C_{ij} \cdot SC_{ij} = \begin{vmatrix} n_{11} & n_{12} & \dots & n_{1j} \\ n_{21} & n_{22} & \dots & n_{2j} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ n_{i1} & n_{i2} & \dots & n_{ij} \end{vmatrix} \equiv \begin{vmatrix} c_{11} * SC_{11} & c_{12} * SC_{22} & \dots & c_{1j} * SC_{33} \\ c_{21} * SC_{11} & c_{22} * SC_{22} & \dots & c_{2j} * SC_{33} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ c_{i1} * SC_{11} & c_{i2} * SC_{22} & \dots & c_{ij} * SC_{33} \end{vmatrix} \quad (3)$$

4. Cômputo da matriz $ML_n \times 1$ que é a média das linhas da matriz N (matriz coluna) e representa as prioridades de cada critério.

$$ML_{jx1} = \begin{vmatrix} ml_{11} \\ ml_{21} \\ \vdots \\ ml_{i1} \end{vmatrix} \equiv \begin{vmatrix} \sum_{j=1}^{j=j} n_{1j} \\ \sum_{j=1}^{j=j} n_{2j} \\ \vdots \\ \sum_{j=1}^{j=j} n_{ij} \end{vmatrix} \therefore \sum_{i=1}^{i=i} ml_{i1} = 1,00 \quad (4)$$

5. Análise da consistência – divisão por $(n - 1)$ da subtração de n do produto escalar

$$\left((C \cdot ML) \cdot |1| \right)$$

$$\text{Consistência} = \frac{((C \cdot ML) \cdot |1|) - n}{n - 1} \leq 0,1 \quad (5)$$

A indicação de contradições na comparação pareada dos critérios ocorre quando o valor calculado na análise de consistência for superior a 0,1.

1.9 Análise Multi-Critério

A decisão no contexto da avaliação ambiental - por envolver, geralmente, problemas complexos, grande quantidade de informação e diversos grupos - requer um processo estruturado, em que é de grande utilidade o emprego de métodos de auxílio à tomada de decisão. Dentre esses, segundo Fildalgo (2003), incluem-se os métodos de análise multicritério ou multi-objetivo. Eles se destinam à investigação de um número de possibilidades à luz de múltiplos critérios e prioridades conflitantes, Voogd (1983), e têm sido bastante empregados em apoio à tomada de decisão.

Giuliano (1985) salienta que um modelo de um único objetivo não reflete adequadamente as preferências da comunidade e do responsável pela tomada de decisão. O processo decisório na avaliação ambiental envolve objetivos múltiplos e conflitantes, por exemplo, minimização de custos, minimização da poluição e maximização dos benefícios. Além disso, os indivíduos ou grupos que participam do processo, normalmente não têm as mesmas preferências em relação aos objetivos do projeto. E ainda, diante das incertezas quanto aos resultados do projeto, as preferências dificilmente são definidas. Devido a esses fatores, um conjunto de objetivos não pode ser reduzido a um único objetivo e, conseqüentemente, não há uma única solução ótima para ele.

Os métodos multiobjetivos e multicriteriais se tornam particularmente adequados a esse tipo de problema em que são consideradas várias funções objetivo ou vários critérios a serem analisados em conjunto. Geralmente esses objetivos não são comensuráveis, não podendo ser agrupados em uma única expressão matemática. O problema da otimização envolve funções de maximização e minimização, que são representadas por funções de variáveis, com restrições

definidas. Como em problemas multiobjetivos se têm várias funções, podem-se obter várias soluções factíveis. A região das soluções viáveis ou factíveis é o conjunto de todos os vetores de variáveis de decisão que atendem a todas as restrições do problema. A solução ótima é aquela que aponta para o melhor (maior ou menor, dependendo do objetivo) valor da função objetivo.

A AMC, implementada em Sistema de Informação Geográfica (SIG), processa dados espaciais por meio de agregação de critérios com a finalidade de gerar variáveis objetivos, como índices de favorabilidade, vulnerabilidade, etc., como visto em Mendes (2001), Fuller et al (2002) e Costa et al. (2003). A integração temática envolve principalmente a álgebra de mapas, Câmara (2003), e lógica nebulosa, que integram o modelo por AMC baseado no conhecimento de especialistas.

A contribuição de cada critério no modelo, requer que os mesmos sejam hierarquizados de acordo com seu grau de importância ou relevância, o que é feito por meio de pesos, ou coeficientes.

Isto pode ser realizado por meio de rede de dependência, uma representação formal lógica da análise multicriterial estabelecendo relações lógicas entre as variáveis de um sistema.

1.10 A Pegada Ecológica

A pegada ecológica é um indicador proposto para a medição de desenvolvimento sustentável com o objetivo de ser simples e de fácil entendimento. Consiste no cálculo da área necessária para garantir a sobrevivência de uma determinada população, fornecendo energia e recursos naturais e assegurando a capacidade de absorver os resíduos produzidos por tal sistema, Bellen (2007). Baseado na teoria de sistemas, para seu cálculo contabilizam-se as entradas e saídas dos fluxos de matéria e energia de um dado sistema, convertendo-os em área correspondente. Desta forma, tem-se uma estimativa da área terrestre e aquática, biologicamente produtiva, necessária para a disponibilização de recursos ecológicos e serviços – alimentos, fibras, madeira, terreno para construção e terrenos para a absorção do dióxido de carbono (CO₂) emitido pela combustão de combustíveis fósseis - desta população.

O cálculo da pegada ecológica se fundamenta no conceito de capacidade de carga (biocapacidade), que em outras palavras é a carga máxima que pode ser imposta a um ambiente de maneira que a sustentabilidade da região seja respeitada.

O método da pegada ecológica parte de premissas de modo a simplificar os cálculos do indicador (WACKERNAGEL & REES, 1996):

- a) todos os tipos de energia, o consumo de materiais e a descarga de objetos e resíduos demandam uma capacidade de produção e/ou absorção de uma área com dimensões finitas de terra e água;
- b) os cálculos consideram apenas as receitas mais importantes determinadas por valores econômicos, tecnológicos e sócio-culturais para a área estudada;
- c) o modelo considera apenas cinco pontos (apropriação de recursos renováveis, extração de recursos não renováveis, absorção de rejeitos, destruição do solo e depleção de recursos hídricos) como forma de apropriação dos serviços da natureza pela atividade humana; além disso, o método não contabiliza em duplicidade uma área quando a mesma produz um ou mais destes serviços simultaneamente;
- d) a maior parte das estimativas realizadas pelo método é fundamentada em médias de consumo nacionais e produtividade das terras mundiais com vistas a facilitar comparações entre regiões e países;
- e) o método adota uma classificação para os dados estatísticos sobre o consumo com base em cinco categorias (alimentação, habitação, transporte, bens de consumo e serviço) de modo a simplificar a coleta de dados; e
- f) é utilizada uma taxonomia simples de produtividade ecológica, atualmente envolvendo cinco categorias de território ou área definida (território de disponibilidade limitada, território construído, território de energia, território terrestre bioproductivo e território aquático bioproductivo).

As terras disponíveis para suprir as demandas das atividades humanas são classificadas em:

. Território de disponibilidade limitada: estas áreas não são contabilizadas no cálculo da pegada ecológica. Destacam-se: a) áreas de biodiversidade: compreende as florestas virgens com função de proteger a biodiversidade (espécies animais e

vegetais) e assimilar as emissões de gás carbônico; e b) áreas não produtivas: são aquelas que não possuem capacidade produtiva para a demanda humana, por exemplo, os desertos e as geleiras;

. Território construído: são os ambientes construídos para habitação, comércio, indústria, infra-estrutura e jardins. Significa o consumo de terras bioprodutivas por construções, existindo, simultaneamente, uma perda de território bioprodutivo naquela área;

. Território de energia: território apropriado pela utilização de energia fóssil. Esta área corresponde ao montante de área necessária para a absorção do CO₂ emitido pelo consumo de energia fóssil (petróleo ou carvão);

. Território terrestre bioprodutivo: terras cultiváveis para agricultura, áreas de pastagens e florestas para corte de madeira. Nesse caso, as áreas de floresta para atender a demanda de madeira também previnem a erosão do solo, colaboram para a estabilidade climática e a manutenção dos ciclos hidrológicos, além da proteção da biodiversidade;

. Território aquático bioprodutivo: são áreas destinadas à pesca, e para isso, é preciso áreas produtivas marítimas e fluviais.

O cálculo deste indicador parte do princípio de que para cada item consumido existe uma determinada área terrestre necessária para fornecer os recursos de matéria e absorver os resíduos do mesmo. Então, para se especificar a área total requerida para suportar o consumo de determinado item é preciso estimar a porção de terra utilizada. É importante lembrar que, devido à grande dificuldade de estimar a demanda de área para provisão, manutenção e disposição de muitos bens de consumo, os cálculos ficam restritos às categorias de bens de maior importância e a alguns itens individuais.

Louette (2008) coloca que é possível avaliar a pegada ecológica em associação a outros indicadores de desenvolvimento, a fim de se ter avaliações mais consistentes. A Figura 5 identifica a relação existente entre o indicador de desenvolvimento humano e a pegada ecológica.

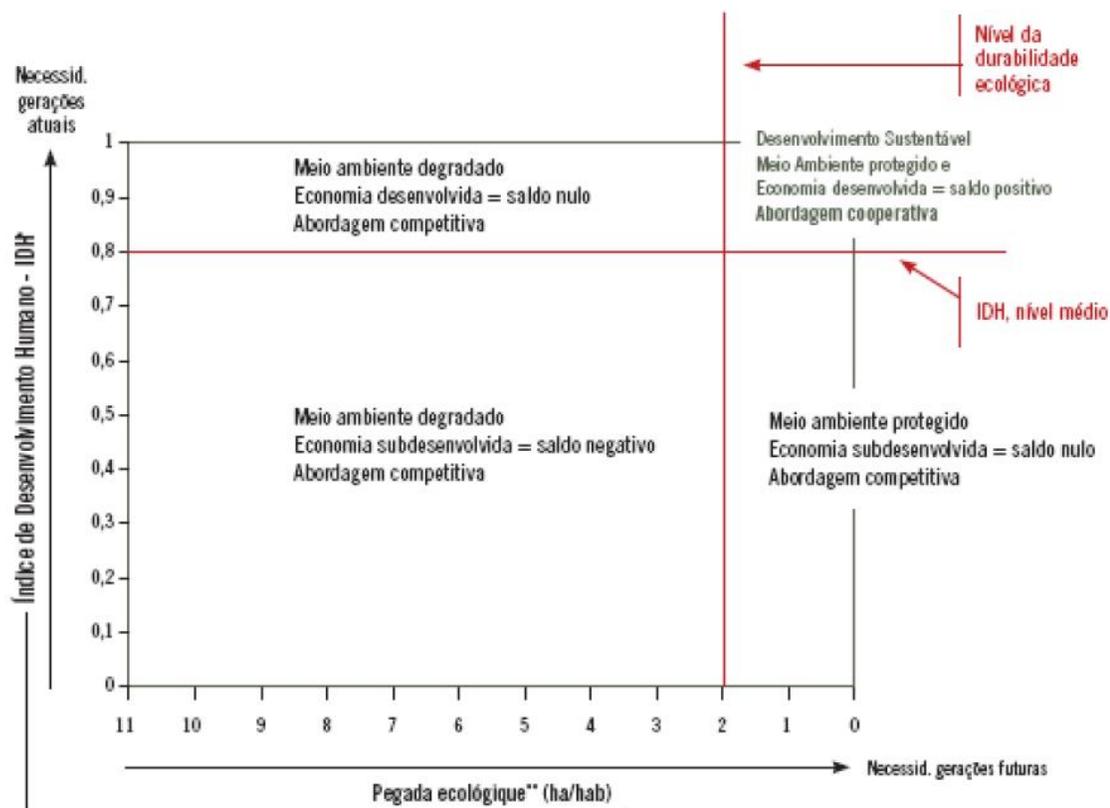


Figura 5: Relação IDH x Pegada Ecológica

Fonte: LOUETTE, 2008.

1.10.1 Biocapacidade

A biocapacidade é um componente da pegada ecológica. Ela representa a taxa máxima de produção de recursos numa dada área geográfica, considerando a tecnologia utilizada pela sua população atual. Sua estimativa baseia-se na quantidade de área bioprodutiva que é responsável pela oferta de recursos.

O National Footprint Accounts Guidebook (2008) define área bioprodutiva como espaço biologicamente produtivo e/ou que protege a biodiversidade. Consistem em florestas nativas, pastos, cerrados, savanas, etc.

A média da bioprodutividade difere entre os diversos usos da terra, assim como entre os países. As comparações neste nível em relação à pegada ecológica e biocapacidade geralmente são expressas em unidades da média mundial de cada tipo de área bioprodutiva, denominadas hectares globais. Para isso são utilizados os fatores de equivalência, que são responsáveis por converter as áreas reais, em

hectares, de diferentes tipos de uso do solo em sua área equivalente em hectares globais (Calculation Methodology for the National Footprint Accounts, 2010).

Em 2005 a área bioprodutiva em terra e água do planeta foi de aproximadamente 13,4 bilhões hectares. A biocapacidade mundial foi 13,4 bilhões de hectares globais. Embora apresentem valores similares, a distribuição desses indicadores por tipo de uso da terra é diferenciada conforme se observa na Figura 6.

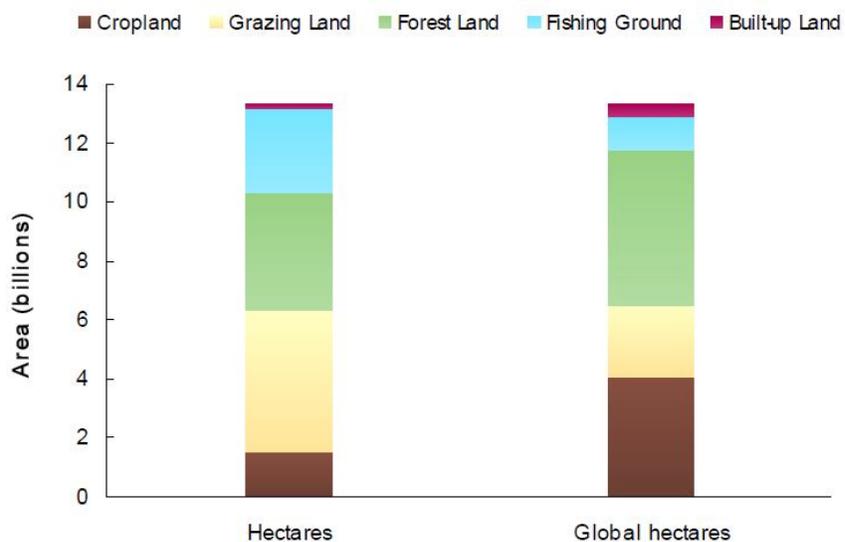


Figura 6: Área bioprodutiva (em hectares) e biocapacidade (em hectares globais) mundial por tipo de uso da terra.

Fonte: National Footprint Accounts Methodology, 2006.

Para que a sociedade seja considerada sustentável, a pegada ecológica deve ser menor que a biocapacidade da região. A comparação entre elas traduz o balanço da sustentabilidade dessa área. Se a pegada for superior à biocapacidade, estamos perante uma situação de déficit ecológico, caracterizando um cenário de “superexploração” (Figura 7).

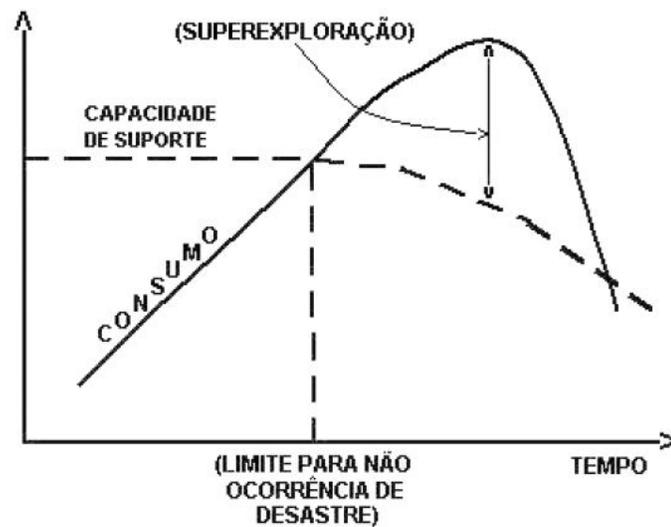


Figura 7: Situação de déficit ecológico

Fonte: EDE, 2001 e WACKERNAGEL e REES, 1996

Bellen (2007) cita como vantagem do método o fato de que ele não procura definir a população para uma determinada área geográfica em função da pressão sobre o sistema, e sim calcular a área requerida por uma população de um determinado sistema para que ele se mantenha indefinidamente. Por outro lado, alguns autores como Bossel (1999) levantam a questão de que o sistema não atua na dimensão social e não considera a interferência de atores sociais, devido ao modelo ser fundamentado em fluxos de energia e matéria.

A abordagem simplificada do indicador é relatada como um fator negativo, pois, apesar de facilitar o cálculo, não captura todos os aspectos da realidade, já que não envolve todas as variáveis de cada sistema. Como exemplo, Wackernagel e Rees (1996) citam as dificuldades na quantificação da biodiversidade, estabilidade climática entre outros. Ainda que tais funções sejam essenciais para o bem-estar humano e sejam amplamente utilizadas pela sociedade em geral, não são incorporadas ao método.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo serão descritos os procedimentos utilizados para elaboração do trabalho, que visa avaliar a vulnerabilidade ambiental da bacia do rio Xingu através do uso de sistemas de suporte à decisão espacial e do método da pegada ecológica. A metodologia aqui proposta visa dar prosseguimento aos esforços de Bueno (2003) e Pereira (2006) no uso do Sistema de Suporte à Decisão para Gerenciamento de Ecossistemas – EMDS, Desenvolvido pelo USDA Forest Service Natural Resource Information, sediado em Corvallis, Oregon, EEUU (USDA, 1996).

Pereira (2006) propôs uma metodologia que envolve técnicas computacionais e de análise espacial para aplicação aos Zoneamentos Sócio Ecológico - Econômicos (ZSEE), visando auxiliar avaliações, integrações temáticas e geração de cenários. Para isso, criou um ambiente (*framework*) que se utiliza dos seguintes sistemas computacionais, aqui apresentados nas versões atualizadas usadas neste trabalho:

1. Criterium Decision Plus (CDP 3.0) – sistema de suporte à decisão usado para calcular os pesos atribuídos a cada critério (<http://www.infoharvest.com/>);
2. NetWeaver, versão 16.3.2 – ambiente computacional para geração da base de conhecimento através de redes de dependência (<http://www.rules-of-thumb.com/>);
3. Ecosystem Management Decision Support System (EMDS), versão 3.1 – ambiente computacional para gerar a análise ambiental (<http://institute.redlands.edu/emds/index.htm>) e
4. ArcGis, versão 9.1 – sistema de informação geográfica para disponibilização da informação espacial.

Segundo Meirelles (2005) e Pereira (2006), a metodologia para o uso deste SSD consiste em cinco etapas:

- i) definição das variáveis a serem observadas;
- ii) espacialização das variáveis;
- iii) cálculo dos pesos a serem atribuídos a cada critério no CDP;

- iv) elaboração das redes de dependência e definição das funções associadas a cada critério, através da atribuição dos valores da função de pertinência fuzzy para cada uma das variáveis no programa NetWeaver; e
- v) execução e avaliação final através da extensão EMDS para ArcGIS 9.1.

2.1 Definição das variáveis

O ponto de partida do trabalho foi definir quais fatores físicos, ambientais e econômicos mais interferiam no equilíbrio ambiental de uma bacia hidrográfica. As informações referentes às características físicas do ambiente são denominadas “Estado” e as informações referentes à ação antrópica, são denominadas “Pressão”. Essa denominação é proveniente do modelo Pressão - Estado – Resposta (PER) (OECD, 1993).

2.2 Espacialização das variáveis

A utilização do EMDS requer que os dados incorporados à avaliação estejam espacializados. Com o intuito de organizar o processamento dos dados levantados, foi criado um projeto em ambiente SIG (ArcGIS 9.1) onde foram reunidas as variáveis em formato espacial selecionadas.

2.3 Cálculo dos pesos no Criterium Decision Plus – CDP

A importância de cada variável na avaliação foi definida associando-se pesos aos critérios de análise de cada variável. Para tal, inicialmente foi realizada uma consulta a especialistas, os quais atribuíram pesos de 1 a 9 a cada variável selecionada. Os resultados obtidos foram analisados em conjunto utilizando-se o programa *Criterium Decision Plus* (CDP), um sistema de suporte à decisão.

O Programa CDP permite ao usuário utilizar a técnica AHP (Processo Analítico Hierárquico) desenvolvida por Saaty (1992). De acordo com Pereira (2006), a técnica AHP consiste na análise das variáveis para a tomada de decisão par a par, estando introduzida nessa, a análise da consistência das comparações. O CDP disponibiliza duas formas (Figura 8) de se trabalhar com a AHP: 1) *full pairwise* – em que o programa realiza comparação par a par entre todas as variáveis da avaliação,

e, 2) *abbreviated pairwise* em que a comparação é realizada de acordo com a posição em que as variáveis foram posicionadas em um diagrama previamente elaborado.

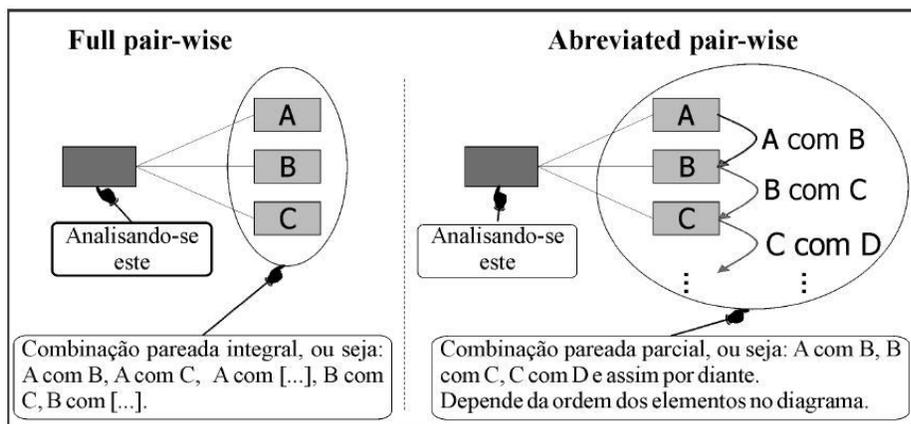


Figura 8: Comparação entre as técnicas AHP full pairwise e abbreviated pairwise

Fonte: PEREIRA, 2006

Neste caso, aplicou-se a técnica *full pairwise*, onde as variáveis são comparadas par a par o que possibilita a detecção de inconsistências na atribuição dos pesos.

2.4 Análise Multicriterial

Para esta etapa de análise multicriterial foi utilizado o aplicativo NetWeaver, que se baseia na lógica difusa ou nebulosa (*fuzzy*). O programa possibilita o desenvolvimento de regras que podem ser armazenadas em bases de conhecimento. As regras descrevem as relações lógicas ou funções objetivo para as variáveis ambientais. No caso deste trabalho, as regras expressam a relação entre as variáveis selecionadas e a vulnerabilidade das áreas.

Segundo Meirelles et al. (2005), os passos para a geração da rede de dependência são:

- I) criar os *data links* simples (*simple data link*) e/ou de calculo (*calculated data link*) – o campo *Alias* de cada data link a ser criado tem que ter um campo correspondente na tabela do mapa a ser utilizado;
- II) criar os objetivos de análise (*goal*) – os objetivos de análise são grupos de data links, que são agregados através de nós/operadores lógicos;

- III) criar os grupos de análise (*goal group*) – os grupos de análise são conjuntos de objetivos de análise;
- IV) estabelecer as ligações dos data links com os bancos de dados mantenedores das instâncias requeridas no *Alias*;
- V) associar os data links aos objetivos de análise com a mesma estrutura do modelo hierárquico do CDP, adotando os pesos definidos no mesmo e aplicando os operadores pertinentes à avaliação;
- VI) salvar e disponibilizar a base desenhada para a função EMDS no ArcGis para espacialização dos resultados.

2.5 Avaliação no EMDS

Depois da conclusão da elaboração da base de conhecimento no NetWeaver, torna-se viável a execução da avaliação com o EMDS, Meirelles et al. (2007). Para isso é necessário habilitar a extensão EMDS no ArcGis e tornado disponível suas interfaces. A seguir procedem-se as demais etapas:

- I) adiciona-se todos os mapas temáticos necessários ao trabalho;
- II) na guia do EMDS cria-se uma nova avaliação (*new assessment*);
- III) associam-se os mapas temáticos ou *layers* da avaliação. O programa exibe uma janela com as opções de *layers* a selecionar. O EMDS somente trabalha com as camadas selecionadas, caso exista uma camada que esteja indicada no NetWeaver e essa não esteja indicada como camada associada, os seus dados não serão considerados pelo EMDS;
- IV) seleciona-se a área de estudo;
- V) cria-se uma nova análise (*new analysis*) – em uma mesma avaliação pode-se realizar várias análises;
- VI) carrega-se a base de conhecimento (*load knowledge base*);
- VII) adiciona-se como tópico (*add topic*) a avaliação que se deseja executar;

VIII) confere-se se todos os dados estão sendo lidos (*data requirements*) – caso não estejam todos disponíveis é necessário ativar como camada associada e/ou coincidir as *Alias* do NetWeaver com os das tabelas do ArcGis;

IX) executa-se a análise (*run*) e

X) avaliam-se os resultados alcançados.

