



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
NÚCLEO DE ALTOS ESTUDOS AMAZÔNICOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO SUSTENTAVEL DO
TRÓPICO ÚMIDO

JOSÉ JAMIL FERNANDES MARTINS

**PADRÕES ECONÔMICO-AMBIENTAIS DA AGROPECUÁRIA NO
ESTADO DO TOCANTINS: Estudo Comparativo de Microbacias
Correspondentes a Três Sistemas Agrários Relevantes**

Belém
2010

JOSÉ JAMIL FERNANDES MARTINS

**PADRÕES ECONÔMICO-AMBIENTAIS DA AGROPECUÁRIA NO
ESTADO DO TOCANTINS: Estudo Comparativo de Microbacias
Correspondentes a Três Sistemas Agrários Relevantes**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido da UFPA como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Ciências do Desenvolvimento Socioambiental do Núcleo de Altos Estudos Amazônicos (NAEA).

Orientador: Prof. Dr. Francisco de Assis Costa

Belém
2010

Dados Internacionais de Catalogação de Publicação (CIP)
(Biblioteca do NAEA/UFPA)

Martins, José Jamil Fernandes

Padrões econômico-ambientais da agropecuária no Estado do Tocantins: estudo comparativo de microbacias correspondentes a três sistemas agrários relevantes / José Jamil Fernandes Martins; Orientador, Francisco de Assis Costa. – 2010.

246 f.: il. ; 30 cm

Inclui bibliografias

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Pará, Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido, Belém, 2010.

1. Desenvolvimento sustentável - Tocantins. 2. Gestão ambiental - Amapá. 3. Amapá - política e governo. 4. Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI). 5. Homem- Efeito do meio ambiente. I. Costa, Francisco de Assis, orientador. II. Título.

CDD 21. ed. 333.76098117

JOSÉ JAMIL FERNANDES MARTINS

**PADRÕES ECONÔMICO-AMBIENTAIS DA AGROPECUÁRIA NO
ESTADO DO TOCANTINS: Estudo Comparativo de Microbacias
Correspondentes a Três Sistemas Agrários Relevantes**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em
Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido da UFPA
como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em
Ciências do Desenvolvimento Socioambiental do Núcleo de
Altos Estudos Amazônicos (NAEA).

Aprovada em: 29/06/2010

Banca Examinadora:

Prof^o. Dr^o Francisco de Assis Costa
Orientador- NAEA/UFPA

Prof^o. Dr^o Juarez Carlos Brito Pezzuti
Examinador Interno NAEA/UFPA

Prof^o. Dr^o Índio Campos
Examinador Interno - NAEA/UFPA

Prof^a. Dr^a Ima Célia Guimarães Vieira
Examinadora Externa- PPGCA/UFPA/EMBRAPA

Prof^o. Dr^o Alfredo Kingo Oyama Homma
Examinador Externo - PPGCA/UFPA/EMBRAPA

AGRADECIMENTOS

Aos meus queridos pais, Tomaz Lopes Martins e Francisca Fernandes Martins, (ambos, in memoriam).

Aos meus sogros, Juraildes de Sena e Abreu e Teresa Freire de Abreu, (ambos in memoriam).

À minha esposa Berenice.

Aos meus filhos Cláuber, Surama e Samira.

Aos meus irmãos, netos, sobrinhos, tios, primos, nora, genro, e demais familiares.

Agradeço a Deus pela sua misericórdia em dotar meu caminho de pessoas iluminadas e pela sua disposição em sempre me perdoar.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Francisco de Assis Costa, pela competência, por acreditar em meu trabalho, pela orientação segura em todos os momentos necessários e pelo estímulo nas horas difíceis.

Aos membros da banca responsável por minha defesa, Professores Doutores Índio Campos, Juarez Pezutti, Alfredo Kingo Oyama Homma e Professora Doutora Ima Célia Guimarães Vieira meus agradecimentos pela inestimável colaboração dada em benefício do trabalho, com sugestões de grande valia. Eventuais incorreções que porventura nele permaneçam são de minha inteira responsabilidade.

Ao Prof. Mauro Corrêa, Doutor em Solos e Nutrição de Plantas. Grande incentivador, que não mediu esforços para acompanhar-me em todas as viagens feitas durante a pesquisa, como também para participar das discussões que tivemos nos últimos anos, envolvendo aspectos do solo, conteúdo importante deste estudo.

Ao Engenheiro Agrônomo Cássio Stephan, pelo importante apoio dado, minha gratidão.

Ao Mestre Francisco Viana Cruz, companheiro e colaborador desde as horas primeiras.

Ao Economista Geuny Ribeiro, sempre disponível e nos apoiando nos momentos necessários.

Ao amigo doutorando (UFRA) Nilson Luiz Costa, companheiro de longas horas de estudo e trabalho muitíssimo produtivo que juntos realizamos, pelo imenso apoio que me deu ao longo de toda esta jornada, juntamente com sua esposa, a Mestre Viviane Ottonelli Costa.

Aos amigos Drs. Alan Barbiero, Márcio da Silveira e Erich Collicchio pela história construída e pelas sementes compartilhadas.

Ao Professor Dr. Flávio Roldão de Carvalho Lelis, grande incentivador e companheiro nas discussões em busca de caminhos apropriados e aos Professores Drs. Waldecy Rodrigues, Adriano Firmino, Adriano Paixão, que por várias vezes discutiram nossos manuscritos, apresentando sugestões valiosas.

À Professora Dra. Yolanda Abreu, pelo longo tempo em que se dispôs a discutir comigo vários aspectos deste estudo.

Ao Economista Tadeu