2.6 Cálculo da Pegada Ecológica e da Biocapacidade

Com base no exposto no National Footprint Accounts Guidebook (2008), foram sintetizados os procedimentos para a estimativa da área do espaço ecológico necessária para garantir a sobrevivência de uma determinada população. Assim, a metodologia adotada para a pegada ecológica é apresentada a seguir:

- a) calcula-se a média anual de consumo de itens particulares de dados agregados, nacionais ou regionais através da divisão do consumo total pelo tamanho da população – consumo anual per capita;
- b) calcula-se ou estima-se a área apropriada per capita para a produção de cada um dos principais itens de consumo, selecionados a partir da simplificação considerada, através da divisão do consumo anual per capita pela produtividade média anual;
- c) calcula-se a área da pegada ecológica média por pessoa através da soma das áreas apropriadas per capita por item de consumo calculados na alínea b; e
- d) calcula-se a área da pegada ecológica total através da multiplicação da área da pegada ecológica média por pessoa pelo tamanho da população total.

Da mesma forma, a metodologia usada para o cálculo da biocapacidade também seguiu a proposta do National Footprints Accounts Guidebook (2008) que é descrita a seguir:

- a) calcula-se a área total de cada um dos cinco principais usos do solo na área de estudo;
- b) multiplica-se a área total de cada uso pelo seu respectivo rendimento médio anual, a fim de se chegar a capacidade bioprodutiva (biocapacidade) de cada um dos usos na área de estudo;
- c) multiplica-se o valor da capacidade bioprodutiva de cada uso pelo seu fator de equivalência. Assim teremos a biocapacidade de cada uso em Gha;
- d) soma-se os resultados da biocapacidade referente a cada uso para se chegar a biocapacidade total da área estudada;
- e) divide-se a biocapacidade da área de estudo pelo total da população para se chegar a biocapacidade per capita.

Os resultados dos cálculos devem ser expressos em hectares Globais (Gha). Todas as medidas, tanto de consumo (pegada ecológica), como de capacidade (biocapacidade) devem estar expressas nesta unidade (GLOBAL FOOTPRINT NETWORK, 2006a, p. 4).

A metodologia de cálculo do indicador pegada ecológica e da biocapacidade pressupõe também a utilização dos chamados fatores de equivalência. O fator de equivalência dependerá do tipo de produção, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2: Fatores de equivalência

Área	haG/ha
Colheitas	2,1
Pastagens	0,5
Floresta	1,4
Pescas	0,4
Construção	2,2
Produção energia hidroelétrica	1,0
Combustíveis fósseis (floresta)	1,4

Fonte: WACKERNALGEL et. al. (2005)

3. ESTUDO DE CASO

Neste trabalho utilizou-se de sistemas de suporte à decisão espacial e do indicador pegada ecológica para se avaliar a vulnerabilidade ambiental e a sustentabilidade da bacia do rio Xingu, localizada no Estado do Mato Grosso.

3.1 Introdução

Neste contexto de mudança de paradigma no que se refere ao desenvolvimento socioeconômico e dos padrões de consumo, o Estado do Mato Grosso pode ser colocado como uma região que é alvo de vários impactos decorrentes do modelo de desenvolvimento que privilegiou durante um bom tempo o PIB e que agora clama por maiores cuidados com o meio ambiente.

Durante as últimas décadas a Amazônia mato-grossense vem sofrendo em sua paisagem grandes transformações, sobretudo a partir da década de 70, advindas de políticas públicas de incentivo à ocupação territorial e programas de desenvolvimento regional, além da modernização da agricultura (KUMMER, 2009).

Em 30 anos de história de ocupação depois dos índios, esta área se tornou alvo de grandes desmatamentos com a abertura de rodovias, a expansão de núcleos urbanos, a implantação de projetos agropecuários extensivos e a intensa extração de madeira. Em decorrência deste modelo de colonização baseado nas atividades agrícola e pecuária e visando à colocação do Mato-Grosso no mercado global, ocorreram alterações no ambiente que comprometeram os recursos naturais.

Segundo Villas Boas et al. (2000), o rio Xingu é emblemático pela sua dimensão ambiental, ao atravessar dois grandes estados brasileiros, Pará e Mato Grosso, abrangendo os biomas Amazônia e Cerrado; pelo seu valor histórico-cultural, na sobrevivência de vários povos indígenas, e de famílias ribeirinhas, tradicionalmente extrativistas de castanha-do-pará e outros produtos não madeireiros no médio e baixo Xingu; pela sua importância econômica, ao mobilizar milhares de pescadores amadores todo o ano; e pela sua beleza natural, usufruída pela população urbana e pelos turistas nacionais e estrangeiros.

3.2 Área de Estudo

O Estado do Mato Grosso situa-se na região centro-oeste do país, com extensão territorial de 906.807 km², entre as coordenadas LAT -9°30'52" e 14°54'47" Sul e LONG 51°17'57" e 55°27'30" Oeste.

Possui uma grande disponibilidade hídrica, sendo banhado por três grandes bacias: Amazônica, Platina e Araguaia-Tocantins. O estado do Mato Grosso é considerado um exportador de águas, pois, com raras exceções, os rios que drenam seu território não recebem contribuições das regiões do entorno. Diante disso, torna-se necessário o efetivo gerenciamento dos recursos hídricos superficiais, a fim de se conseguir a manutenção da qualidade das águas para além de seus limites político-administrativos.

As sub-bacias que compõem a bacia Amazônica são: bacia do Guaporé, bacia do Juruena – Arinos, bacia extremo Noroeste - Aripuanã, bacia do Teles Pires e bacia do rio Xingu.

A bacia do rio Xingu, com seus 511 mil km², está situada entre os estados do Pará e do Mato Grosso. Entretanto, devido ao fato dos dados disponíveis para a geração de cenários abrangerem apenas o território mato-grossense, a parte da bacia que compete ao estado do Pará não foi analisada. Dessa forma, a área estudada restringe-se a região dos formadores do Xingu, ou seja, a parte da bacia localizada no estado do Mato Grosso, que abrange 176.447 km² do estado. Este recorte da bacia visa ainda avaliar de forma mais profunda a situação na região da cabeceira do rio, uma área de extrema importância para a manutenção da qualidade da água em toda a bacia (Figura 9)

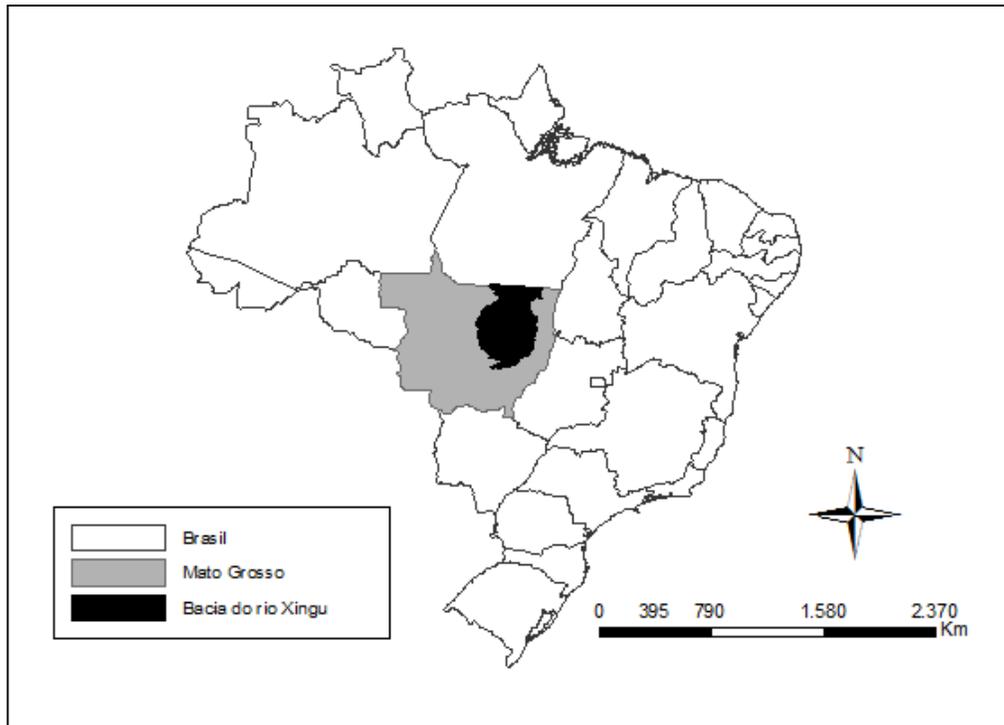


Figura 9: Mapa de localização da bacia do rio Xingu – MT

As nascentes do rio Xingu estão situadas em altitudes da ordem de 600m, na junção da Serra do Roncador com a Serra Formosa. Esta região abriga o Parque Indígena do Xingu, o primeiro parque indígena do Brasil, sendo a principal fonte de água e alimentos para uma população de cerca de 4.500 índios que vivem no Parque, segundo o ISA (2003). Da área original de floresta nas áreas indígenas, apenas 3,8% havia sido desflorestada até 2005 de acordo com Monteiro et al. (2009). Porém, em seu entorno, onde se encontra a maior parte das nascentes dos formadores do rio Xingu, a situação é bastante diversa, observando-se a intensificação do desmatamento e do uso das terras

3.3 Métodos

A aplicação da metodologia na porção mato-grossense da bacia hidrográfica do rio Xingu seguiu os seguintes passos:

- a) Seleção das variáveis necessárias para a análise da vulnerabilidade ambiental;

- b) Espacialização das variáveis;
- c) Consulta aos especialistas para definição dos pesos referentes à importância destas variáveis para a vulnerabilidade ambiental de uma bacia hidrográfica;
- d) Elaboração, no Criterium Decision Plus, da estrutura hierárquica da ponderação;
- e) Construção da base de conhecimento no NetWeaver;
- f) Avaliação no EMDS para análise da Vulnerabilidade Ambiental;
- g) Cálculo da pegada ecológica, da biocapacidade e do balanço ecológico;
- h) Análise dos resultados do SSDE e da pegada ecológica para a bacia hidrográfica do rio Xingu no Mato Grosso.

3.4 **Seleção das variáveis**

A partir da leitura da bibliografia pertinente ao assunto e da disponibilidade de dados referentes à área de estudo, chegou-se ao número de dez variáveis que vão compor a análise da vulnerabilidade ambiental na bacia. A seguir elas estão listadas e são descritos os principais fatores que levaram a suas escolhas.

3.4.1 Distância entre os cursos d'água – Variável de Estado

A distância dos cursos d'água é uma medida inversamente proporcional à densidade de drenagem. Quanto maior a densidade de drenagem, maior a quantidade de rios, e menor é a distância entre os mesmos. A densidade de drenagem reflete a propriedade de transmissibilidade (medida de permeabilidade do solo) do terreno e conseqüentemente a suscetibilidade à erosão. Segundo Christofolletti (1970), a transmissibilidade aumenta quando a densidade diminui, e diminui quando a densidade de drenagem aumenta. Diante disso, para a escolha

desta variável partiu-se do princípio que quanto menor a distância entre os cursos d'água de uma bacia, maior a vulnerabilidade da mesma.

3.4.2 Declividade – Variável de Estado

O relevo exerce acentuada influência sobre o processo de erosão hídrica. O tamanho e a quantidade de sedimentos carreados dependem da velocidade de escoamento, a qual está relacionada, entre outros fatores, ao grau de declive do terreno, Bertoni e Lombardi Neto (1999). Quanto maior a declividade, maior a velocidade do material carreado, o que gera processos erosivos mais impactantes para a bacia.

3.4.3 Erodibilidade – Variável de Estado

Os solos oferecem maior ou menor resistência à erosão, de acordo com suas propriedades. De acordo com análises de Bertoni e Lombardi Neto (1999), as diferenças relacionadas às propriedades do solo permitem que alguns solos sejam mais erodidos que outros, ainda que variáveis como chuva, declividade, cobertura vegetal e práticas de manejo sejam as mesmas.

3.4.4 Áreas Úmidas – Variável de Estado

Conforme SEPLAN/CNEC (2000), essas áreas ocorrem em ambientes de indefinição de drenagem localizada em posições interfluviais de topos tabulares com baixas declividades. Esta característica interfere nos fluxos superficiais, pois não ocorre canalização das águas de chuvas para um sistema fluvial hierarquizado, disponibilizando toda a água precipitada para a infiltração. Em observações de campo foi constatado que estas áreas apresentam lençol freático sub-aflorante, fato ligado à presença de horizontes de solo que funcionariam como barreiras impermeabilizantes. Localmente são observados horizontes plínticos a aproximadamente 1,5m de profundidade que podem realizar a função exposta acima.

A vulnerabilidade dessas áreas está, portanto, associada à presença do lençol freático superficial. O uso agrícola as torna mais vulneráveis devido ao risco de contaminação da água pelo uso de agroquímicos.

3.4.5 Remanescentes de Vegetação – Variável de Estado

A cobertura vegetal garante a proteção dos solos e evita a erosão. Segundo Bertoni e Lombardi Neto (1999) o impacto das gotas de chuva em um terreno descoberto e o conseqüente desprendimento das partículas do solo é, realmente, a principal causa da erosão provocada pela água. Este desprendimento, também conhecido como erosão por salpicamento, é o estágio inicial do processo erosivo, seguido pelo escoamento da água sobre a vertente, e é responsável pela retirada de material desagregado. Tal efeito é resultado, via de regra, da remoção da cobertura vegetal do terreno. Dessa forma, chega-se a conclusão que quanto menor a quantidade de remanescentes de vegetação, maior a vulnerabilidade de uma bacia.

3.4.6 Ocorrência de Terras Indígenas e Unidades de Conservação – Variável de Estado

As unidades de conservação são áreas consagradas à proteção e manutenção dos recursos naturais e as terras indígenas promovem a proteção do patrimônio cultural nas áreas demarcadas. Elas foram inseridas na análise de vulnerabilidade, pois, devido ao uso restrito de ambas, sua ocorrência é um indicador de conservação das áreas.

3.4.7 Densidade de Estradas – Variável de Pressão

A influência das estradas na vulnerabilidade das bacias hidrográficas advém do reconhecimento das estradas como vetor de intensificação da ocupação humana, seja pela abertura de novas áreas para a ocupação ou pela intensificação do uso das terras, incentivada pela facilidade de acesso e escoamento dos produtos.

Além disso, a construção de estradas pode causar impactos negativos locais devido à alteração da hidrodinâmica.

3.4.8. Áreas de Garimpo – Variável de Pressão

O estabelecimento da lavra a fim de dar suporte à cultura do garimpo, além dos riscos de contaminação às águas inerentes a essa atividade, gera um aumento temporário do dinamismo econômico da região, resultando em alterações locais e regionais como a formação de núcleos urbanos e, sobretudo, rurais com presença de pastagens e agricultura. Desta forma, os resíduos da atividade garimpeira causam impactos na região (SEPLAN-MT, 2008).

3.4.9. Captadores de água – Variável de Pressão

A variável captadores de água é fornecida em número de captadores e reflete a demanda por consumo de água nas bacias, sendo um indicador da pressão existente sobre esse recurso. A captação de água pode ser para uso residencial, comercial, industrial ou agrícola. Na região, a pressão para o consumo de água para irrigação ocorre em resposta aos investimentos destinados ao aumento da produtividade agrícola e da produção de mais de uma safra anual.

3.4.10 Uso e cobertura da terra – Variável de Pressão

Neste caso considerou-se a cobertura da terra como forma de proteção do solo, evitando processos erosivos e protegendo os recursos hídricos. Atividades que envolvem menor cobertura vegetal, maior revolvimento do solo e uso de insumos que podem contaminar o solo e a água conduzem a uma situação de maior vulnerabilidade das bacias.

3.5 **Espacialização das variáveis**

Para a análise espacial da vulnerabilidade ambiental da bacia do rio Xingu foi necessário estabelecer uma unidade de área homogênea. Essa área é uma área mínima que pode ser delimitada, reconhecida e identificada em campo, e ainda, para a qual possam ser associados valores de cada uma das variáveis selecionadas. Neste caso, adotou-se como área homogênea as sub-bacias hidrográficas que compõem a bacia hidrográfica do rio Xingu no estado de Mato Grosso (Figura 10).

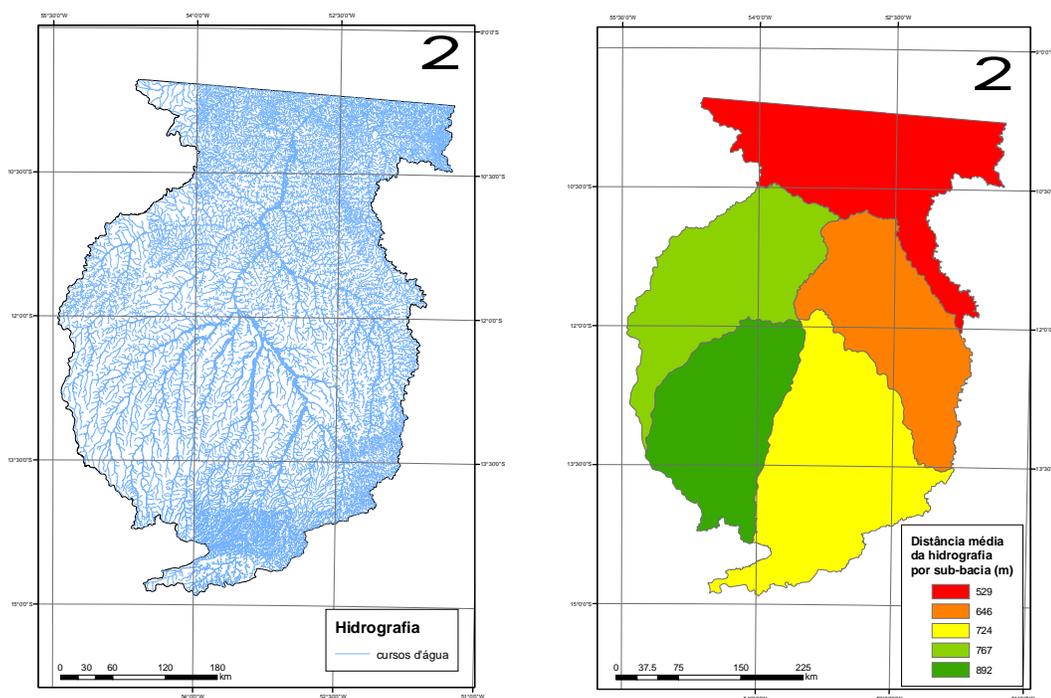


Figura 10: Sub-bacias da bacia do rio Xingu no estado de Mato Grosso.

Depois de delimitadas as sub-bacias, foram realizados alguns procedimentos visando à caracterização das sub-bacias segundo cada uma das variáveis selecionadas.

3.5.1 Distância Média da Hidrografia

A distância média da hidrografia por sub-bacia foi calculada a partir do traçado dos cursos d'água da base cartográfica elaborada pela SEPLAN-MT para o ZSEE do estado (2004), na escala de 1:250.000. Para tal, utilizou-se a ferramenta *Euclidean Distance* do programa ArcGIS, a qual calcula a distância média de cada pixel até o rio mais próximo. Em seguida calculou-se a média dessas distâncias por sub-bacia, utilizando a ferramenta *Zonal Statistics*, desenvolvida para o cálculo de estatísticas zonais. A Figura 11 apresenta a base de hidrografia da bacia (a) e o resultado da distância média da hidrografia por sub-bacia (b).



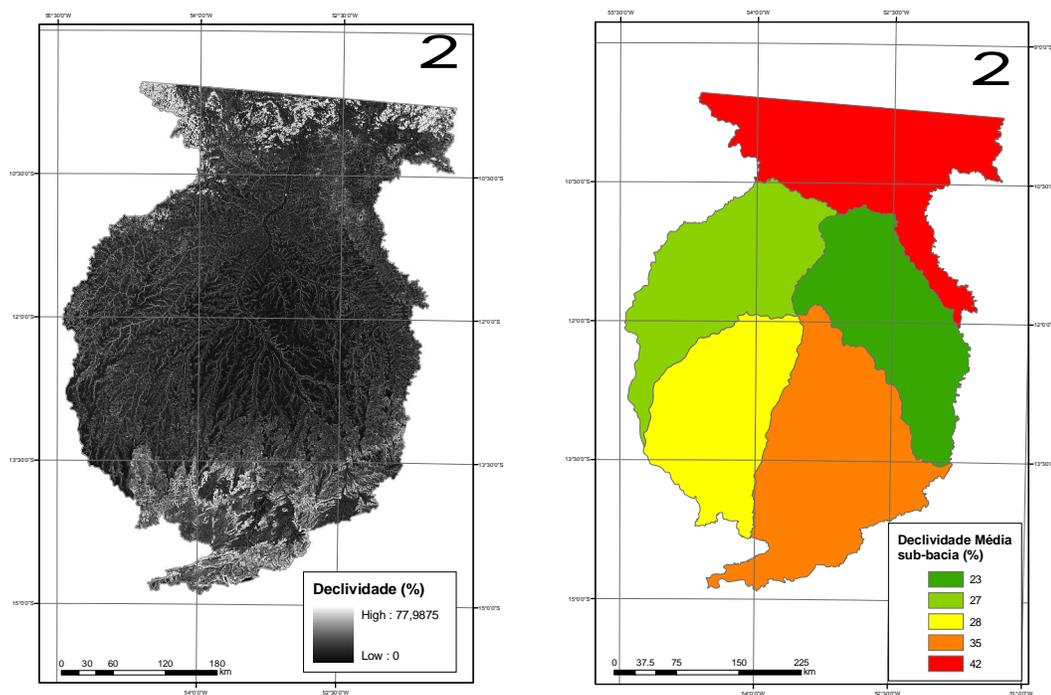
a)

b)

Figura 11: Cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Xingu em MT (a) e distância média da hidrografia por sub-bacia (b).

3.5.2 Declividade

A declividade foi obtida a partir de dados da missão SRTM para a região do Xingu, com resolução de 90 metros. Utilizou-se a ferramenta *Slope* do programa ArcGis para o cálculo da declividade, em percentual,. Posteriormente, a declividade média para as sub-bacias foi calculada utilizando a ferramenta *Zonal Statistics*. A Figura 12 apresenta o mapa de declividade da bacia (a) e o resultado da declividade média por sub-bacia (b).



a)

b)

Figura 12: Mapa da declividade da bacia hidrográfica do rio Xingu em MT (a) e a declividade média por sub-bacia (b).

3.5.3 Erodibilidade do Solo

O mapa pedológico produzido para o ZSEE pela SEPLAN-MT (2004), na escala 1:250.000, foi reclassificado para classes de erodibilidade utilizando a proposta de Del'Arco et al. (1992), conforme descrita na Tabela 3:

Tabela 3 – Classificação dos solos quanto à erodibilidade

CARACTERÍSTICAS DOS SOLOS			
CLASSE DE ERODIBILIDADE	HORIZONTE SUBSUPERFICIAL	OUTRAS CARACTERÍSTICAS	EXEMPLOS
Muito fraca	- B latossólico	Profundos, com homogeneidade vertical, textura argilosa, muito argilosa e algumas textura média	Latossolos roxos Latossolos vermelho-escuros Latossolos vermelho-amarelos
Fraca	B latossólico B textural C	Profundos, relativamente homogêneos verticalmente, textura média (leve) ou arenosa/média ou arenosa (caso da areia)	Latossolo textura média leve Podzólicos textura arenosa/média ou média Podzol hidromórfico Areia quartzosa e areia quartzosa hidromórfica
Moderada	B textural Horizonte plíntico	B textural de textura argilosa u muito argilosa sem mudança textural abruptica; Horizonte plíntico de textura média e sem mudança textural abruptica; Solos profundos	Podzólicos textura argilosa u média/ argilosa Terras roxas estruturadas Plintossolos e solos com caráter plíntico de textura média
Forte	B textural B nátrico B câmbico Horizonte plíntico	Alta relação textural nos solos com B textural, B nátrico e horizonte plíntico; Textura argilosa no horizonte plíntico; Solos profundos ou de mediana profundidade; Solos de argila de atividade alta;	Podzólico abrupticos Solonetz solodizado Planossolos Plintossolos argilosos Cambissolos da região de Paranatinga
Muito forte	Solos com seqüência de horizontes: A, C, R A, Bi, R A, R B textural	São solos rasos ou têm mudança textural abruptica e argila de atividade alta; Ambas as situações; Alguns outros impeditivos físicos à percolação da água; Pequena profundidade	Solos Litólicos Cambissolos e Podzólicos rasos Podzólicos abrupticos e com atividade alta

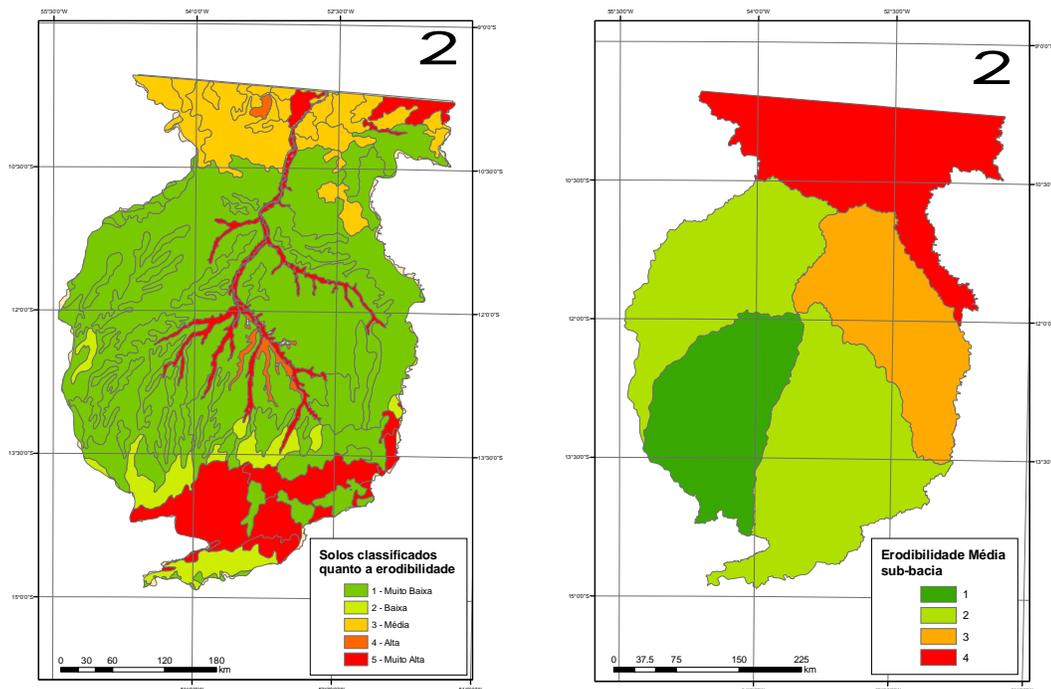
Fonte: DEL'ARCO et al. (1992)

A fim de se obter um único valor de erodibilidade por sub-bacia, foram atribuídos valores às classes de erodibilidade (Tabela 4) e o nível de erodibilidade final é o resultado de sua ponderação pela área de ocorrência em cada sub-bacia.

Tabela 4 – Classes de erodibilidade e respectivos valores atribuídos.

Classe de erodibilidade	Valor
Muito fraca	1
Fraca	2
Moderada	3
Forte	4
Muito forte	5

A Figura 13 apresenta o mapa de erodibilidade dos solos da bacia (a) e a erodibilidade média por sub-bacia (b).



a)

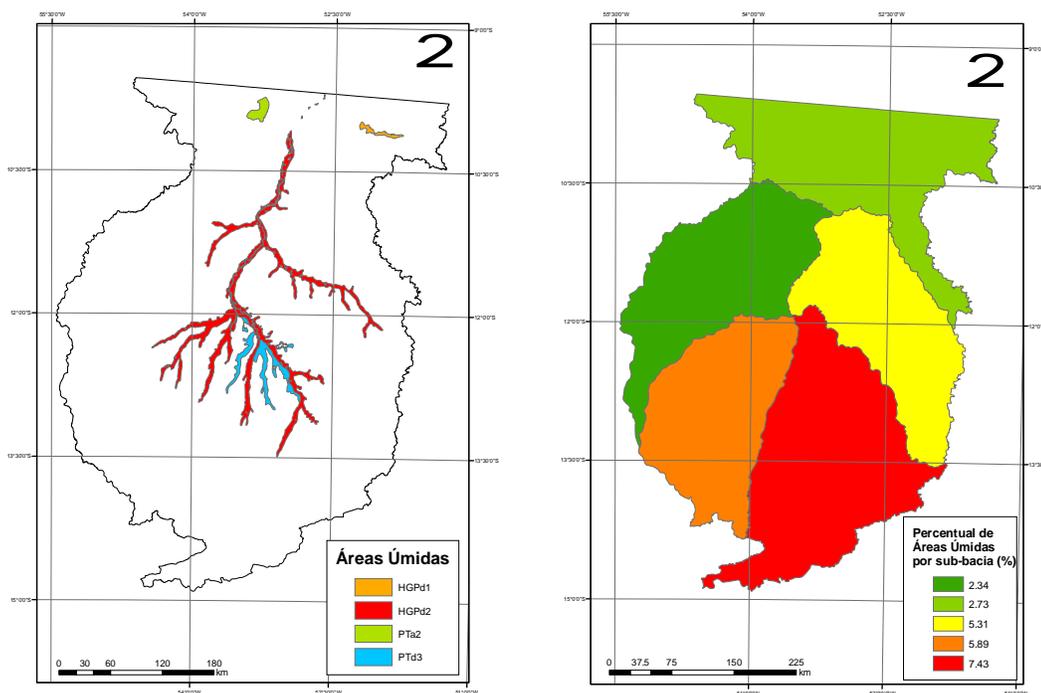
b)

Figura 13: PI Mapa de erodibilidade dos solos da bacia hidrográfica do rio Xingu em MT (a) e erodibilidade média por sub-bacia (b).

3.5.4 Percentual de Áreas Úmidas

A obtenção das áreas úmidas que ocorrem na bacia foi apoiada pelo mapa pedológico elaborado a partir dos levantamentos do ZSEE do Estado na escala 1:250.000 (SEPLAN – MT, 2004). A partir dele, foram selecionadas as áreas úmidas,

de Gleissolos do tipo Glei Pouco Húmico Distrófico (HGPd1 e HGPd2) e de Plintossolos Álicos (PTa1) e Distróficos (PTd3) e calculado o percentual de ocorrência destas áreas por sub-bacia. A Figura 14 apresenta a localização das áreas úmidas na bacia (a) e a sua porcentagem dessas áreas por sub-bacia (b).



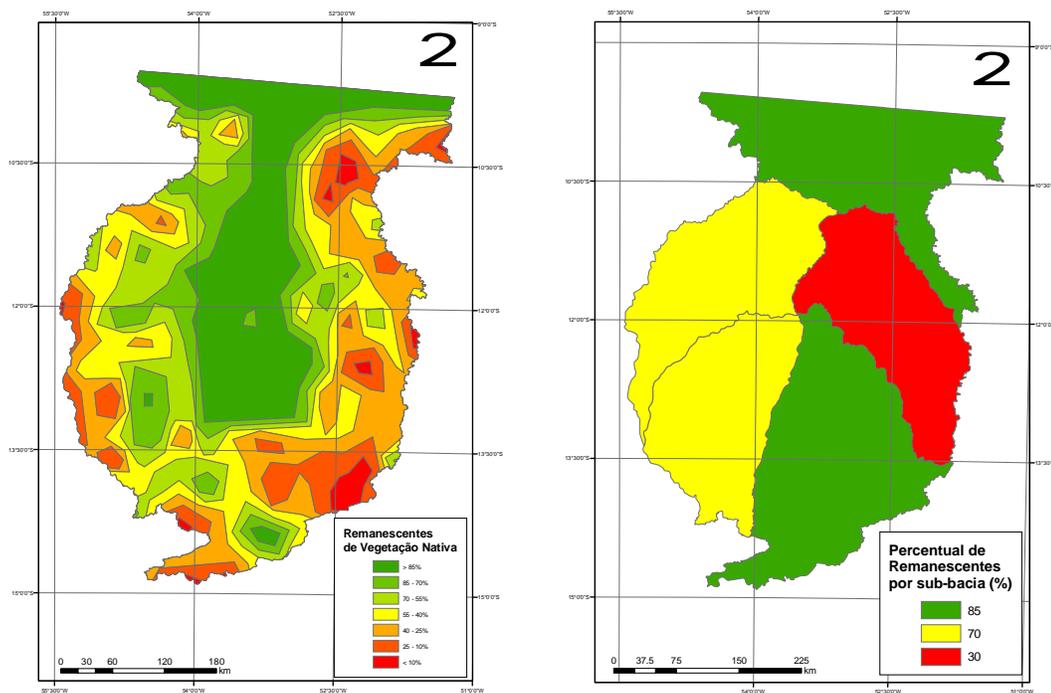
a)

b)

Figura 14: Localização das áreas úmidas na bacia hidrográfica do rio Xingu em MT (a) e porcentagem das áreas úmidas por sub-bacia (b).

3.5.5 Percentual de Remanescentes de Vegetação

O percentual de vegetação remanescente por sub-bacia foi calculado com base nos dados do mapeamento da vegetação elaborado por Arvor et al. (2008) e Arvor (2009), o qual utilizou dados do sensor MODIS do satélite Terra do ano de 2006, com resolução espacial de 250 metros.. A Figura 15 apresenta o mapa de remanescentes de vegetação na bacia (a) e a sua porcentagem por sub-bacia (b).



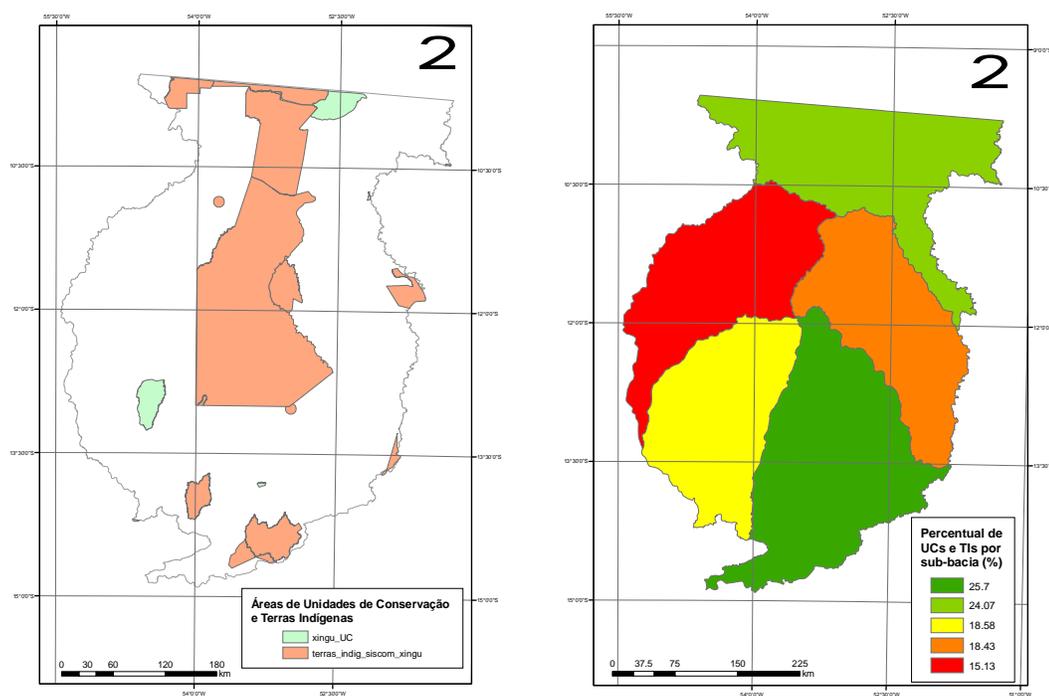
a)

b)

Figura 15: Distribuição dos remanescentes de vegetação na bacia hidrográfica do rio Xingu em MT (a) e o percentual de área de remanescentes de vegetação por sub-bacia (b).

3.5.6 Percentual de Unidades de Conservação e Terras Indígenas

Os dados sobre os limites das áreas indígenas e de unidades de conservação são provenientes do Sistema Compartilhado de Informações Ambientais - Siscom do MMA/IBAMA (2008). Utilizando o mesmo procedimento que o descrito no item anterior, foi calculado o percentual destas áreas por sub-bacia. A Figura 16 apresenta a distribuição das unidades de conservação e terras indígenas na bacia (a) e a sua porcentagem por sub-bacia (b).



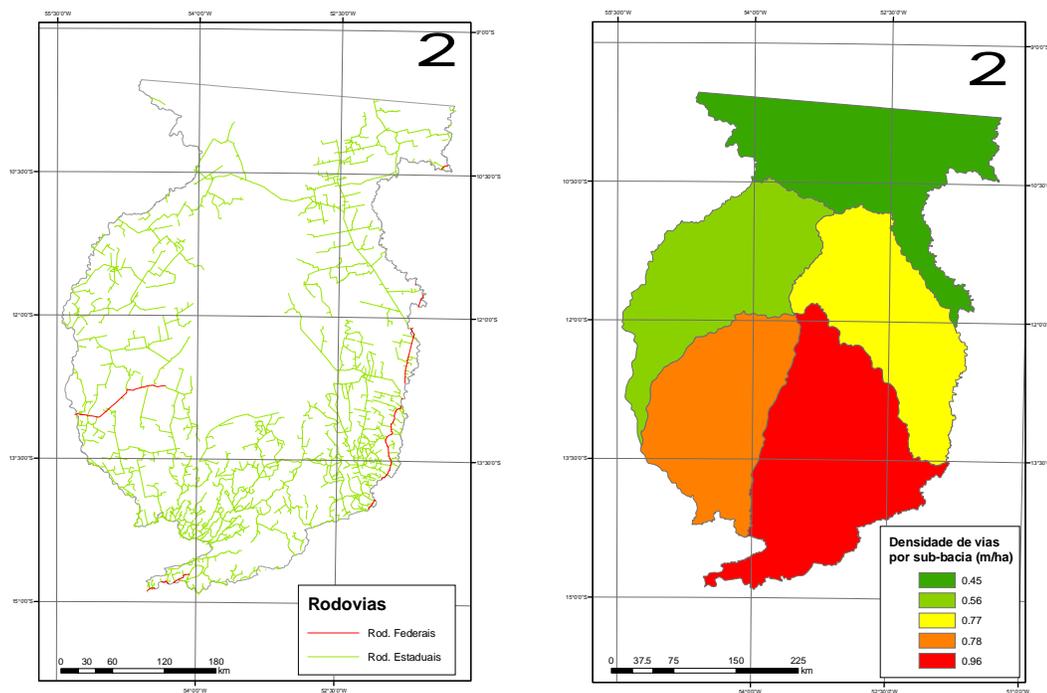
a)

b)

Figura 16: Distribuição de unidades de conservação e terras indígenas na bacia hidrográfica do rio Xingu em MT (a) e porcentagem dessas áreas protegidas por sub-bacia (b).

3.5.7 Densidade das Estradas

A densidade de estradas por sub-bacia foi calculada a partir do traçado do sistema viário da base cartográfica elaborada pela SEPLAN-MT para o ZSEE do estado (2004), na escala de 1:250.000. A totalização por sub-bacia foi calculada a partir da razão entre a soma dos comprimentos das estradas por sub-bacia e a área das mesmas. A Figura 17 apresenta a malha viária da bacia (a) e a densidade das estradas por sub-bacia (b).



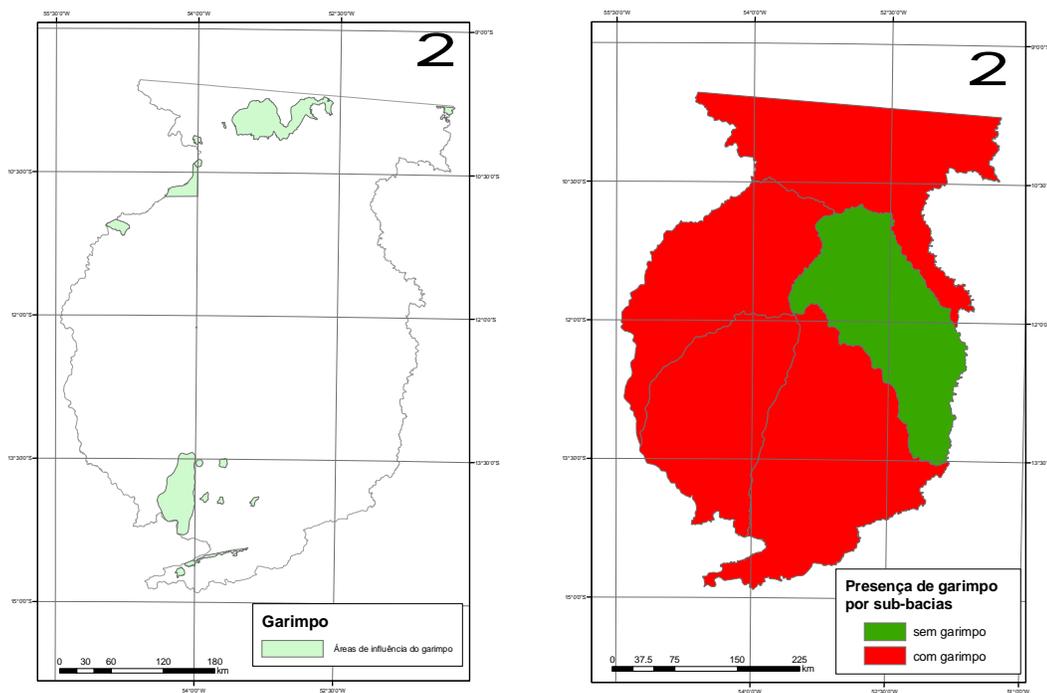
a)

b)

Figura 17: Malha viária da bacia hidrográfica do rio Xingu em MT (a) e a densidade de estradas por sub-bacia (b).

3.5.8 Ocorrência de Áreas de Garimpo

Para esta variável foi avaliada apenas a presença ou ausência da atividade em cada sub-bacia segundo dados do SEPLAN/MT (2004). A Figura 18 apresenta a localização da atividade garimpeira na bacia (a) e a representação desta atividade por sub-bacias (b).



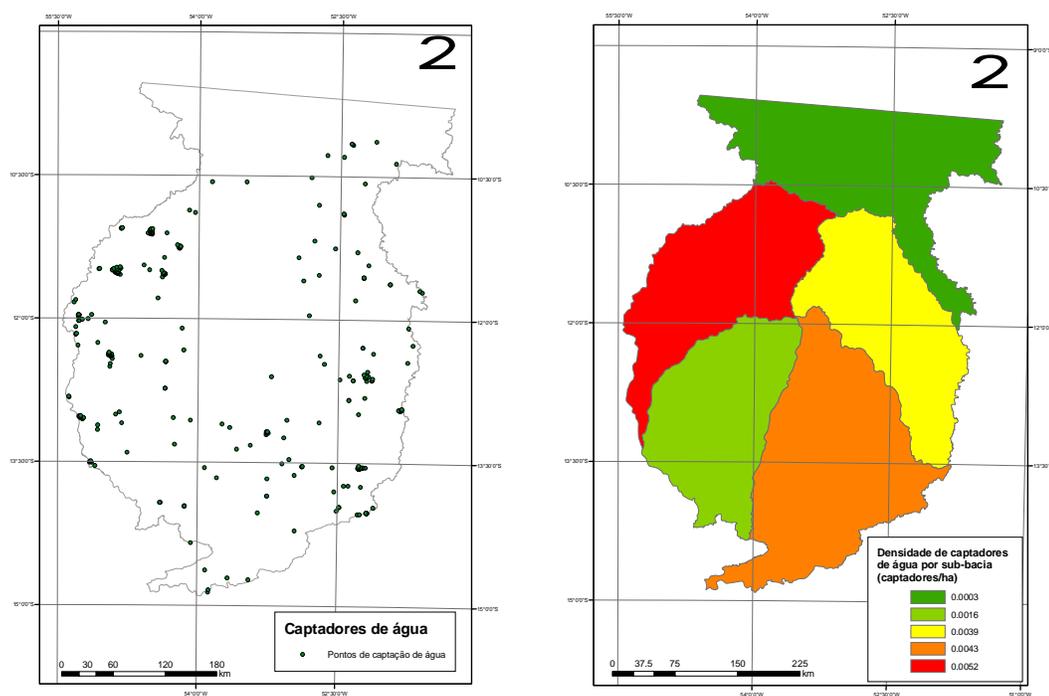
a)

b)

Figura 18: Atividade garimpeira na bacia hidrográfica do rio Xingu no MT (a) e representação da presença de atividade garimpeira por sub-bacia (b).

3.5.9 Densidade de Captadores de Água

O cadastro de usuários dos recursos hídricos para o ano de 2009 foi disponibilizado pela Secretaria de Meio Ambiente do Estado do Mato Grosso - SEMA/MT. Para o cálculo desta variável, utilizaram-se apenas os usuários captadores de água para o abastecimento público, tendo sido desconsiderados na análise os lançadores de efluentes presentes no cadastro. A densidade de captadores de água foi estabelecida como a razão entre o número de captadores em uma bacia e a área dessa bacia. A Figura 19 apresenta a ocorrência de captadores de água na bacia (a) e a densidade média desses por sub-bacia (b).



a)

b)

Figura 19: Locais de ocorrência de captadores de de água (a) e a densidade de captadores de água por sub-bacia (b).

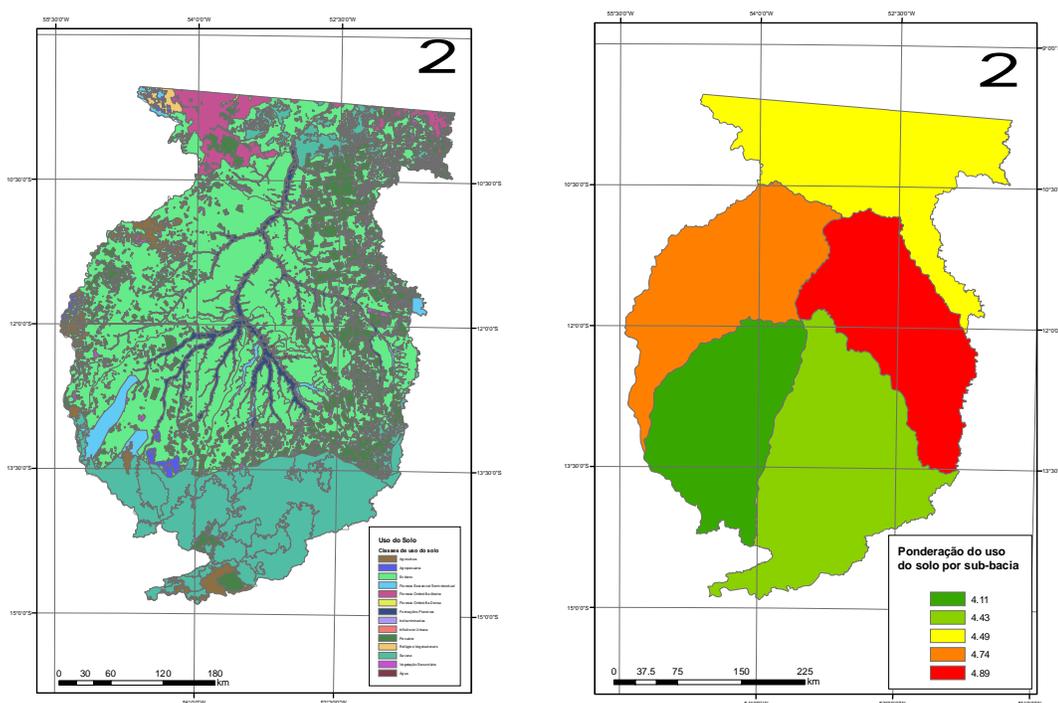
3.5.10 Uso e Cobertura da Terra

O cálculo desta variável foi feito com base no mapeamento de cobertura e uso do solo do PROBIO (2002) na escala de 1:250.000. A cada classe de uso e cobertura da terra foi atribuído um valor de vulnerabilidade ambiental das terras, numa escala de um (1) a dez (10) (Tabela 5). A conversão foi realizada com base na consulta a um especialista em Agronomia/Ciência do Solo da Embrapa Solos.

Tabela 5: Vulnerabilidade ambiental das terras segundo seu uso

Classes de uso e cobertura da terra PROBIO (2002)	Vulnerabilidade ambiental (1 – 10)
Agricultura	10
Agropecuária	10
Ecótono	4
Floresta Estacional Semi-decidual	3
Floresta Ombrófila Aberta	3
Floresta Ombrófila densa	1
Formações Pioneiras	1
Indiscriminadas	4
Influência Urbana	10
Pecuária	8
Refúgios Vegetacionais	1
Savana	4
Vegetação Secundária	6
Água	0

A totalização por bacia foi resultado da média do valor da vulnerabilidade das terras ponderada pela sua extensão em cada sub-bacia. A Figura 20 apresenta o mapa de uso e cobertura da terra da bacia (a) e a vulnerabilidade por sub-bacia devida ao uso e cobertura das terras (b).



a)

b)

Figura 20: Uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Xingu no MT (a) e a vulnerabilidade por sub-bacia devida ao uso e cobertura das terras (b).

3.6 Consulta aos especialistas

Para a estimativa do grau de importância das variáveis na análise da vulnerabilidade das sub-bacias hidrográficas, foi realizada uma consulta a profissionais de diferentes áreas (recursos hídricos, geoprocessamento, conservação da biodiversidade, recuperação de áreas degradadas). Os profissionais receberam informações sobre o projeto e um questionário (ANEXO 1) a ser preenchido. Os profissionais atribuíram pesos na escala de 0 a 9, considerando dois critérios: o grau de importância da variável na avaliação e o grau de confiabilidade na nota sugerida.

Esse peso atribuído à confiabilidade das notas determinou quais valores seriam usados para o cálculo final dos pesos. Desta forma, não foram considerados os pesos nos casos em que a confiabilidade atribuída foi menor que seis.

A Tabela 6 mostra o resultado da consulta aos diversos especialistas.

O questionário foi enviado a 23 especialistas e teve 26% de devolução (seis respostas).

Tabela 6: Grau de importância da variável (*GI*) e de confiabilidade (*C*) atribuídos pelos especialistas (*En*) aos indicadores.

Variáveis	E1		E2		E3		E4		E5		E6		Média Final
	<i>GI</i>	<i>C</i>	<i>GI</i>										
Distância dos cursos d' água	5	7	7	5	7	6	6	7	4	6	5	6	5
Erodibilidade	9	9	9	9	9	9	9	7	5	7	10	10	9
Declividade	6	9	8	9	9	5	9	7	1	9	9	10	7
Densidade da malha viária	4	7	6	3	6	9	8	7	5	9	7	10	6
Áreas úmidas (campos úmidos e áreas de várzea)	2	8	7	5	6	7	7	6	8	9	8	10	6
Remanescentes de vegetação nativa	7	9	8	7	7	5	8	7	7	9	6	10	7
Uso da terra atual nas sub-bacias	9	7	9	9	9	8	9	7	8	8	9	10	9
Áreas de garimpo	6	9	5	3	8	5	8	7	2	8	6	8	6
Número de pontos de captação de água	3	9	7	5	5	5	8	7	4	8	5	8	5
Ocorrência de Unidades de Conservação e/ou Terras Indígenas	7	9	8	5	8	5	7	6	9	9	10	10	8

As médias finais encontradas para o grau de importância foram utilizadas no CDP, através da técnica AHP full pairwise, para se chegar ao peso de cada variável na avaliação da vulnerabilidade ambiental da bacia estudada.

3.7 Elaboração da estrutura hierárquica dos pesos no CDP

Cumprida a etapa anterior, utilizou-se o sistema de suporte à decisão Criterium Decision Plus para a montagem de uma estrutura hierárquica para a definição dos pesos finais de cada variável na análise multicriterial.

A montagem da estrutura hierárquica (Figura 21) iniciou-se com o uso da interface *Brainstorm* para a especificação do objetivo (*goal level*). Tendo-se a “Vulnerabilidade” como objetivo, estabeleceram-se em um nível subsequente (level 2), dois grupos de variáveis: Estado e Pressão. No nível subsequente (level 3) associaram-se ao Estado as variáveis unidades de conservação e terras indígenas, áreas úmidas, erodibilidade, distância dos cursos d’água, declividade e remanescentes de vegetação nativa. À Pressão foram associadas as variáveis: captadores de água, densidade de estradas, áreas de garimpo e uso do solo. No campo *alternatives* foi incluído o nome “SB vulneráveis”, para representar as sub-bacias vulneráveis, que é o objetivo final da avaliação.

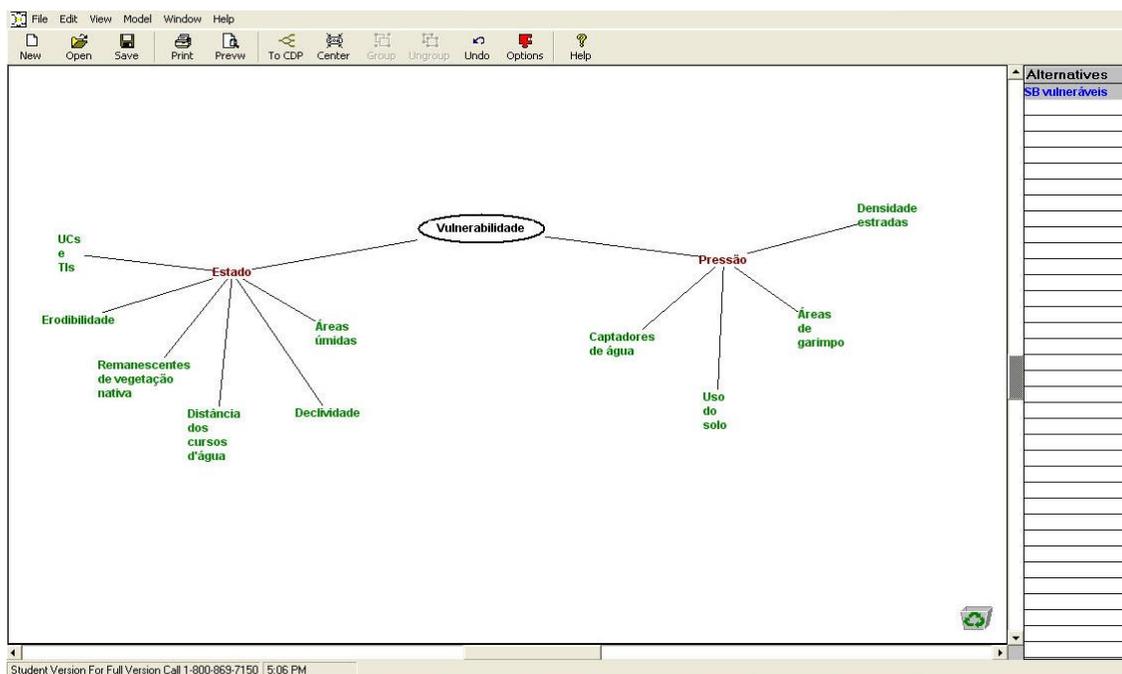


Figura 21: Apresentação da estrutura hierárquica na interface *Brainstorm*.

Em seguida, foi gerado o diagrama hierárquico de decisão cujo resultado é mostrado na Figura 22.

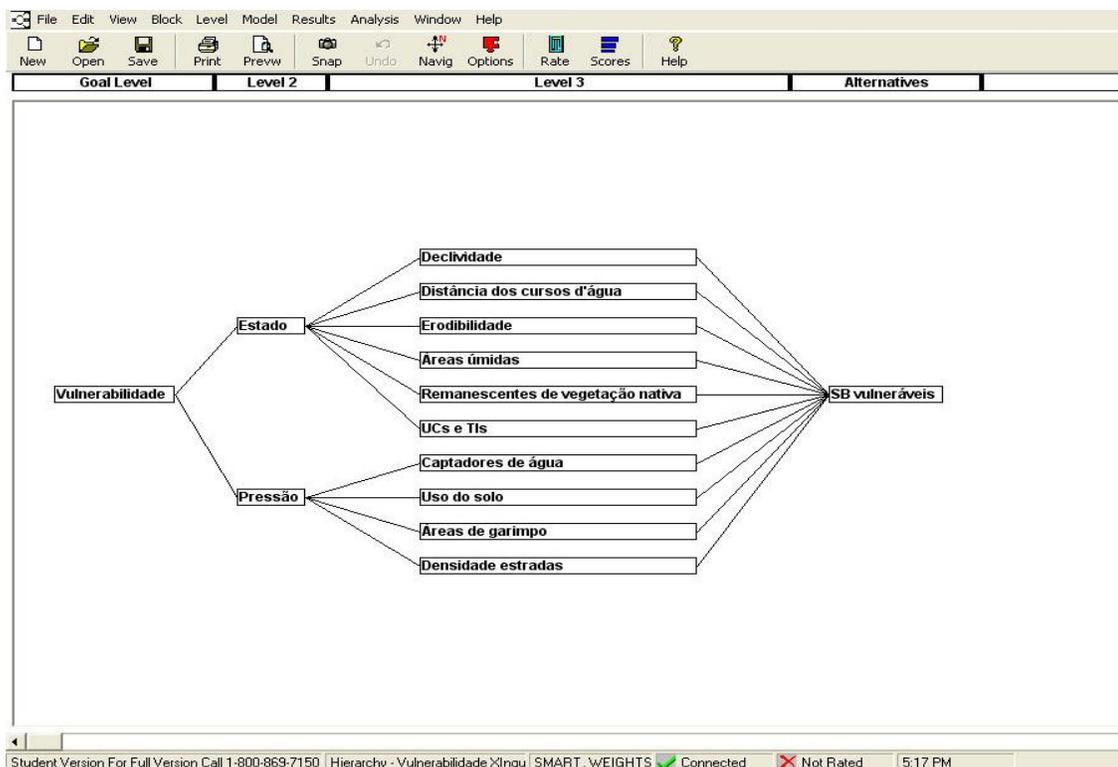


Figura 22: Diagrama hierárquico de decisão elaborado.

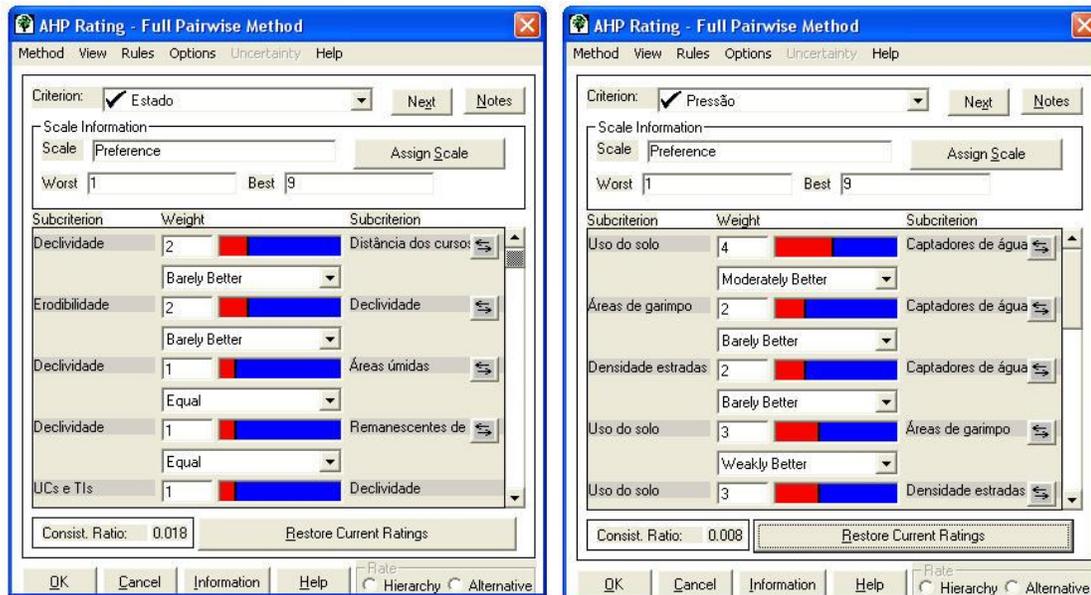
Para a avaliação deste trabalho foi utilizada a técnica *Full pairwise*, onde as dez variáveis foram comparadas par a par, com base na escala de valores proposta por Saaty (1980), conforme a Tabela 7.

Tabela 7 – Escala de valores proposta por SAATY (1980):

Valor	Definição	Explicação
1	Igual importância	os dois critérios contribuem de forma idêntica para o objetivo
3	Pouco mais importante	a análise e a experiência mostram que um critério é um pouco mais importante que o outro
5	Muito mais importante	a análise e a experiência mostram que um critério é claramente mais importante que o outro
7	Bastante mais importante	a análise e a experiência mostram que um dos critérios é predominante para o objetivo
9	Extremamente mais importante	a análise e a experiência mostram que um dos critérios é absolutamente predominante para o objetivo
2, 4, 6, 8 Valores recíprocos dos anteriores	Valores intermediários	também podem ser utilizados

Fonte: SAATY (1980)

A partir disso, fez-se a ponderação dos pesos com base no resultado da consulta aos especialistas. A Figura 23 ilustra a interface de ponderação com uso da técnica AHP full pairwise para os grupos de variáveis (*level 2*) Estado (a) e Pressão (b).



a)

b)

Figura 23: Demonstração da interface do uso da técnica AHP full pairwise no CDP aplicada às variáveis de Estado (a) e Pressão (b).

A escolha dessa técnica foi devida à possibilidade de análise da consistência para a identificação de contradições, conforme explícito no Capítulo II. Segundo Pereira (2006), se o algoritmo para essa análise retornar um valor maior que 0,1, significa que houve uma ou mais contradições na atribuição da importância relativa entre variáveis.

Após a realização da comparação pareada entre as variáveis, obteve-se valor de consistência (*Ratio*) 0,018 para o grupo Estado (Figura 24 a) e 0,008 para o grupo Pressão (Figura 24 b). Desta forma, foi alcançada consistência satisfatória, ou seja, menor que 0,1.

A partir da ponderação satisfatória realizada pelo método AHP *full pairwise* com base no grau de importância atribuído pelos especialistas, foram calculados os pesos de todas as variáveis da análise (Figura 24).

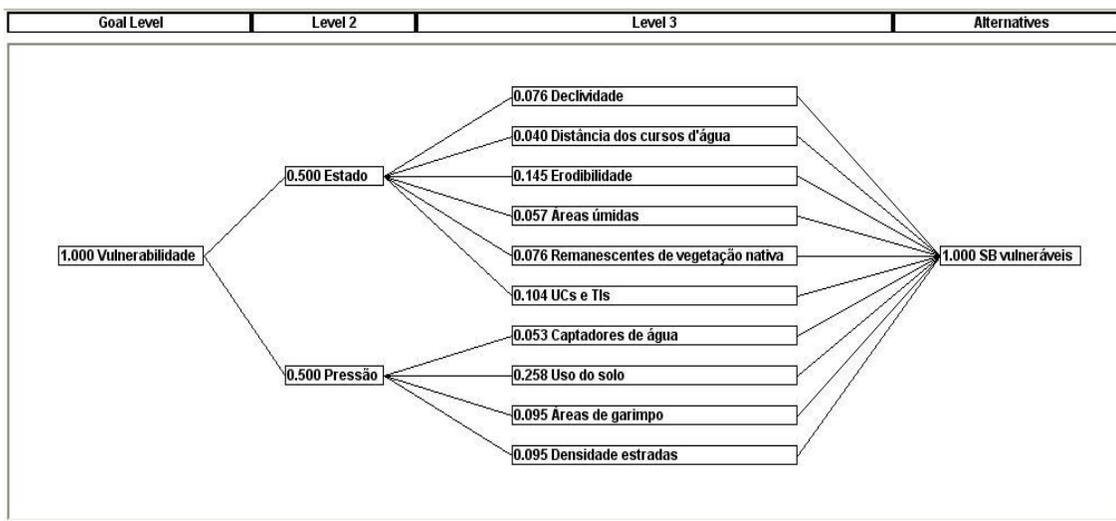


Figura 24: Diagrama hierárquico com pesos calculados.

Como se pode observar, a variável com maior valor foi Uso e cobertura da terra (0,258), em seguida, Erodibilidade (0,145) e em terceiro está a variável Unidades de conservação e terras indígenas (0,104).

Com todos estes resultados alcançados, segue-se para a próxima etapa do trabalho, a ser realizada no aplicativo NetWeaver.

3.8 Construção da base de conhecimento no NetWeaver

Para a construção da base de conhecimento optou-se pelo mesmo desenho do modelo hierárquico desenvolvido no CDP. Assim, a base conhecimento criada (Figura 25) adquiriu o mesmo desenho do diagrama hierárquico proposto anteriormente.

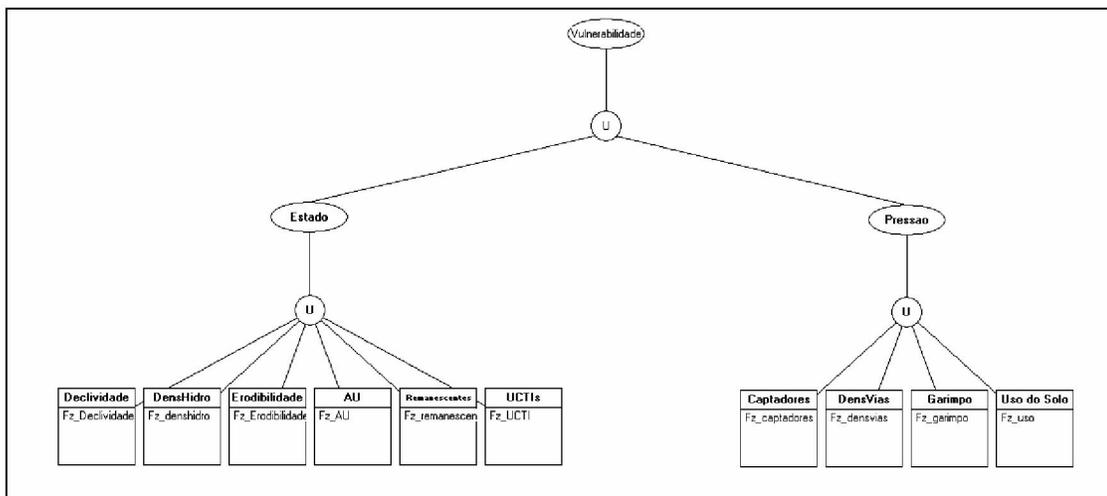


Figura 25: Rede de dependência elaborada no NetWeaver.

A seguir, serão apresentados os principais passos executados no NetWeaver para a construção da base de conhecimento.

3.8.1 Elaboração dos argumentos Fuzzy

No NetWeaver, para cada variável foi criado um argumento ou curva *fuzzy* que descreve a relações lógicas desta variável com os dados especializados para as sub-bacias. Os valores de referência para a elaboração dos argumentos foram escolhidos com base na amplitude dos dados observados por sub-bacia. Desta forma, o valor FALSO (-1) foi associado ao valor mínimo observado e o valor VERDADE (1) ao valor máximo. A Figura 26 ilustra a elaboração do argumento fuzzy através da interface disponibilizada pelo NetWeaver.

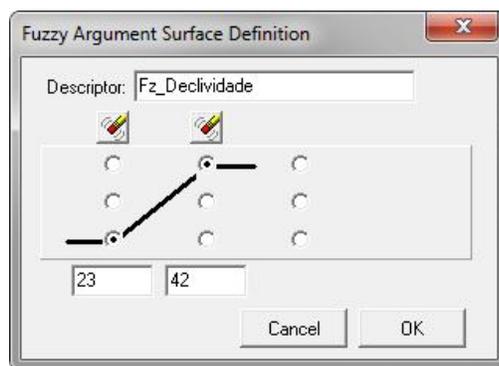


Figura 26: Elaboração do argumento fuzzy no NetWeaver.

Os valores utilizados para a construção das funções *fuzzy* são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8: Informações utilizadas para a criação das funções *fuzzy*.

	Data Link	Função Fuzzy	
1	ÁU	F	V
		2,34	7,43
2	Captadores	F	V
		0,0003	0,0052
3	Declividade	F	V
		23	42
4	Denshidro	F	V
		892	529
5	Densvias	F	V
		0,45	0,96
6	Erodibilidade	F	V
		1	4
7	Garimpo	F	V
		0	1
8	Remanescentes	F	V
		85	30
9	UCTIs	F	V
		25,7	15,13
10	Uso do Solo	F	V
		4,11	4,89

No ANEXO 2, são apresentados os argumentos fuzzy elaborados através da interface disponibilizada pelo NetWeaver.

3.8.2 Escolha do operador Fuzzy

Dentre os operadores *fuzzy* disponíveis no NetWeaver o que melhor atende as necessidades do estudo é o Union (U). Ele realiza a soma ponderada dos valores assumidos pelas variáveis como o expresso na equação a seguir:

$$\text{Valor total} = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} \text{valor}_i \times \text{peso}_i}{\sum_i \text{pesos}} \quad (7)$$

Os operadores AND e OR não satisfazem à metodologia uma vez que o operador AND (*Fuzzy Mínimo*) atribui ao resultado da integração o valor mínimo e o operador OR (*Fuzzy Máximo*) atribui o maior valor (MEIRELLES, 1997; MILLER & SAUNDERS, 2002).

3.9 Avaliação no EMDS para análise da Vulnerabilidade Ambiental

Com a conclusão da fase de elaboração da base de conhecimento no NetWeaver, o próximo passo do estudo foi a avaliação da vulnerabilidade ambiental no ArcGis, através da extensão Ecosystem Management Decision Support System (EMDS). Como resultados, foram gerados os mapas de Estado, Pressão e Vulnerabilidade Ambiental. Nestes, os valores calculados pelo EMDS variam entre -1 e +1, intervalo compatível com as funções *fuzzy* utilizadas.

Para uma avaliação mais profunda dos resultados, o EMDS disponibiliza outras formas de apresentação dos resultados do SSDE. Uma delas é a representação tabular dos resultados da espacialização das variáveis e o resultado da avaliação do sistema para cada sub-bacia.

A representação tabular apóia a outra forma de apresentação dos resultados do sistema, que é a classificação dos *data links* das redes de dependência construídas no NetWeaver e utilizadas pelo EMDS, de maneira que são apontadas quais variáveis foram preponderantes para o resultado do SSDE em cada área estudada, neste caso as sub-bacias. Nesta classificação, quanto mais verde o *data link* é mostrado, maior a sua contribuição para o índice da avaliação na área estudada, e, quanto mais vermelho, menor a contribuição.

Avaliação da Rede Estado

A Figura 27 apresenta a situação da vulnerabilidade ambiental na bacia do rio Xingu considerando-se apenas as variáveis de Estado.

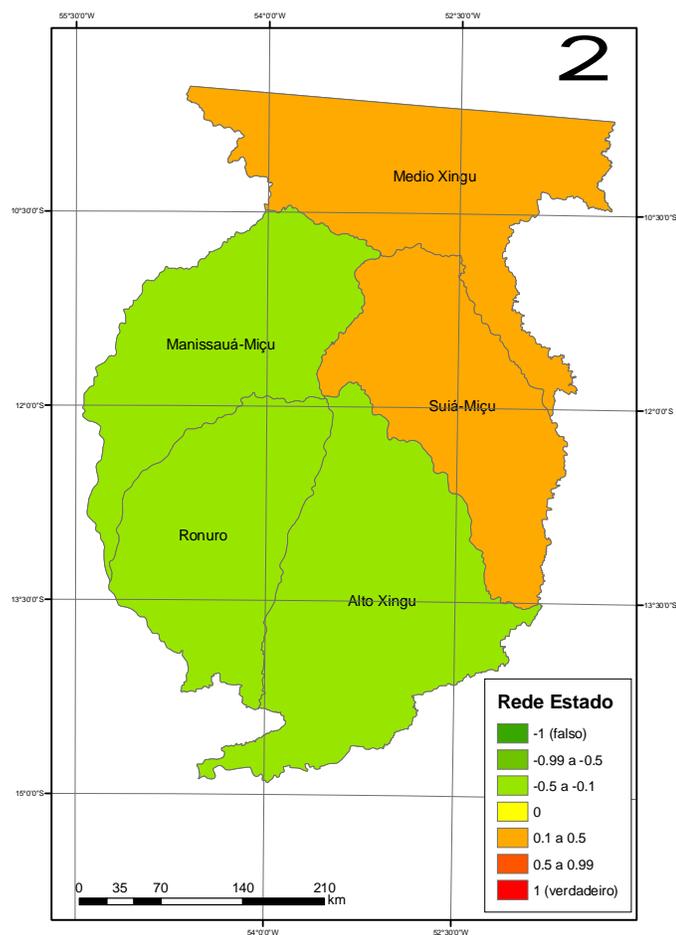


Figura 27: Mapa da vulnerabilidade ambiental considerando apenas as variáveis de Estado.

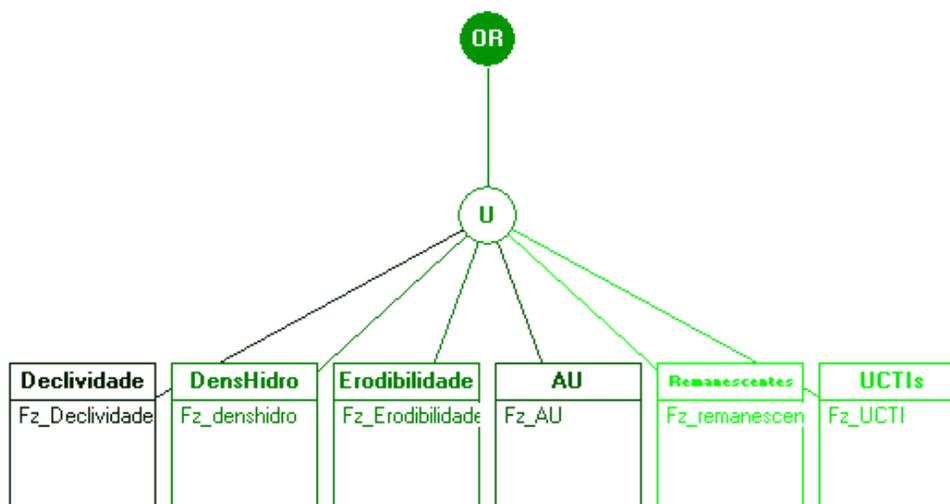
Diante da classificação automática apresentada pelo EMDS as sub-bacias Suiá-Miçu e Médio Xingu foram as que apresentaram o pior índice de vulnerabilidade, enquanto as sub-bacias Ronuro, Alto Xingu e Manissauá-Miçu obtiveram os melhores. Para um melhor detalhamento deste resultado, é apresentada a Tabela 9.

Tabela 9: Resultado tabular da vulnerabilidade ambiental considerando apenas as variáveis de Estado.

Sub-bacia	ESTADO	Decliv idade	Distância média dos cursos d'água	Erodi bilida de	Percentual de áreas úmidas	Percentual de remanescentes	Percentual de Ucs e Tis
Ronuro	-0,413	28	892	1	5,89	70	18,58
Alto Xingu	-0,185	35	724	2	7,43	85	25,7
Suiá-Miçu	0,226	23	646	3	5,31	30	18,43
Manissauá-Miçu	-0,302	27	767	2	2,34	70	15,13
Médio Xingu	0,115	42	529	4	2,73	85	24,07

Nesta apresentação tabular dos resultados do SSDE relativos às variáveis de Estado, podemos perceber que a sub-bacia Suiá-Miçu obteve o pior índice de vulnerabilidade ambiental (0,226), enquanto que Ronuro foi a sub-bacia com o melhor índice (-0,413). Para se chegar a quais variáveis foram mais importantes para estes resultados, recorreu-se a classificação dos *data links* da rede Estado para estas duas sub-bacias.

A Figura 28 apresenta a classificação dos *data links* da rede Estado quanto a sua preponderância para o resultado da vulnerabilidade na sub-bacia Suiá-Miçu.

Figura 28: Classificação dos *data links* da rede Estado na sub-bacia Suiá-Miçu.

Com base na figura acima, os *data links* relacionados às variáveis “Percentual de Remanescentes de Vegetação Nativa” e “Percentual de Unidades de Conservação e Terras Indígenas” foram os que mais contribuíram para o índice encontrado. Com base na Tabela 9 acima, a sub-bacia Suiá-Miçu apresentou apenas 30% de remanescentes de vegetação nativa, o mais baixo valor entre as sub-bacias estudadas, e, 18,43% de áreas protegidas, o segundo mais baixo entre todas.

Em relação à sub-bacia Ronuro, a Figura 29 apresenta a classificação dos *data links* da rede Estado quanto a sua preponderância para se chegar às variáveis que balizaram o resultado da vulnerabilidade.

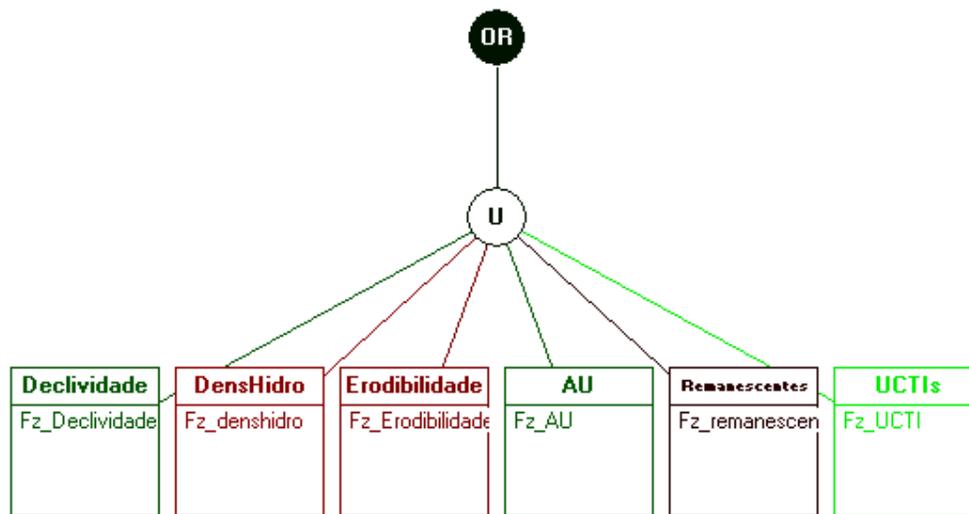


Figura 29: Classificação dos *data links* da rede Estado na sub-bacia Ronuro.

A partir da figura acima, percebe-se que os *data links* “DensHidro” que representa a variável “Distância Média dos Cursos d’água” e “Erodibilidade” tiveram muito pouca contribuição para a vulnerabilidade na sub-bacia Ronuro, sendo responsáveis por diminuir o índice gerado pelo SSDE. Segundo a Tabela 9, Ronuro apresentou uma distância média de 892 m entre os cursos d’água e grau 1 para a erodibilidade do solo, os menores resultados para estas variáveis entre as sub-bacias estudadas.

O *data link* “UCTIs” foi o que mais contribuiu para o índice de vulnerabilidade na sub-bacia Ronuro, apresentando 18,58% de áreas protegidas na generalização

das variáveis. Apesar disso, este data link não foi capaz de elevar o índice da sub-bacia, que acabou sendo considerada a menos vulnerável entre as estudadas.

Avaliação da Rede Pressão

A Figura 30 apresenta a situação da vulnerabilidade ambiental na bacia do rio Xingu a partir da classificação automática do EMDS, considerando-se apenas as variáveis de Pressão que compõem a avaliação.

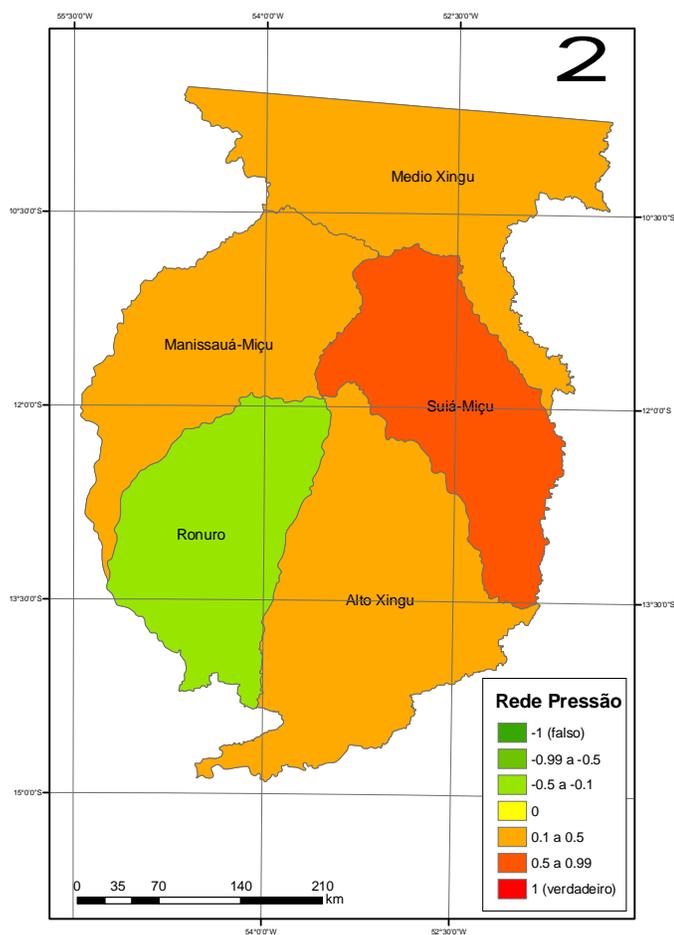


Figura 30: Mapa da vulnerabilidade ambiental considerando apenas as variáveis de Pressão.

Neste caso, a classificação proposta pelo EMDS já mostrou de maneira direta a situação das sub-bacias. Ronuro e Suiá-Miçu foram as sub-bacias que obtiveram o

melhor e o pior índice de vulnerabilidade respectivamente. Com base na Tabela 10 e nas Figuras 31 e 32, podemos avaliar quais variáveis tiveram maior importância no resultado desta classificação.

Tabela 10: Resultado da vulnerabilidade ambiental considerando apenas as variáveis de Pressão.

Sub-bacia	<i>PRESSÃO</i>	Densidade de captadores	Densidade de estradas	Presença de garimpo	Uso do solo
Ronuro	-0,131	0,0016	0,78	1	4,11
Alto Xingu	0,389	0,0043	0,96	1	4,43
Suiá-Miçu	0,582	0,0039	0,77	0	4,89
Manissauá-Miçu	0,448	0,0052	0,56	1	4,74
Médio Xingu	0,106	0,0003	0,45	1	4,49

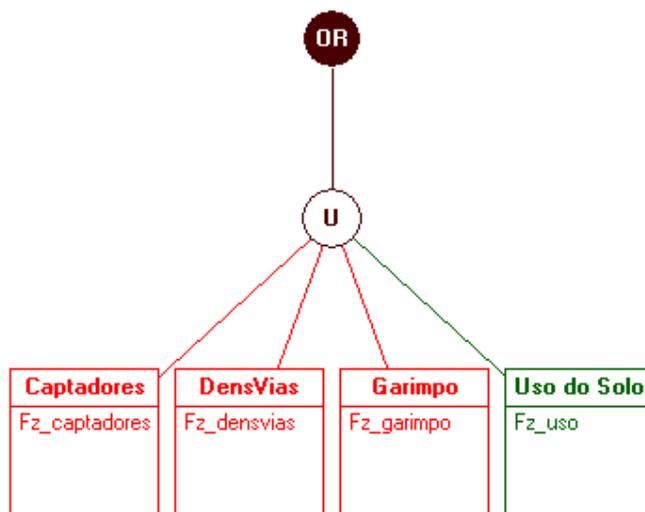


Figura 31: Classificação dos *data links* da rede Pressão na sub-bacia Suiá-Miçu.

Diante da Classificação dos *data links* na figura acima, observa-se que a variável “Uso do Solo” (4,89) foi responsável pelo alto índice de vulnerabilidade ambiental na sub-bacia Suiá-Miçu, uma vez que os outros *data links* foram classificados em vermelho, e, sendo assim, não tiveram grande contribuição nesse resultado. A alta contribuição da variável “Uso do Solo” para a avaliação da rede Pressão fica clara na análise da Figura 32.

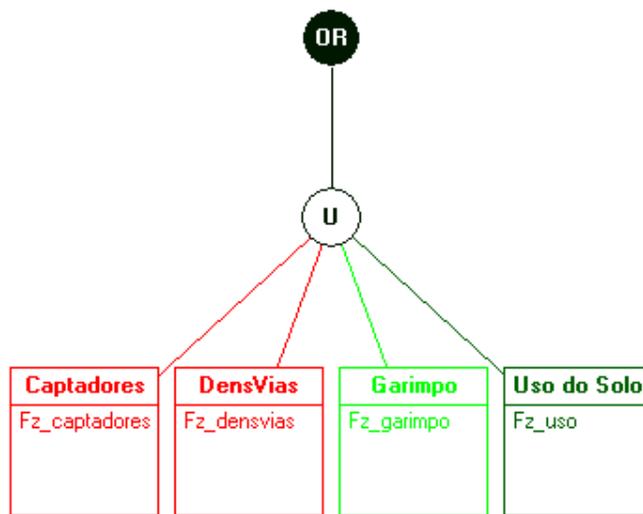


Figura 32: Classificação dos *data links* da rede Pressão na sub-bacia Ronuro.

Nela podemos observar que a variável “Presença de Garimpo” foi a que mais contribuiu com o resultado do índice. Isto ocorreu porque no caso desta variável, a sub-bacia recebia valor “1” para presença e “0” para ausência de garimpo, não havendo variação entre o valor “Falso” (0) e “Verdadeiro” (1). Como esta sub-bacia apresentava garimpo, esta variável foi considerada a de maior importância para o índice, pois na avaliação apresentava o valor “verdadeiro” para o respectivo *data link*.

Mas aqui, o que realmente chama atenção é para o fato da variável “Uso do Solo” ter sido outra que teve alta importância no resultado do índice para esta sub-bacia. Ronuro foi a sub-bacia que apresentou o menor valor na espacialização da variável uso do solo entre as sub-bacias estudadas (4,11), e, mesmo assim, esta variável teve importante papel no resultado da avaliação da vulnerabilidade ambiental considerando-se a variáveis de pressão.

Essa classificação dos *data links* mostrou que a variável uso do solo teve papel fundamental na avaliação da vulnerabilidade ambiental. Tal constatação se fundamenta na atribuição dos graus de importância feita pelos especialistas consultados e apresentada na Tabela 6 deste trabalho. Esta consulta serviu de base para a atribuição dos pesos de cada variável deste estudo realizada no CDPlus. Numa escala de 0 a 0,500, a variável “Uso do Solo” teve peso 0,258, enquanto as

outras variáveis obtiveram 0,053 (Percentual de Captadores de Água), 0,095 (Densidade de Estradas) e 0,095 (Presença de Garimpo).

Avaliação da Rede Vulnerabilidade

A rede Vulnerabilidade reuniu toda a informação adquirida para a montagem do SSDE e foi composta pelas dez variáveis, divididas em duas outras redes, Estado e Pressão, que já foram analisadas anteriormente. Dessa forma, temos que a rede vulnerabilidade é dependente das redes antecedentes Estado e Pressão, e por isso elas foram avaliadas primeiro. Devido a estes conceitos de antecedentes e relacionamentos dependentes, as análises das redes de dependência são executadas a partir da rede no nível mais inferior. A Figura 33 apresenta o resultado da rede Vulnerabilidade no intervalo entre -1 e +1 proposto automaticamente pelo EMDS.

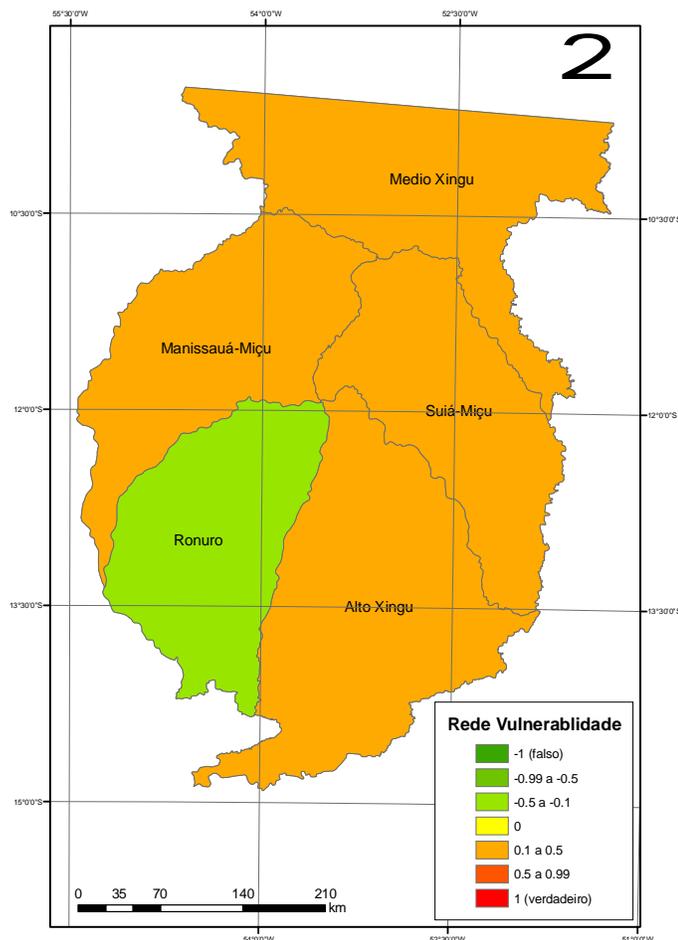


Figura 33: Mapa da vulnerabilidade ambiental considerando conjuntamente as variáveis de Estado e Pressão.

Como pode ser observado na figura acima, a classificação com os intervalos propostos pelo EMDS não foi capaz de indicar qual sub-bacia é a mais vulnerável, uma vez que quatro sub-bacias apresentaram índices no mesmo intervalo, sendo apenas a sub-bacia Ronuro a que teve um índice mais baixo. A Tabela 11 apresenta o resultado da vulnerabilidade ambiental em todas as sub-bacias estudadas.

Tabela 11: Resultado da vulnerabilidade ambiental considerando conjuntamente as variáveis de Estado e Pressão.

Sub-bacia	VULNERABILIDADE
Ronuro	-0,272
Alto Xingu	0,102
Suiá-Miçu	0,404
Manissauá-Miçu	0,073
Médio Xingu	0,110

Os índices de vulnerabilidade ambiental da tabela acima são resultado da ponderação entre as redes “Estado” e “Pressão”, em decorrência da utilização do operador Union (U), que realiza a soma ponderada dos valores assumidos pelas variáveis. Observa-se que a sub-bacia Suiá-Miçu obteve o pior índice de vulnerabilidade ambiental entre todas as observadas (0,404), enquanto a sub-bacia Ronuro o mais baixo (-0,272).

Para a indicação dos fatores que condicionaram o resultado da rede Vulnerabilidade, recorreu-se desta vez a classificação das suas redes antecedentes, uma vez que todos os *data links* já haviam sido avaliados anteriormente. As Figuras 34 e 35 representam a classificação da preponderância das redes no resultado final da avaliação da vulnerabilidade ambiental das sub-bacias Suiá-Miçu, que teve o pior índice, e da sub-bacia Ronuro, que apresentou o melhor, respectivamente.

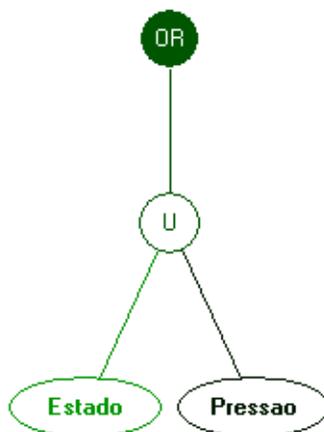


Figura 34: Preponderância das redes antecedentes a rede Vulnerabilidade na avaliação da sub-bacia Suiá-Miçu.

Podemos perceber que a rede Estado, por possuir um tom mais verde, foi a rede que mais contribuiu para o índice de vulnerabilidade da sub-bacia Suiá-Miçu. A preponderância da rede Estado em relação à rede Pressão na avaliação desta sub-bacia é ilustrada pela comparação entre as classificações da preponderância dos *data links* das duas redes para a sub-bacia Suiá-Miçu (Figuras 28 e 31). Enquanto na rede Estado os *data links* eram mostrados na sua grande maioria em tons de verde, na rede Pressão, apenas um *data link* aparecia verde e os outros todos vermelhos, indicando pouca contribuição para o resultado daquele índice.

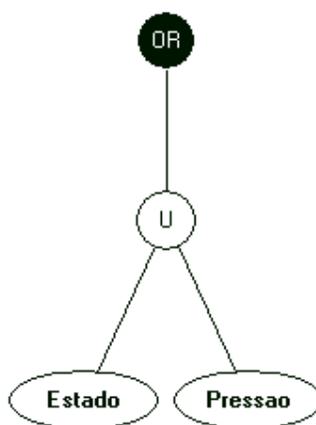


Figura 35: Preponderância das redes antecedentes a rede Vulnerabilidade na avaliação da sub-bacia Ronuro.

Assim como no caso anterior, a comparação entre as classificações da preponderância dos *data links* das duas redes, Estado e Pressão, para a sub-bacia Ronuro explica o resultado da preponderância das redes no seu resultado para vulnerabilidade ambiental, que mostrou-se equilibrada. Tanto na rede Estado, como na rede Pressão, a sub-bacia Ronuro apresentou equilíbrio na importância dos *data links* para o seu respectivo índice.

3.10 Pegada Ecológica

Uma vez que os dados necessários para o cálculo da pegada ecológica na área de estudo estavam disponíveis somente por município, primeiramente foi calculada a pegada de cada um dos 36 municípios que compõem a bacia hidrográfica do rio Xingu no MT. Posteriormente, foi feita uma ponderação entre a

pegada ecológica de cada município pela extensão territorial ocupada por ele em cada uma das sub-bacias, com o intuito de se ter um valor aproximado da pegada de cada uma delas.

3.10.1 Dados utilizados

Para se realizar o cálculo da pegada ecológica nesta metodologia, deve-se basicamente dividir a média de consumo per capita dos itens avaliados pelo seu rendimento, que por sua vez, é calculado pela divisão da produção total do determinado item pela área ocupada para sua produção. Tendo-se destacado isto, os dados utilizados para a avaliação deste indicador são apresentados a seguir:

População

Referem-se à população de cada município segundo o Censo Demográfico Nacional (IBGE, 2000).

Consumo médio

Na falta de dados completos e precisos sobre o consumo nos municípios estudados, utilizou-se a média de consumo per capita anual para o Estado do Mato Grosso proveniente da Pesquisa de Orçamento Familiar do IBGE (2003). Os resultados desta pesquisa podem ser vistos na Tabela 12 informaram a média de consumo per capita anual para os seguintes grupos de alimentos:

Tabela 12: Média de consumo dos itens considerados para o cálculo da Pegada Ecológica.

Item de consumo	Descrição	Consumo per capita (ton)
Cereais	arroz não-especificado, arroz polido, milho em grão, milho verde em conserva, milho verde em espiga, outros;	0,05
Leguminosas	feijão fradinho, feijão jalo, feijão manteiga, feijão mulatinho, feijão preto, feijão rajado, feijão roxo, outros feijões, outros;	0,01
Hortaliças Folhosas	Acelga, agrião, alface, cheiro-verde, couve, couve brócolis, couve flor, repolho, outras;	0,002
Hortaliças Frutosas	Abobora, abobrinha, azeitona em conserva, berinjela, cebola, chuchu, jiló, maxixe, pepino fresco, pimentão, quiabo, tomate, vagem, ouras;	0,01
Hortaliças Tuberosas	Alho, batata-aipo, batata baroa, batata doce, batata inglesa, batata não especificada, beterraba, cará, cenoura, inhame, mandioca, outros;	0,009
Frutas de clima tropical	Abacate, abacaxi, acerola, banana d'água, banana da terra, banana maçã, banana ouro, banana prata, outras bananas, goiaba, laranja Baía, laranja lima, laranja pêra, laranja seleta, outras laranjas, limão comum, mamão, manga, maracujá, melancia, melão, tangerina, outras;	0,011
Frutas de clima temperado	Ameixa, caqui, maçã, morango, pêra, pêssego, uva, outros;	0,001
Carnes bovinas de primeira	Alcatra, carne moída, carne não especificada, chã-de-dentro, contrafilé, filé mignon, lagarto comum, lagarto redondo, patinho;	0,007
Carnes bovinas de segunda	Acém, capa de filé, carne moída, carne não especificada, costela, músculo, pá, peito, outras;	0,008
Carnes bovinas (Outras)	Carne de hambúrguer, carne de sol, carne moída não especificada, carne não especificada, carne seca, mocotó, outras;	0,003
Pescados de água doce	Acará fresca, acari fresca, anujá fresco, curimatã fresco, dourada fresca, jaraqui fresco, lambari fresco, piau fresco, surubim fresco, tambaqui fresco, tilápia fresca, traíra fresca, tucunaré fresco, outros pescados em file congelado, outros pescados em file fresco, outros pescados frescos.	0,001

Não são apresentados dados sobre o consumo de madeira e papel e celulose para que fosse contabilizado o consumo de produtos florestais. Ao consumo médio de madeira (lenha e carvão vegetal) para queima direta foi atribuído o valor da média mundial per capita de consumo fornecida pela International Energy Agency (IEA, 1999), de 0,4 m³.

Produção

Os dados de produção dos itens de consumo utilizados para o cálculo da pegada ecológica na área de estudo foram provenientes de pesquisas realizadas pelo IBGE: Pesquisa Pecuária Municipal (2007), Produção Agrícola Municipal (2008) e Produção da Extração Vegetal e Silvicultura (2008).

Em relação à produção de itens pesqueiros, como não foram encontrados dados referentes à região estudada, foi utilizado o total de consumo destes itens, multiplicando-se a média de consumo pelo total da população na bacia.

Área ocupada pela produção

Os dados pesquisados para produção dos diversos itens de consumo avaliados neste estudo não informavam a área ocupada pelas culturas. Além disso, outras fontes de dados que continham esta informação, como é o caso dos dados referentes ao Censo Agropecuário do IBGE (2006) eram muito incompletos, apresentando dados de poucos municípios do Estado. Dessa forma, para se contabilizar as áreas ocupadas para a produção destes itens, foram utilizadas as áreas das classes de uso do solo em escala 1:250.000 do PROBIO (2002): a agricultura, pecuária, área de influência urbana e água, este último para se obter a área absorvida pela produção pesqueira.

Em relação à área requerida para a produção de madeira, nenhum uso mapeado na base do PROBIO tinha condições de demonstrar tal extensão geográfica. Na impossibilidade de se conseguir esta informação, recorreu-se à relação proposta por Firmino et al. (2009) de que um hectare de área de terra produz 2,3 metros cúbicos de madeira.

Consumo total

Os valores de consumo médio per capita foram utilizados como referência, precisando ser calculados apenas o consumo total para posteriormente se ter a extensão geográfica da pegada total. Isto foi feito multiplicando-se a população municipal pela média per capita.

A Tabela 13 apresenta os valores médios de consumo per capita para a área de estudo que foram utilizados no cálculo do consumo total.

Tabela 13: Valores médios de consumo per capita por ano

<i>Itens de consumo</i>	<i>Média per capita (ton)</i>
Lavoura	0.097
Pecuária	0.019
Pesca	0.001
Madeira	0.4

Rendimento Médio Anual

Os valores totais de produção foram divididos pela área demandada para a sua produção, com o intuito de se chegar ao rendimento de cada município da bacia do rio Xingu.

3.10.2 Cálculo da Pegada Ecológica

Utilizou-se o indicador pegada ecológica (PE) para calcular, para a bacia do rio Xingu e posteriormente para suas sub-bacias, o espaço que cada habitante ocupa e utiliza para consumir os recursos naturais necessários à sua sobrevivência. Para a realização do cálculo, foi usada a metodologia oficial proposta por Wackernagel et al. (2005) e que consta no National Footprint Guidebook (2008). Utilizaram-se algumas adaptações pertinentes a realidade deste trabalho que tem a sua área de estudo em escala regional e não nacional, o que dificultou a aquisição dos dados referentes às demandas ecológicas.

A Tabela 14 mostra esquematicamente a metodologia proposta por Wackernagel (2005) e adaptada para o cálculo do indicador pegada ecológica na bacia do rio Xingu e suas sub-bacias.

Tabela 14: Metodologia utilizada para o cálculo da Pegada Ecológica

Fator		Consumo		Rendimento Médio Anual		Fator de Equivalência		Resultado Final
Cultura	=	ton/ano	/	ton/ha/ano	x	haG/ha	=	haG
Pastagem	=	ton/ano	/	ton/ha/ano	x	haG/ha	=	haG
Pesca	=	ton/ano	/	ton/ha/ano	x	haG/ha	=	haG
Floresta	=	m ³ /madeira/ano	/	m ³ madeira /ha/ano	x	haG/ha	=	haG
Área Urbana	=	ha	x	RMA cultura	x	haG/ha	=	haG

Com base nos dados disponíveis e na metodologia apresentada acima, a Tabela 15 apresenta o resultado da pegada ecológica referente a cada item de consumo e a pegada total em cada um dos municípios da bacia do rio Xingu.

Tabela 15: Pegada Ecológica dos municípios que compõem a bacia do rio Xingu

Município	Agricultura (haG)	Pecuária (haG)	Pesca (haG)	Influência urbana (haG)	Madeira (haG)	PE (haG)
Água Boa	0,064	0,000	0,000	0,000	0,243	0,307
Alto Boa Vista	0,055	0,024	3,598	0,000	0,243	3,920
Bom Jesus do Araguaia	0,063	0,039	0,020	0,000	0,243	0,365
Campinópolis	0,013	0,004	0,000	0,000	0,243	0,260
Canabrava do Norte	0,071	0,029	0,008	0,122	0,243	0,473
Canarana	0,063	0,027	0,011	0,000	0,243	0,345
Cláudia	0,062	0,087	0,150	0,178	0,243	0,720
Confresa	0,011	0,022	0,025	0,552	0,243	0,854
Feliz Natal	0,064	0,163	0,017	0,000	0,243	0,488
Gaúcha do Norte	0,063	0,039	0,368	0,180	0,243	0,894
Guarantã do Norte	0,050	0,000	0,173	0,404	0,243	0,871
Itaúba	0,063	0,004	0,025	0,000	0,243	0,336
Marcelândia	0,057	0,007	0,095	0,000	0,243	0,403
Matupá	0,046	0,000	0,083	0,000	0,243	0,372
Nova Brasilândia	0,071	0,022	0,000	0,000	0,243	0,336
Nova Nazaré	0,053	0,000	0,000	0,000	0,243	0,296
Nova Santa Helena	0,040	0,001	0,037	0,000	0,243	0,321
Nova Ubiratã	0,061	0,036	0,005	0,000	0,243	0,346
Nova Xavantina	0,063	0,002	0,000	0,000	0,243	0,308
Paranatinga	0,072	0,010	0,037	0,000	0,243	0,364
Peixoto de Azevedo	0,045	0,015	0,030	0,502	0,243	0,835
Planalto da Serra	0,074	0,005	0,000	0,000	0,243	0,322
Porto Alegre do Norte	0,075	0,044	0,306	0,000	0,243	0,669
Primavera do Leste	0,051	0,000	0,001	0,000	0,243	0,296
Querência	0,062	0,065	0,959	0,514	0,243	1,844
Ribeirão Cascalheira	0,068	0,016	0,014	0,175	0,243	0,517
Santa Carmem	0,065	0,045	0,000	0,357	0,243	0,711
Santa Cruz do Xingu	0,063	0,034	1,270	0,000	0,243	1,610
Santo Antonio do Leste	0,060	0,041	0,000	0,000	0,243	0,344
São Félix do Araguaia	0,062	0,003	0,035	0,000	0,243	0,343
São José do Xingu	0,059	0,004	0,059	0,000	0,243	0,365
Sinop	0,063	0,246	0,117	0,009	0,243	0,679
Sorriso	0,055	0,185	0,136	0,000	0,243	0,620
União do Sul	0,065	0,059	0,046	0,000	0,243	0,413
Vera	0,064	0,165	0,013	0,000	0,243	0,486
Vila Rica	0,059	0,014	0,023	0,176	0,243	0,515

Nela pode ser observado que o resultado do indicador apresentou grande amplitude em relação aos 36 municípios que compõem a bacia. Os valores mais baixos foram encontrados em Campinápolis (0,260 haG) e Primavera do Leste (0,296 haG), ambos alocados na área da sub-bacia Alto-Xingu. Já os municípios com resultados mais altos para a pegada foram Alto Boa Vista (1,844 haG) que ocupa áreas entre as sub-bacias Suiá-miçu e Médio-Xingu, e Querência (3,920 haG) que ocupa áreas nas sub-bacias Alto Xingu e também Suiá-miçu.

A Figura 36 mostra a classificação dos municípios que compõem a bacia do rio Xingu em relação a sua pegada ecológica.

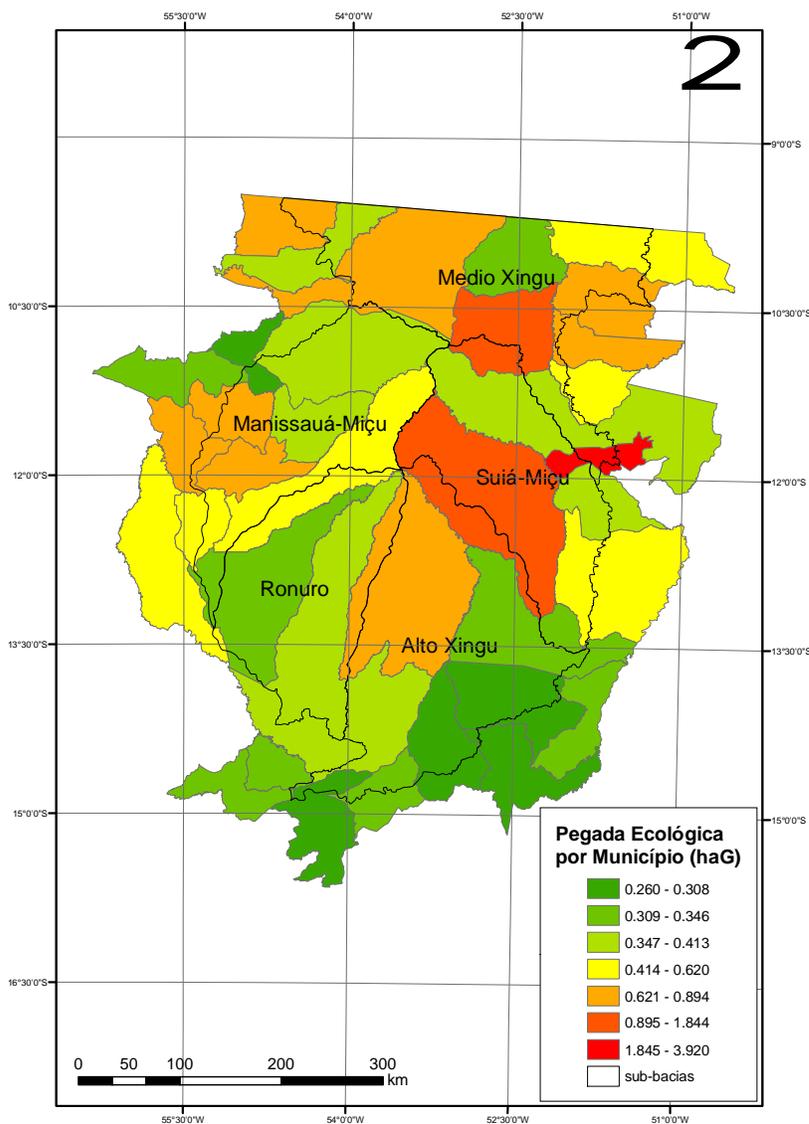


Figura 36: Pegada ecológica dos municípios da bacia do rio Xingu

3.10.3 Cálculo da Biocapacidade

A biocapacidade representa a taxa máxima de produção de recursos de uma população, num dado território, considerando para seu cálculo a soma das áreas bioprodutivas multiplicado pelo rendimento médio da área dos cinco principais usos da terra: áreas de lavoura, áreas de pastagem, áreas de pesca, áreas construídas e áreas de floresta (National Footprints Accounts Guidebook, 2008).

A Tabela 16 mostra esquematicamente a metodologia proposta por Wackernagel (2005) e adaptada para o cálculo da biocapacidade na bacia do rio Xingu e suas sub-bacias.

Tabela 16: Metodologia utilizada para o cálculo da Biocapacidade

Fator		Área Ocupada		Rendimento Médio Anual		Fator de Equivalência		Resultado Final
Cultura	=	ha	x	ton/ha/ano	x	haG/ha	=	haG
Pastagem	=	ha	x	ton/ha/ano	x	haG/ha	=	haG
Pesca	=	ha	x	ton/ha/ano	x	haG/ha	=	haG
Floresta	=	ha	x	m ³ madeira /ha/ano	x	haG/ha	=	haG
Área Urbana	=	ha	x	RMA cultura	x	haG/ha	=	haG

Para este estudo, da soma do total da área destes usos, foram excluídas as áreas ocupadas por terras indígenas e unidades de conservação, uma vez que seu uso é regulamentado por leis específicas. O resultado para o cálculo da biocapacidade dos municípios da bacia do rio Xingu pode ser visto na Tabela 17.

Tabela 17: Biocapacidade total e percapita dos municípios que compõem a bacia do rio Xingu

Município	Biocapacidade total (haG)	População	Biocapacidade per capita (haG)
Água Boa	2405426	16737	143,719
Alto Boa Vista	434207	6206	69,966
Bom Jesus do Araguaia	908108	4792	189,505
Campinópolis	1591433	12419	128,145
Canabrava do Norte	697505	4989	139,809
Canarana	2595442	15408	168,448
Cláudia	894848	10249	87,311
Confresa	1211470	17841	67,904
Feliz Natal	2800535	6769	413,73
Gaúcha do Norte	3756683	4605	815,784
Guarantã do Norte	2067080	28200	73,301
Itaúba	1581999	8565	184,705
Marcelândia	4361878	14448	301,902
Matupá	2321571	11289	205,649
Nova Brasilândia	824618	5786	142,519
Nova Nazaré	1298808	2955	439,529
Nova Santa Helena	1529276	3473	440,333
Nova Ubiratã	3831532	5654	677,668
Nova Xavantina	1854595	17832	104,004
Paranatinga	6908192	15342	450,28
Peixoto de Azevedo	4090718	26156	156,397
Planalto da Serra	765596	2881	265,74
Porto Alegre do Norte	898176	8623	104,16
Primavera do Leste	4068157	39857	102,069
Querência	3656553	7274	502,688
Ribeirão Cascalheira	3295977	8866	371,755
Santa Carmem	1223295	3599	339,899
Santa Cruz do Xingu	1241001	2357	526,517
Santo Antonio do Leste	1730606	3573	484,357
São Félix do Araguaia	4520889	10687	423,027
São José do Xingu	1543893	5944	259,74
Sinop	894003	74831	11,947
Sorriso	3372230	35605	94,712
União do Sul	1302089	4196	310,317
Vera	844462	9055	93,259
Vila Rica	1733061	15583	111,215

A Figura 37 apresenta a biocapacidade calculada para os municípios da bacia do rio Xingu.

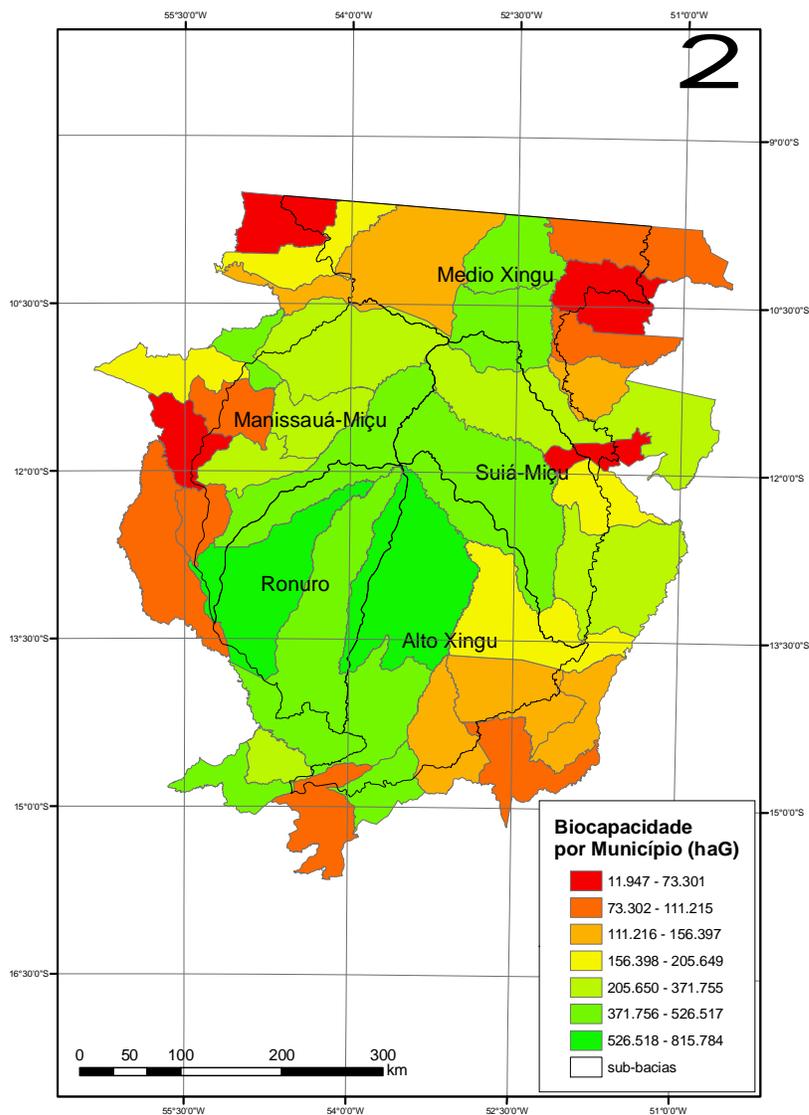


Figura 37: Biocapacidade dos municípios da bacia do rio Xingu

Ao observarmos a figura anterior, percebe-se que a biocapacidade aumenta à medida que vamos mais para o interior da bacia, tendo os municípios localizados nos limites da mesma, os piores resultados em relação a sua capacidade bioprodutiva. O município de Gaúcha do Norte localizados entre as sub-bacias Ronuro e Alto-Xingu obteve a maior biocapacidade (815,78 haG), enquanto Sinop, localizado na sub-bacia Manissauá-miçu, obteve a menor (11,94 haG).

3.10.4 Cálculo do Balanço Ecológico

A partir dos resultados anteriores para os municípios que compõem a bacia do rio Xingu, foi calculado o balanço ecológico municipal, que consiste na diferença entre a pegada ecológica e a biocapacidade. A Tabela 18 apresenta os resultados do balanço ecológico para os 36 municípios que fazem parte da bacia.

Tabela 18: Balanço Ecológico dos municípios que compõem a bacia do rio Xingu

Município	PE (haG)	BIO (haG)	BE (haG)
Água Boa	0,307	143,719	143,412
Alto Boa Vista	3,92	69,966	66,046
Bom Jesus do Araguaia	0,365	189,505	189,14
Campinápolis	0,26	128,145	127,885
Canabrava do Norte	0,473	139,809	139,336
Canarana	0,345	168,448	168,103
Cláudia	0,72	87,311	86,59
Confresa	0,854	67,904	67,05
Feliz Natal	0,488	413,73	413,242
Gaúcha do Norte	0,894	815,784	814,889
Guarantã do Norte	0,871	73,301	72,43
Itaúba	0,336	184,705	184,37
Marcelândia	0,403	301,902	301,498
Matupá	0,372	205,649	205,277
Nova Brasilândia	0,336	142,519	142,184
Nova Nazaré	0,296	439,529	439,233
Nova Santa Helena	0,321	440,333	440,012
Nova Ubiratã	0,346	677,668	677,321
Nova Xavantina	0,308	104,004	103,695
Paranatinga	0,364	450,28	449,916
Peixoto de Azevedo	0,835	156,397	155,562
Planalto da Serra	0,322	265,74	265,418
Porto Alegre do Norte	0,669	104,16	103,491
Primavera do Leste	0,296	102,069	101,773
Querência	1,844	502,688	500,844
Ribeirão Cascalheira	0,517	371,755	371,238
Santa Carmem	0,711	339,899	339,188
Santa Cruz do Xingu	1,61	526,517	524,907
Santo Antonio do Leste	0,344	484,357	484,013
São Félix do Araguaia	0,343	423,027	422,684
São José do Xingu	0,365	259,74	259,374
Sinop	0,679	11,947	11,268
Sorriso	0,62	94,712	94,092
União do Sul	0,413	310,317	309,903
Vera	0,486	93,259	92,773
Vila Rica	0,515	111,215	110,7

A Figura 38 apresenta a situação dos municípios em relação ao balanço ecológico. Pode-se observar que o resultado foi positivo em todos os municípios, variando entre 11,26 haG em Sinop e 814,88 haG em Gaúcha do Norte.

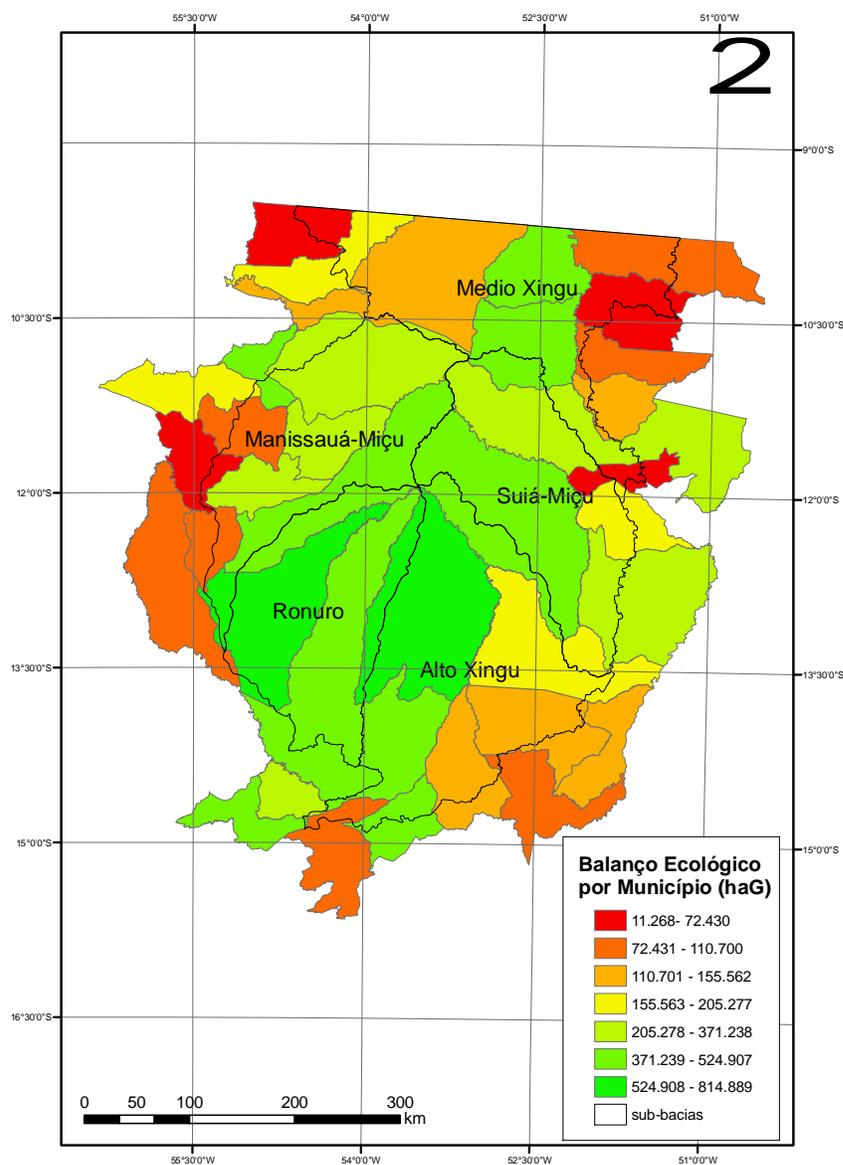


Figura 38: Balanço Ecológico dos municípios da bacia do rio Xingu

3.10.5. Ponderação dos Resultados da PE por Sub-bacias

Após os cálculos da pegada ecológica, da biocapacidade e do balanço ecológico para cada um dos municípios que compõem a bacia do rio Xingu, foi realizada uma ponderação entre estes resultados municipais e a área que cada um dos municípios ocupava dentro de cada sub-bacia. Dessa forma, obteve-se um valor único para o indicador em cada uma das sub-bacias do rio Xingu.

3.11 Avaliação dos resultados alcançados pelo Ecosystem Management Decision Support System - EMDS e pelo indicador Pegada Ecológica

Esta etapa do estudo visa comparar os resultados dos dois processos de avaliação ambiental propostos para a bacia do rio Xingu. Para que esta comparação fosse realizada de maneira clara, os resultados foram gerados para cada uma das cinco sub-bacias nos dois casos. As sub-bacias foram classificadas quanto aos resultados da vulnerabilidade ambiental realizada no EMDS e quanto a sua sustentabilidade, por meio do indicador pegada ecológica.

O mapa a seguir (Figura 39) revela a classificação das sub-bacias do rio Xingu em relação à vulnerabilidade ambiental calculada no EMDS.

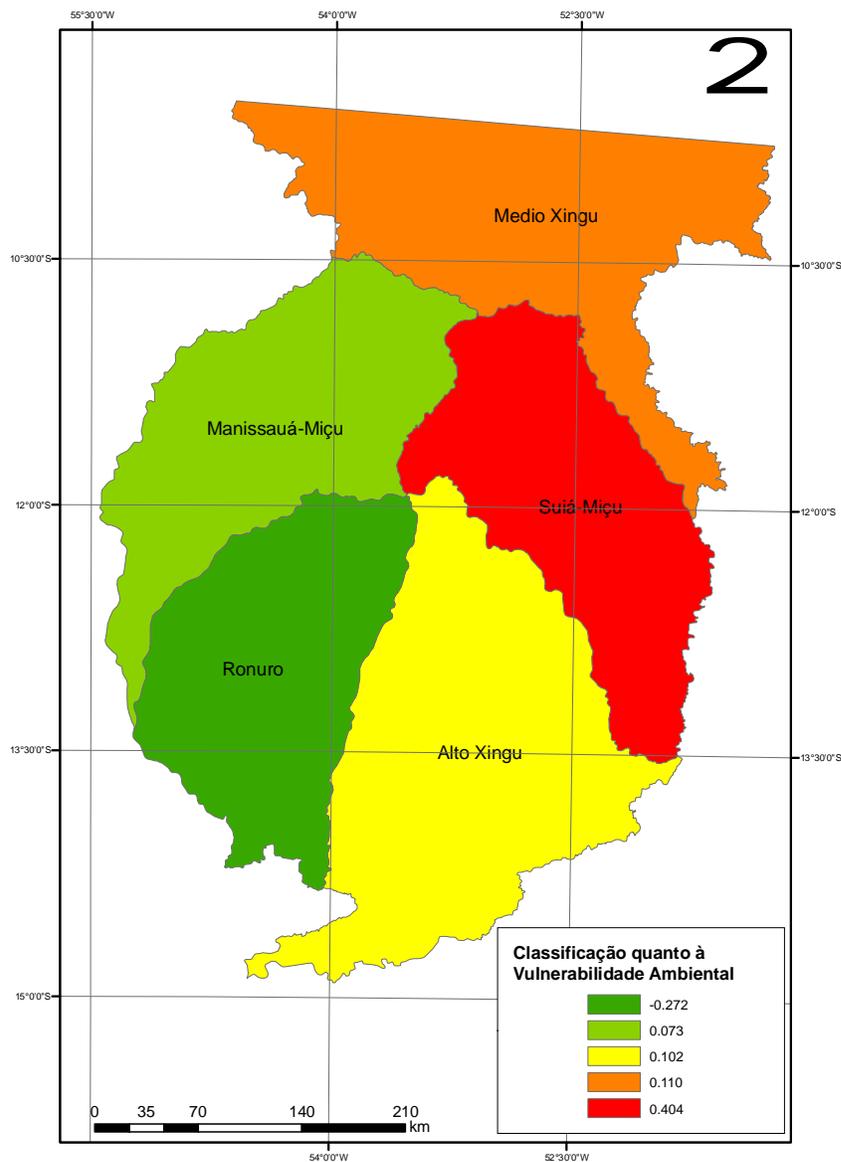


Figura 39: Mapa da classificação das sub-bacias do rio Xingu de acordo com sua vulnerabilidade ambiental

De acordo com o mapa mostrado, podemos observar que a sub-bacia do Suiá-Miçu (0,404) foi a que apresentou maior vulnerabilidade ambiental frente as variáveis avaliadas neste estudo, seguida das sub-bacias Médio Xingu (0,110), Alto Xingu (0,102) e Manissauá-Miçu (0,073). A sub-bacia que apresentou a menor vulnerabilidade foi a Ronuro (-0,272).

Para retratar a sustentabilidade das sub-bacias do rio Xingu, foram elaborados mapas (Figuras 40 a 42) para mostrar a classificação das sub-bacias estudadas quanto à pegada ecológica, a biocapacidade e o balanço ecológico, resultado da ponderação citada no item 10.5 deste capítulo.

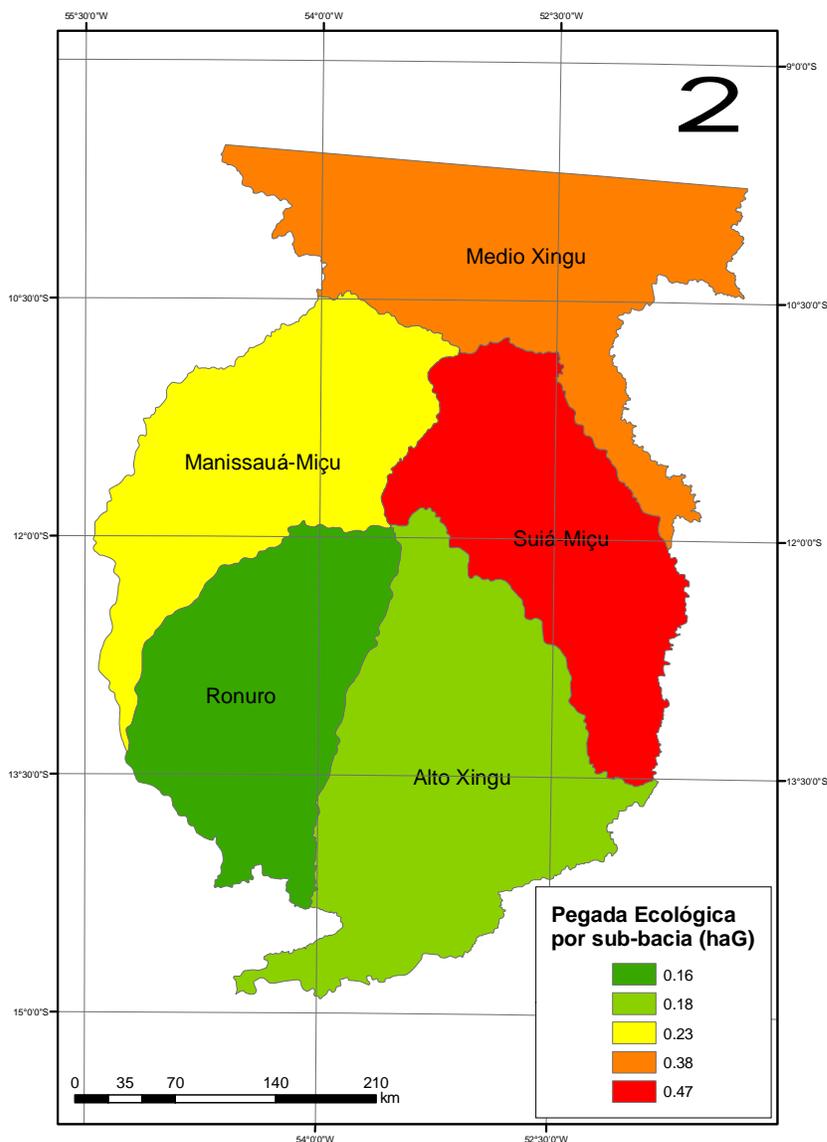


Figura 40: Mapa da classificação das sub-bacias do rio Xingu de acordo com sua pegada ecológica

De acordo com a Figura 40, podemos observar que foi também a sub-bacia do Suiá-Miçu (0,47) a que apresentou a maior PE e, portanto, o menor índice de

sustentabilidade na bacia. Em seguida aparecem as sub-bacias Médio Xingu (0,38), Manissauá-Miçu (0,23), e Alto Xingu (0,18). Mais uma vez, a sub-bacia que apresentou os melhores resultados, desta vez para a PE, foi a Ronuro (0,16). Cabe aqui ressaltar que, devidos a falta de dados consistentes, não foram utilizados como variável neste estudo as emissões da queima de combustíveis fósseis.

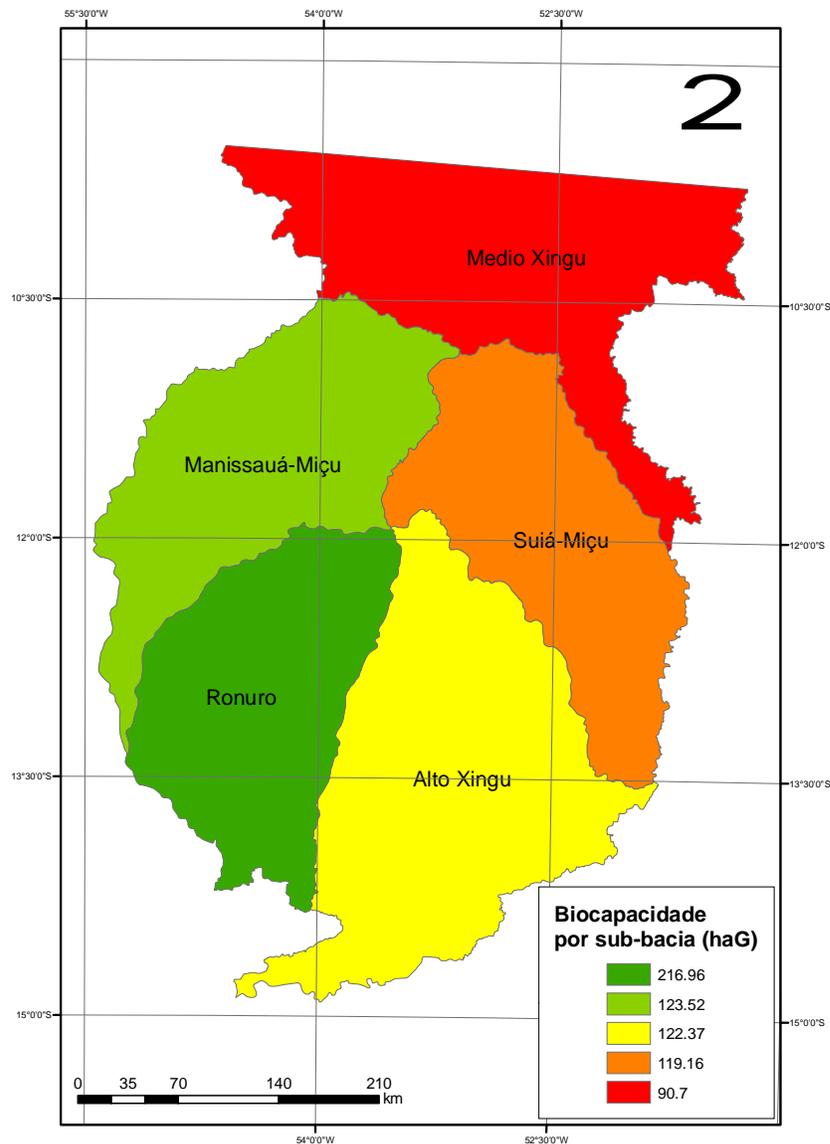


Figura 41: Mapa da classificação das sub-bacias do rio Xingu de acordo com sua biocapacidade

A Figura 41 mostra que a sub-bacia Médio Xingu obteve a menor biocapacidade dentro da bacia do rio Xingu (90,7 haG), enquanto a sub-bacia Ronuro (216,96 haG) apresentou o melhor resultado para este indicador.

Pode-se observar ainda que todas as sub-bacias tiveram uma biocapacidade muito alta, o que conceitualmente significaria que todas, independente das técnicas utilizadas na produção, teriam uma capacidade bioprodutiva muito eficiente. Isso é comprovado com o resultado do balanço ecológico realizado a seguir (Figura 42).

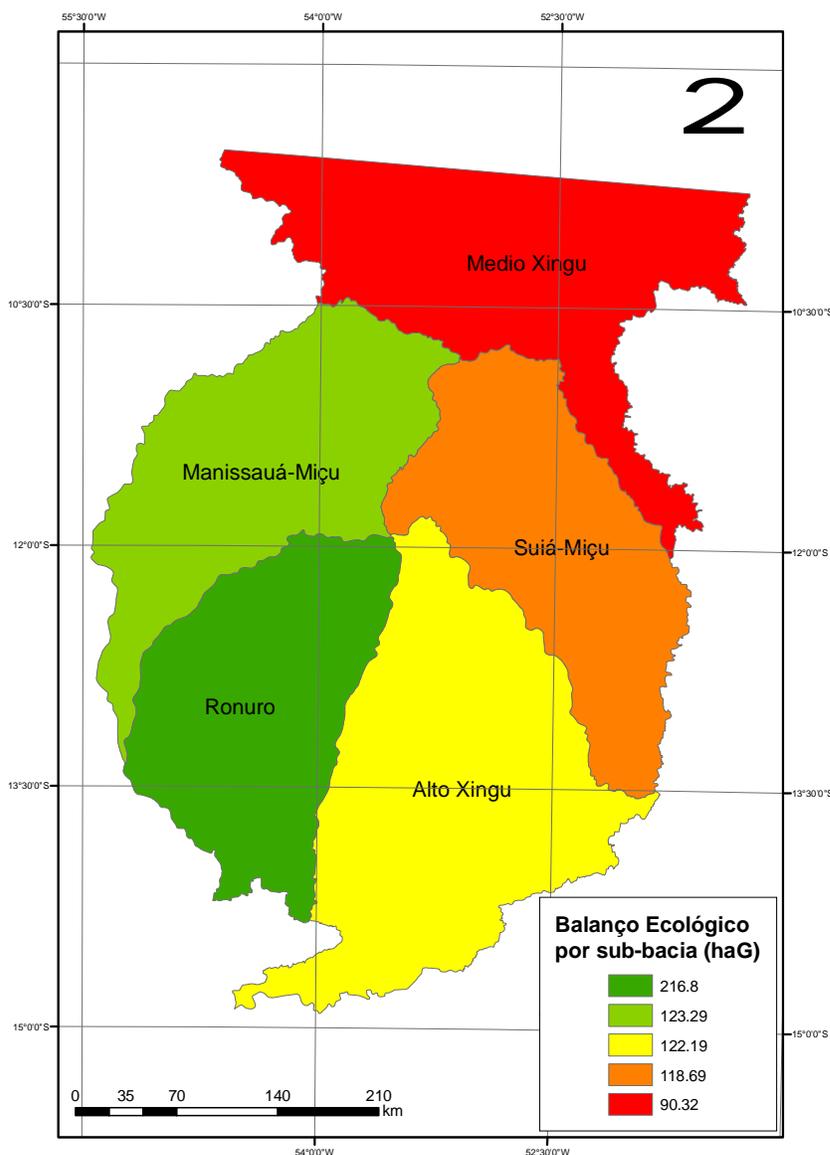


Figura 42: Mapa da classificação das sub-bacias do rio Xingu de acordo com seu balanço ecológico

Observou-se que a classificação das sub-bacias de acordo com o balanço ecológico não variou em relação à classificação elaborada para a biocapacidade, tendo havido apenas alterações sensíveis nos valores finais para cada sub-bacia. Tal constatação deve-se ao fato da metodologia proposta para o cálculo da biocapacidade levar em consideração toda a área de vegetação como área bioprodutiva. Ao se efetuar este cálculo em regiões densamente vegetadas, como é o caso da bacia do rio Xingu, o resultado acaba indicando que o balanço ecológico é altamente favorável, tendo este sido alavancado pelo alto valor da biocapacidade.

Em resumo, áreas avaliadas pelo indicador pegada ecológica que se apresentem densamente vegetadas, como uma região de floresta neste caso estudado, tendem a apresentar um resultado de superávit ecológico que pode comprometer futuramente a qualidade ambiental de uma região.

Ao tomarmos como exemplo a sub-bacia Suiá-miçu, a qual apresentou o maior índice de vulnerabilidade entre as sub-bacias estudadas através do SSDE, temos uma pegada de 0,47 haG e uma biocapacidade de 119,16 haG. Como o indicador revela um valor per capita, isto significa que uma pessoa utiliza 0,47 haG para produzir tudo que consome anualmente, enquanto a capacidade bioprodutiva do Suiá-miçu é de 119,16 haG, ou seja, a pegada ecológica desta sub-bacia se torna mínima em relação ao que pode ser produzido. O problema metodológico preocupante aqui é que, considerar toda esta biodiversidade como área produtiva para o cálculo, significaria perder toda a área de vegetação da sub-bacia Suiá-miçu, que era de 2.298.088 ha em 2002, em detrimento de áreas de lavouras e pastagens.

A comprovação da limitação metodológica encontrada neste estudo ganha força na comparação entre os valores de biocapacidade das sub-bacias do rio Xingu e a calculada para o Brasil. Segundo o Living Planet Report do WWF (2006), a biocapacidade brasileira per capita no ano de 2003 era de 9,9 haG contra 90,7 haG da sub-bacia Médio Xingu, que obteve o menor índice. Se compararmos com o resultado da sub-bacia Ronuro que foi de 216,96 haG, o melhor índice de biocapacidade entre as sub-bacias do rio Xingu, a limitação ficou ainda mais evidente.

Foram observadas algumas outras restrições ao cálculo da pegada ecológica. E primeiro lugar, há o problema de que a metodologia é proposta, acima de tudo, para áreas nacionais. As adaptações da aplicação para estudos em nível regional mostraram a dificuldade para a aquisição de dados consolidados. Percebe-se que

não há uma infra-estrutura apropriada para que se possa desenvolver esse tipo de trabalho numa escala maior. É ainda relatado freqüentemente na literatura, que dados para se trabalhar em escalas maiores são naturalmente mais escassos ou divergentes, quando encontrados.

Outro entrave para a realização consistente de tal metodologia é a inexistência de outras aplicações para o mesmo objeto de estudo (bacias hidrográficas), o que impossibilita, primeiramente, uma abordagem teórica mais consistente. Além disso, faltam aplicações específicas para comparação, tanto em termos metodológicos, como em relação aos resultados obtidos para sabermos se são consistentes ou não.

Pode-se falar ainda sobre a dificuldade de obtenção de dados para a área geográfica escolhida, que normalmente são oriundos de fontes secundárias e de difícil acesso. “[...] quanto mais dados locais disponíveis, mais detalhados os resultados”, segundo o Global Footprint Network (2006b, p.2). A ausência de dados sobre o consumo de alguns dos diversos itens de consumo, de maneira geral, nesta escala de estudo, acaba por deixar os resultados subestimados. Isso não significa que os resultados de pegada ecológica alcançados nesse caso sejam errados, mas não são totais, e representam apenas a área necessária para garantir a demanda de um determinado bem de consumo.

3.12 Resultado Final da Avaliação da Bacia do Rio Xingu

Esta última fase do estudo visou comparar os resultados alcançados pelas duas propostas de avaliação trabalhadas neste estudo, a fim de se indicar as áreas de maior vulnerabilidade e menor sustentabilidade ambiental, com o intuito de subsidiar futuras intervenções na região da bacia do rio Xingu, no Estado do Mato Grosso. Diante do problema metodológico exposto no item anterior deste capítulo, o resultado do SSDE foi comparado não só com o resultado do balanço ecológico, como também com a da pegada ecológica. Esta decisão foi tomada, pois o balanço ecológico foi fortemente influenciado pelos valores de biocapacidade das terras, influenciado pela presença de expressivas áreas de floresta. O cálculo da pegada ecológica, embora a grande dificuldade de aquisição de dados para a área estudada, expressa melhor as pressões de uso existentes sobre as sub-bacias hidrográficas.

A Tabela 19 apresenta o resultado final da classificação das sub-bacias do rio Xingu quanto a sua vulnerabilidade ambiental (índice obtido a partir do SSDE), e quanto à sua sustentabilidade, utilizando para isso a pegada ecológica e o balanço ecológico.

Tabela 19: Classificação final das sub-bacias do rio Xingu quanto a Vulnerabilidade Ambiental e quanto a sua Sustentabilidade Ambiental

	Vulnerabilidade Ambiental		Pegada Ecológica		Balanço Ecológico	
	Sub-bacia	Resultado	Sub-bacia	Resultado	Sub-bacia	Resultado
1	Suiá-Miçu	0.404	Suiá-Miçu	0.47 haG	Médio Xingu	90.32 haG
2	Médio Xingu	0.11	Médio Xingu	0.38 haG	Suiá-Miçu	118.69 haG
3	Alto Xingu	0.102	Manissauá-Miçu	0.23 haG	Alto Xingu	122.19 haG
4	Manissauá-Miçu	0.073	Alto Xingu	0.18 haG	Manissauá-Miçu	123.29 haG
5	Ronuro	-0.272	Ronuro	0.16 haG	Ronuro	216.80 haG

A comparação entre os resultados para vulnerabilidade e para sustentabilidade a partir do balanço ecológico, indicou resultados diferentes em relação às sub-bacias que estariam em pior situação, fato ligado ao problema metodológico anteriormente exposto. O balanço ecológico indicou a sub-bacia Médio Xingu como a que tem a menor sustentabilidade e a sub-bacia Ronuro como a com o melhor resultado.

Na comparação entre a vulnerabilidade e a pegada ecológica os resultados obtidos colocaram a sub-bacia do Suiá-Miçu como a que carece de maior atenção dentro da bacia do rio Xingu. A sub-bacia Médio Xingu apresentou valores que indicam também alta vulnerabilidade e baixa sustentabilidade em relação às outras duas sub-bacias. A sub-bacia Ronuro mais uma vez apresentou os melhores resultados do estudo.

Dessa forma temos, que a porção leste da bacia do rio Xingu, composta pelas sub-bacias Suiá-Miçu, Médio Xingu e Alto Xingu, apresenta maior vulnerabilidade que a sua porção oeste, uma vez que estiveram no topo da classificação nas três avaliações realizadas neste estudo. Assim, em um contexto de tomada de decisão

para ações de recuperação e proteção ambiental, estas deveriam ser as áreas prioritárias indicadas por esta metodologia proposta.

3.13 Validação dos resultados

Este resultado já havia sido confirmado por expedições formadas pelo Instituto Socioambiental – ISA em companhia de membros da Associação Terra Indígena Xingu – ATIX no ano de 2003, realizadas no âmbito do Programa Xingu do ISA que visava apontar os impactos do cultivo da soja na bacia do rio Xingu. Estas expedições atravessaram os municípios de Canarana (Alto Xingu/ Suiá-Miçu), Querência (Suiá-Miçu) e Gaúcha do Norte (Alto Xingu), visitando fazendas, e, checando em campo as paisagens através de cartas-imagem Landsat 2000, verificaram que o cultivo da soja não está restrito às pastagens e/ou às áreas degradadas, mas também vem se expandindo para as áreas que estavam até então intactas. Segundo o ISA, estes desmatamentos continuam ao longo do entorno a leste e sul do Parque Indígena do Xingu – PIX (que se encontra bem no centro da área de estudo) e, atualmente, a produção também está se expandindo a oeste do PIX, em municípios que originalmente viviam da exploração madeireira. Em Gaúcha do Norte, ao sul do PIX, a expedição flagrou atividades de desmatamento em fazendas próximas ao rio Culuene e áreas recém-derrubadas em Querência, ao que tudo indica, para iniciar a cultura da soja.

A equipe da expedição Atix/ISA pode observar ainda processos de assoreamento nos principais rios já comprometidos no entorno do Parque do Xingu, como o Paca e o Darro, afluentes do Rio Suiá-Miçu. Outros rios como o Curisevo, o Culuene e o Suiá-Miçu têm apresentado mudanças na qualidade de suas águas conforme vem sendo presenciado pelas comunidades indígenas do parque.

Em algumas fazendas do município de Querência, visitadas pela expedição, foi constatado que, se não houver um trabalho urgente de recuperação, muitos afluentes dos rios Paca, Paranaíba, Darro e Suiá-Miçu terão em breve suas nascentes comprometidas.

3.14 Considerações Finais

Ao fim deste estudo, pode-se afirmar que os objetivos propostos foram atendidos, como o descrito abaixo:

- Avaliação da vulnerabilidade ambiental em uma bacia hidrográfica através do uso integrado das ferramentas computacionais de apoio à decisão espacial (SSDE) se mostrou apropriada;
- Flexibilidade para utilizar a rede com outras informações e em outras regiões, uma vez que a rede representa o conhecimento do fenômeno avaliado (vulnerabilidade ambiental);
- A pegada ecológica se mostrou um indicador especializável, que permite comparação do nível de sustentabilidade entre diferentes regiões geográficas;
- Em relação ao cálculo da pegada ecológica, ficou constatada a grande dificuldade de obtenção de dados para estudos em escalas mais detalhadas. Este fato acaba por subestimar os resultados do indicador, onde itens de consumo podem ser analisados apenas com dados conseguidos através de médias de consumo que extrapolam a região de estudo ou, em alguns casos, nem serem avaliados;
- Foi constatada ainda uma limitação no cálculo da biocapacidade em áreas densamente vegetadas, onde nesses casos os resultados se apresentam muito elevados em comparação com a pegada ecológica, o que resulta em um balanço ecológico altamente positivo. O alto valor da biocapacidade acaba minimizando o impacto da pegada ecológica na sustentabilidade da referida área. Dessa forma, fica recomendado o estudo de meios de se elucidar esta distorção em futuros trabalhos;
- A integração das duas metodologias apoiadas por técnicas da Geomática: suporte à decisão e cálculo espacializado da pegada ecológica podem

subsidiar os tomadores de decisão, uma vez que oferecem resultados passíveis de comparação no processo de a avaliação ambiental;

- Ao se comparar os resultados das duas avaliações, vulnerabilidade ambiental e pegada ecológica, pode ser observado que embora subestimados os valores da PE, a sua comparação com os resultados do SSDE para vulnerabilidade, em linhas gerais, validaram o resultado do sistema.

REFERÊNCIAS

- ALSPACH, A. J., 1999, "Integration of Geographic Information Systems (GIS) in Regional Participatory Development Projects". *GISOC99 Conference at the University of Minnesota, USA, June, 20-22.*
- ALTEGG, H.; ROTH, I; SCHELLER, A. *Monet measuring sustainable development: final report methods and results.* Neuchâtel: Swiss Federal Statistical Office, 2004.
- ARVOR, D.; DUBREUIL, V.; MEIRELLES, M. S. P. . Análise da Intensificação da Agricultura no Mato Grosso a partir de Dados TRMM3B42 e de séries Temporais MODIS/EVI. In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2009, Natal. Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. São José dos Campos: INPE, 2009a. p. 73-82.
- ARVOR, D.; DUBREUIL, V.; MEIRELLES, M. S. P.. Apport des Données TRMM 3B42 a l'étude des Précipitations au Mato Grosso. *Climatologie*, v. 5, p. 49-69, 2008a.
- ARVOR, D.; DUBREUIL, V.; MEIRELLES, M. S. P. . Detection de situations à risque pour la culture du soja a partir de données satellitaires TRMM e MODIS. In: XXI^{ème} Colloque de l'Association Internationale de Climatologie, 2008, Montpellier. XXI^{ème} Colloque de l'Association Internationale de Climatologie Montpellier 2008b. Montpellier, 2008b.
- ARVOR, D. ; DUBREUIL, V. ; VILLAR, Patricio Mendez del ; FERREIRA, C. M. ; MEIRELLES, M. S. P. . Développement, Crises et Adaptation des Territoires du Soja au Mato Grosso: l'exemple de Sorriso. *Confins. Revista Franco-Brasileira de Geografia*, v. 6, p. 5934, 2009b.
- ARVOR, d. ; DUBREUIL, V. ; VILLAR, Patricio Mendez del ; FERREIRA, C. M. ; MEIRELLES, M. S. P. . Les territoires du soja au Mato Grosso: Développement, crises et adaptation. In: 2nd Conges GIS Amérique Latine, 2007, Rennes. 2nd Conges GIS Amérique Latine, 2007a.
- ARVOR, d. ; MEIRELLES, M. S. P. ; MARTORANO, L. G. ; JONATHAN, Milton ; DUBREUIL, V. ; HERLIN, Isabelle ; BERROIR, J. . Séries temporais de EVI/MODIS na identificação da dinâmica da Soja em Sistema Plantio Direto no Mato Grosso, Brasil. In: 'XVIIth RBMCSA', 2008, Rio de Janeiro. 'XVIIth RBMCSA', 2008c. p. 4-4.
- ARVOR, d. ; NETO, J. L. Sant'Anna; DUBREUIL, V.; ALMEIDA, I. R.; MEIRELLES, M. S. P.. Análise dos perfis temporais de EVI/MODIS para o monitoramento da cultura da soja no Estado do Mato Grosso, Brasil. In: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2007, Florianopolis. Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2007.
- ARVOR, D., Etude par télédétection de la dynamique du soja et de l'impact des précipitations sur les productions au Mato Grosso (Brésil). PhD Thesis in geography, Université Rennes 2, Rennes, 396 p, 2009.

ARVOR, D., MEIRELLES, M. S. P., VARGAS, R., SKORUPA, L. A., FIDALGO, E. C. C., DUBREUIL, V., HERLIN, I., BERROIR, J-P. MONITORING LAND USE CHANGES AROUND THE INDIGENOUS LANDS OF THE XINGU BASIN IN MATO GROSSO, BRAZIL. International Geoscience and Remote Sensing Symposium – IGARSS10, Havai, USA – 2010.

ARVOR, D. ; DUBREUIL, V. ; Ronchail, J. ; MEIRELLES, M. S. P. . Contribuições dos Dados TRMM-3b42 ao Estudo das Precipitações no Estado de Mato Grosso. In: Jeater Waldemar M. C. Santos. (Org.). PRODUÇÃO DO ESPAÇO E TRANSFORMAÇÕES SÓCIO-AMBIENTAIS DAS PAISAGENS DO MATO GROSSO. Cuiaba: 2010, v. , p. -.

BATISTA, E. R.. Avaliação de cenários e de fragmentação como subsídio ao manejo e à proteção da paisagem. Estudo de caso: bacia Hidrográfica do Rio Mambucaba. Campinas: UNICAMP, 2005. Dissertação (mestrado). Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, arquitetura e Urbanismo. Universidade Estadual de Campinas, 2005.

BELLEN, H.M. Indicadores de sustentabilidade: uma análise comparativa. Rio de Janeiro: Editora FGV, 2007.

BERTONI, J. e LOMBARDI NETO, F.L. Conservação dos solos. 4ª. Edição. São Paulo: ícone, 1999.

BONHAN-CARTER, G. G.– Geografic Information Systems for Geoscientists, modeling with GIS. Pergamon, 1994

BOSSSEL, H. Indicators for sustainable development: Theory, method, applications. International Institute for Sustainable Development, Winnipeg, Manitoba, Canada, 124 pp. 9. 1999.

BOUYSSOU, D. Decisão Multicritério ou Apoio Multicriterial. Boletim do Grupo de Trabalho Europeu de apoio multicritério à decisão, Série 2, Nº 2, 1-2, 1993.

BUENO, M. do C. D. Utilização de Redes de Dependência e Lógica Nebulosa em Estudos de Avaliação Ambiental. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro. UERJ. PPGEC, RJ, 2003. 121p. Disponível em: <http://www.geomatica.eng.uerj.br>.

BUENO, Maria Do Carmo Dias; MEIRELLES, M. S. P.; COUTINHO, Heitor Luis da Costa. Utilização de Redes de Dependência para a Avaliação do Impacto Erosivo da Bacia do Alto Taquari. In: IV Congresso Brasileiro da Sociedade Brasileira de Informática Aplicada a Agropecuária e à Agroindústria, 2003, Porto Seguro - Bahia. SBAGRO - IV Congresso Brasileiro da Sociedade Brasileira de Informática Aplicada a Agropecuária e à Agroindústria, 2003. v. 1. p. 233-238.

BURROUGH, P. (1998). Dynamic Modelling and Geocomputation. Geocomputation: A Primer. P. Longley, M. Batty and R. McDonnel. London, John Wiley & Sons.

BURROUGH, P. e MACDONNEL, R. Principles of Geographical Information Systems – Spatial Information Systems and Geostatistics. 1998.

Calculation Methodology for the National Footprint Accounts, 2010. Disponível em: <http://www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/page/methodology/>. [Acesso em: 05/06/2010].

CÂMARA, G.; BARBOSA, C.; CORDEIRO, J. P.; LOPES, E.; FREITAS, U. M. de; LUCENA, Álgebra de mapas. In: CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. Introdução à Ciência da Geoinformação. 2003. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd/cap8-algebra.pdf>. Acesso em: 4 dezembro 2003.

CARVALHO, M. S.e CRUZ, O. G.; Mortalidade por causas externas – Análise exploratória espacial, Região Sudeste/Brasil. In anais XI Encontro Nacional de Estudos Populacionais, Caxambú, 19 a 23 de Outubro de 1998.

CHRISTOFOLETTI, A. Análise morfométrica das bacias hidrográficas do Planalto de Poços de Caldas (MG), Tese de Livre Docência – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Universidade Estadual Paulista, 1970.

CHRISTOFOLETTI, A. Modelagem de sistemas ambientais. São Paulo: Ed. Edgard Blücher, 1999. 1 ed. 236p.

COSTA, T. C. C.; SOUZA NETO, N. C.; OLIVEIRA, M. A. J.; ACCIOLY, L. J. O. Estimativa da diversidade florística da caatinga por meio da análise multicritério. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11, 5-10 abril 2003, Belo Horizonte. Anais... Belo Horizonte: INPE, 2003. p. 2689-2696. (CD-ROM).

CUNHA, S.B., GUERRA, J.T. (Organizadores). Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos. 6ª. Ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005.

DEL'ARCO, D. M. Susceptibilidade à erosão da macroregião da bacia do Paraná. Campo Grande. Convênio IBGE – MS. 277p. – 1992. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/pevs/2008/default.shtm> [Acesso em: 20/04/2010].

EASTMAN, J. R. Idrisi 3.2 - Guide to GIS Image processing. v. 2. Worcester, MA, USA: Clark Labs. Clark University. 1999.

EDWARDS LS. 1977. A modified pseudo-section for resistivity and induced-polarization. Geophysics, 3: 78-95.

EEA [European Environment Agency], 1998a, Computer-Based Models in Integrated Environmental Assessment. Technical Report No. 14. Disponível em: <http://europa.eu.int/comm/agriculture/publi/landscape/index.htm> [Acesso em 02/09/2009].

EMBRAPA SOLOS. UEP. Página institucional. Disponível em < <http://www.uep.cnps.embrapa.br/>>. [Acesso em: 01/11/2009].

ESTY, D. C., M.A. LEVY, C.H. KIM, A. de SHERBININ, T. SREBOTNJAK, and V. MARA. 2008. 2008 Environmental Performance Index. New Haven : Yale Center of Environmental Law and Policy. Disponível em:
<http://www.yale.edu/epi/files/2008EPI_Text.pdf>. [Acesso em: 07/10/2010].

FALCETTA, M.; et al. Bases técnicas e metodológicas do DSS e aplicações em outros países. PROGES (Progetti di Sviluppo). in Seminário Projeto TAGUBAR (Tangencial Guanabara Bay Aeration and Recovery) - Engenharia de Produção, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2006.

FELDMAN, F. Entendendo o meio ambiente. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo: SMA, 1997.

FIDALGO, Elaine Cristina Cardoso. *Crítérios para a análise de métodos e indicadores ambientais usados na etapa de diagnóstico de planejamentos ambientais*. Tese de Doutorado, Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP: [s.n.], 2003. Disponível em:
<<http://cutter.unicamp.br/document/?code=vtls000303237>>. Acesso em: set. 2010.

FIRMINO, L.E. et al. Movimento do herbicida imazapyr no perfil de solos tropicais. Revista Planta Daninha, v.26, n.1, p.223-230, 2008. Disponível em:
<http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-83582008000100023&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt>. [Acesso em: 20 mar. 2009].

FULLER, D.; JEFFE, M.; WILLIAMSON, R. A.; JAMES, D. Satellite remote sensing and transportation lifelines: safety and risk analysis along rural Southwest roads. In: ISPRS COMMISSION I SYMPOSIUM 2002, Denver.; MID-TERM SYMPOSIUM A IN CONJUNCTION WITH PECORA 15 LAND SATELLITE INFORMATION, 4, 10 –15 Nov. 2002. Integrated Remote Sensing at the Global, Regional and Local Scale. Denver, CO: ISPRS, 2002. Disponível em:
<http://www.isprs.org/commission1/proceedings/paper/00089.pdf>. Acesso em: 06 maio 2005.

GLOBAL FOOTPRINT NETWORK 2006a. Disponível em www.footprintnetwork.org/. [Acesso em 02/06/2010].

GLOBAL FOOTPRINT NETWORK. 2006b. ICLEI's Footprint Initiative, 2006. Disponível em: www.footprintnetwork.org/. [Acesso em 02/06/2010].

GLOBAL FOOTPRINT NETWORK, 2006b

GOUZEE, N.; MAZIJN, B.;BILLHARZ, S. Indicators of Sustainable Development for Decision-Making. Report of the Workshop of Ghent, Bélgica. World Resources Institute, 78 pp - 1995.

HALL, P.A.V., 1996, "Decision Support Systems for Sustainable Development: Experience and Potential". International Conference on Decision Support Systems for Sustainable Development: Software Technology for Agenda 21, Macau, Fevereiro, 24 – Março, 8.

HAMMOND, A.; ADRIAANSE, A.; RODENBURG, E.; BRYANT, D.; WOODWARD, R.. Environmental indicators: a systematic approach to measuring and reporting on environmental policy performance in the context of sustainable development. World Resources Institute, 1995.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Agrícola Municipal - PAM, 2008. Disponível em:
<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/pam/2008/default.shtm> [Acesso em: 20/04/2010].

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Pecuária Municipal – PPM, 2007. Disponível em:
<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2008/default.shtm> [Acesso em: 20/04/2010].

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa da Extração Vegetal e Silvicultura – PEVS, 2008.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa de Orçamento Familiar – POF, 2003. Disponível em:
<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pof/2002aquisicao/tab16.pdf> [Acesso em: 20/04/2010].

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (IEA) - 1999. World Energy Outlook. Looking at Energy Subsidies: Getting the prices right, Paris.

ISA – Instituto Socioambiental (2003) O Xingu na mira da soja. Disponível em:
<http://www.socioambiental.org/esp/soja/1.shtm>. [Acesso em: 09/06/2010].

JENKINS, A; PETERS, N.E; RODHE, A. (1994). “Hydrology”. In Moldan, B; Cerny, J. (Cord.) Journal Biogeochemistry of small catchments: a tool for environmental research. (scope 51). Ed. John Wiley & Sons, Chichester, p.31-54.

JESINGHAUS, J.,1999, Indicators for Decision-Making. European Commission, JRC/ISIS/MIA, TP 361, I-21020 Ispra, VA, Italy.

JONATHAN, Milton ; MEIRELLES, M. S. P. ; BERROIR, Jean Paul ; HERLIN, Isabelle . Considerações para o monitoramento do uso do solo com dados modis para longos períodos e em escala regional, e sua aplicação na Bacia do Alto Taquari, MS/MT. RBC. Revista Brasileira de Cartografia, v. 1, p. 1-7, 2007.

KUMMER, O. P. Identificação de áreas prioritárias para a conservação dos recursos hídricos, utilizando sistemas de suporte à decisão espacial, na bacia do rio Teles Pires – MT. Cuiabá, 2009. Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Geografia) Universidade Federal do Mato Grosso.

LOUETTE, A. et al; Indicadores de Nações: uma Contribuição ao Diálogo da Sustentabilidade: Gestão do Conhecimento / organização. - 1.ed. São Paulo: WHH – Willis Harman House, 2008.

MENDES, J. F. G.; MOTIZUKI, W. S. Urban quality of life evaluation scenarios: the case of São Carlos in Brazil. *CTBUH Review*, University of Illinois at Urbana-Champaign, v. 1, n. 2, p. 13-23, 2001.

MEIRELLES, M. Análise integrada do ambiente através de geoprocessamento – Uma proposta metodológica para elaboração de zoneamento. Tese de doutorado em geografia; Rio de Janeiro: Universidade do Estado do Rio de Janeiro. IGEO, 1997. xii, 192p. Disponível em <http://www.geomatica.eng.uerj.br> [Acesso em: 23/10/2009].

MEIRELLES, M. S. P. (Org.); CAMARA NETTO, Gilberto (Org.) ; Almeida, C. M. (Org.) . *GEOMÁTICA - Modelos e Aplicações Ambientais*. 1. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. v. 1. 593 p.

MEIRELLES, M. S. P. ; DIAS, Thatyana Carla de Souza ; BUENO, Maria Do Carmo Dias ; COUTINHO, Heitor Luis da Costa ; LEITE, Álvaro A S . Sistema de Suporte a Decisão para Gestão de Bacias Hidrográficas. In: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos hídricos, 2005, João Pessoa. Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos hídricos, 2005.

MEIRELLES, M. S. P.; JONATHAN, Milton; FERRAZ, Rodrigo Peçanha Demonte; Arvor, d.. Subsídios da Geomática para avaliação da influência da dinâmica do uso do solo nos serviços ecossistêmicos. In: Fátima Branquinho; Israel Felzenszwalb. (Org.). *Meio Ambiente: Experiências em pesquisa multidisciplinar e formação de pesquisadores*. 1 ed. Rio de Janeiro: MAUAD Editora, 2007, v. 1, p. 113-130.

MEIRELLES, M. S. P. ; MOREIRA, Fabio Roque ; CAMARA NETTO, Gilberto ; COELHO NETTO, Ana Luiza ; CARNEIRO, Thales A . Métodos de Inferência Geográfica: Aplicação no Planejamento Regional, na Avaliação Ambiental e na Pesquisa Mineral. In: Margareth Simões Penello Meirelles; Gilberto Camara Netto; Cláudia Maria de Almeida. (Org.). *GEOMÁTICA - Modelos e Aplicações Ambientais*. 1 ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007, v. 1, p. 282-386.

MEIRELLES, M. S. P.; MOREIRA, Fabio Roque; CAMARA NETTO, Gilberto . Técnicas de Inferência Espacial. In: Margareth Simões Penello Meirelles; Gilberto Camara Netto; Cláudia Maria Almeida. (Org.). *Geomática - Modelos e Aplicações Ambientais*. Brasília: Embrapa Informação tecnológica, 2007, v. 1, p. 107-189.

MMA/IBAMA - Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas Departamento de Conservação da Biodiversidade. Projeto de Conservação e Utilização da Diversidade Biológica Brasileira - PROBIO. Sub-Projetos: Levantamento da cobertura vegetal e do uso do solo do Bioma Cerrado; Uso e Cobertura da terra na Floresta Amazônica, 2002. Disponível em: <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>. [Acesso em: 09/12/2009].

MONTEIRO, R. R.; FIDALGO, E. C. C.; MEIRELLES, M. S. P.; PEDREIRA, B. C. C. G.; CASTANHEIRA, M.; SKORUPA, L.. Dinâmica do desflorestamento e uso das terras na região dos formadores do rio Xingu. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 14. (SBSR) 25-30 abril 2009, Natal. São José dos Campos: INPE, 2009, p. 6005-6012. DVD, On-line. ISBN : 978-85-17-00044-7. Disponível em:

<http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.14.17.11/doc/6005-6012.pdf>. [Acesso em: 25/07/2009].

MOREIRA, F. R. da S. Uso e avaliação de técnicas de integração e análise espacial de dados em pesquisa mineral aplicadas ao Planalto de Poços de Caldas. São Paulo: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Pós-graduação em Sensoriamento Remoto, 2001.

MURPHY, P. et al. The Complete Decision Formulation, Analysis, and Presentation for Windows. V. 3.0 - User's Guide. Seattle, WA: Info Harvest Inc., 2002. Disponível com o pacote de instalação do EMDS.

National Footprint Guidebook, 2008. Disponível em: <http://www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/page/methodology/>. [Acesso em: 05/06/2010].

OECD [Organization for Economic Co-Operation and Development], 1993, Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews. Environment Monographs No 83.

ORTOLANO, L. Environmental planning and decision making. New York: John Wiley & Sons, 1984.

PAULA, E.M.S, de; SOUZA, M.J.N. de. Lógica Fuzzy como técnica de apoio ao Zoneamento Ambiental. Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril, 2007, INPE, p.2979-84.

PEREIRA, S. E. M. Uso de Sistemas de Suporte à Decisão Espacial como subsídio ao planejamento territorial. Aplicação ao Zoneamento ecológico-econômico. Rio de Janeiro: UERJ, 2006. Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-graduação em Engenharia da Computação – área de concentração Geomática), Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.geomatica.eng.uerj.br> [Acesso em: 18/09/2009].

PLANT, R., STONE, N.D., 1991, Knowledge-based Systems in Agriculture. McGraw-Hill, Toronto, ON.

RAHMAN, M. A., 1998, *A Participatory DSS to Incorporate Local Knowledge for Resource and Environmental Management in Developing Countries*. Disponível em: http://www.fes.uwaterloo.ca/u/marahman/PhD_Comprehensive.html [Acesso em 21/1/2010].

REYNOLDS, K. M., 1999a, *NetWeaver for EMDS User Guide (version 1.1): a Knowledge Base Development System*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-471, Portland, OR. 75 p.

REYNOLDS, K. M., 1999b, *EMDS Users Guide (version 2.0): Knowledge-Based Decision Support for Ecological Assessment*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-470, Portland, OR. 63p.

REYNOLDS, K.M., 2001, Fuzzy Logic Knowledge Bases in Integrated landscape Assessment: Examples and Possibilities. Gen. Tech. Rep. PNW- G T R – 5 2 1, U. S. Departamento of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR. 24 p.

ROTMANS, J., 1999, *Integrated Assessment – A Bird´s-Eye View*. International Centre for Integrative Studies, Maastricht University, Holanda. Disponível em: http://icis.unimaas.nl/publ/downs/99_20.pdf [Acesso em 04/04/2010].

SAATY, T. L. The Analytic Hierarchy Process. McGraw-Hill. New York, 1980.
SAATY, T.L. Multicriteria Decision Making – The Analytical Hierarchy Process, Pittsburg, RWS Publications, 1992.

SANTOS, M. *A Natureza do Espaço*. 4ª edição. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2006.

SANTOS, Rozely .Ferreira dos; CARVALHAIS, Helder Bicalho; PIRES, Fátima. Planejamento ambiental e sistemas de informações geográficas. Caderno de Informações Geográficas - CIG, 1(2), 1998. Disponível em: <<http://orion.cpa.unicamp.br/cigv1n2a2.html>>.

SCANDAR NETO, W.J. *Indicadores de desenvolvimento sustentável no Brasil*. 4º Seminário Fluminense de Indicadores, 2004. Cadernos de textos. Rio de Janeiro: Fundação CIDE, 2004, 116 p.

SECRETARIA DE ESTADO DE PLANEJAMENTO E COORDENAÇÃO GERAL DE MATO GROSSO/CONSÓRCIO DE ENGENHEIROS CONSULTORES – SEPLAN-MT/CNEC. Memória Técnica de Pedologia. In: Diagnóstico Sócio-Econômico-Ecológico do Estado de Mao Grosso. Parte 2: Sistematização de Informações Temáticas. CNEC. Nível Compilatório. DESS-PD-RT-002. Cuiabá-MT, 2000.

SoE (State of the Environment) Task Force, 2000, *Core Environmental Indicators for Reporting on the State of the Environment*. Australia and New Zealand Environment and Conservation Council, Environment Australia, Camberra. Disponível em: <http://www.erin.gov.au/soe/soe.html> [Acesso em 08/12/2009].

TEIXEIRA, Fernanda Augusta Pinto. Uma proposta metodológica para subsidiar a avaliação de sustentabilidade utilizando imagens MODIS e SIG. Rio de Janeiro: UERJ, 2009. Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-graduação em Engenharia da Computação – área de concentração Geomática), Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.geomatica.eng.uerj.br> [Acesso em: 21/01/2009].

TURNER, I. A.; CORLETT, R.T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain Forest. *Trends in Ecology and Evolution*, v.II, nº 8, p.330-333, 1996.

VETTORAZZI, C.A. Avaliação Multicritérios, em Ambiente SIG, Na definição de Áreas Prioritárias À Restauração Florestal Visando a Conservação dos Recursos

Hídricos. Piracicaba: ESALQ/USP, 2006. Tese de Livre Docência, Escola Superior de Agricultura "Luis de Queiroz", Universidade de São Paulo, 2006.

VILLAS BOAS, A. et. al. Diagnóstico Socioambiental da Região dos Formadores do Xingu. Instituto Socioambiental. São Paulo, 2000. Página 2.

VOOGD, Henk. *Multicriteria evaluation for urban and regional planning*. London: Pion, 1983.

WACKERNAGEL, M et al. National Footprint and Biocapacity Accounts 2005: The Underlying Calculation Method. Disponível em: www.footprinetwork.org [Acesso: 26/06/2010].

WACKERNAGEL, M; REES, W.E. *Our Ecological footprint: Reducing Human Impact on the earth*. Philadelphia: New Society Publishers, 1996.

WALZ, R.. Development of environmental indicator systems: experiences from Germany. *Environmental Management*, 25(6):613-623, Jun. 2000.

WEBER, J-L., HALL, M., 2000, *Towards Spatial and Territorial Indicators Using Land Cover Data*. Technical Report 59, European Environment Agency.

WINOGRAD, M. Marco conceptual para el desarrollo y uso de indicadores ambientales y de sustentabilidad para la toma de decisiones en Latinoamérica y el Caribe. Cali, 1995.

(WWF, 2006). WORLD WILDLIFE FUND (WWF) - IMAGEM. *Definição de Áreas Prioritárias para Conservação do Estado de Goiás*. Goiânia 2004.

WWI - Worldwatch Institute (2000) *Sinais Vitais 2000: As Tendências Ambientais que Determinarão Nosso Futuro*. <http://www.wwiuma.org.br> [Acesso em: 09/06/2003].

ANEXO 1 – Modelo do questionário enviado aos Especialistas

Prezados (as),

Solicitamos sua colaboração para o preenchimento de um formulário (Tabela em anexo) com a finalidade de auxiliar uma pesquisa de mestrado que tem como objetivo a indicação de vulnerabilidade ambiental de sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Xingu, através do uso de SSDE¹.

INSTRUÇÕES PARA PREENCHIMENTO DA TABELA

1 - A Tabela apresenta **10 variáveis** pré-definidas para a análise e indicação da vulnerabilidade de sub-bacias visando à conservação dos seus recursos hídricos.

2 – Para cada uma das variáveis, especifique o grau de importância relativa e o grau de confiabilidade da nota sugerida (quanto você tem certeza da sua nota), utilizando em ambos os casos uma escala de 0 a 9. Considere que o grau de importância deve aumentar conforme o valor, sendo que o “zero” exclui a variável em questão pela pouca importância conferida a mesma.

Solicitamos a gentileza do preenchimento do questionário e a devolução do mesmo no e-mail raulrigoto@hotmail.com. Havendo qualquer dúvida, favor entrar em contato conosco.

Na certeza de contar com sua colaboração, agradecemos antecipadamente a atenção.

Atenciosamente,

Raul Rigoto Monteiro ¹ - raulrigoto@hotmail.com

Prof^a. Margareth Simões Penello Meirelles ^{1/2}

Dr^a. Elaine Cristina Cardoso Fidalgo ²

¹ Programa de Pós-Graduação em Geomática

Departamento de Sistemas e Computação - Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Rua São Francisco Xavier, 524 Bloco D 5028 - 010 - Rio de Janeiro - RJ, Brasil

² EMBRAPA Solos

Rua Jardim Botânico, 1024 - 22460-010 - Rio de Janeiro - RJ, Brasil

¹ Sistema de Suporte à Decisão é um sistema baseado no uso da computação com mecanismos que permitem examinar, modelar e simular a realidade para se implementar uma solução de melhor viabilidade considerando as variáveis selecionadas e os critérios de avaliação estabelecidos pelo operador ou por um conjunto de especialistas. Os SSDE possuem como gerenciador da base de dados um sistema de banco de dados geográfico que implementa os recursos da tecnologia .

Objetivo:

Indicação da vulnerabilidade ambiental de sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Xingu visando à conservação dos recursos hídricos.

Tabela 1 - Variáveis da avaliação

Variável	Descrição da Variável	Grau de importância (0 a 9)	Grau de confiabilidade (0 a 9)
1- Distância dos cursos d' água	Corresponde à distância média entre os cursos d'água em cada sub-bacia. A menor distância indica maior proximidade dos cursos d'água, aumentando a vulnerabilidade da sub-bacia.		
2- Erodibilidade	É uma propriedade do solo que denota sua suscetibilidade à erosão. Corresponde à erodibilidade média por sub-bacia. Quanto maior a erodibilidade, maior a vulnerabilidade da sub-bacia.		
3- Declividade	Corresponde à declividade média por sub-bacia. Quanto maior a declividade, maior a vulnerabilidade da sub-bacia.		
4- Densidade da malha viária	Corresponde à densidade de estradas em cada sub-bacia. Quanto maior a densidade da malha viária na sub-bacia, maior a vulnerabilidade.		
5- Áreas úmidas (campos úmidos e áreas de várzea)	As áreas úmidas estão associadas à presença de Gleissolos e Plintossolos. Corresponde à proporção de área ocupada por esses solos em cada sub-bacia. Quanto maior a proporção de áreas úmidas, maior a vulnerabilidade da sub-bacia.		
6- Remanescentes de vegetação nativa	Corresponde à proporção de remanescentes de vegetação nativa por sub-bacia. Quanto menor essa proporção, maior a vulnerabilidade da sub-bacia.		
7- Uso da terra atual nas sub-bacias	Os diferentes usos da terra serão classificados conforme a intensidade de uso e seu impacto potencial sobre os recursos hídricos. Será calculada a média ponderada de cada classe de uso pela sua extensão na sub-bacia. Quanto maior o impacto potencial, maior a vulnerabilidade.		
8- Áreas de garimpo	Corresponde à ocorrência ou não de garimpo na sub-bacia. No caso de ocorrência, maior a vulnerabilidade.		
9- Número de pontos de captação de água	Corresponde à densidade de pontos de captação de água por sub-bacia. Os pontos de captação são referentes ao abastecimento urbano, de atividades agropecuárias e da indústria. Quanto maior o número de pontos por unidade de área, maior a vulnerabilidade.		
10- Ocorrência de Unidades de Conservação e/ou Terras Indígenas	Corresponde à proporção de área ocupada pelas UCs e TIs em cada sub-bacia. Quanto maior a proporção de área protegida na sub-bacia, menor a vulnerabilidade.		

ANEXO 2 - Argumentos fuzzy elaborados através da interface disponibilizada pelo NetWeaver.

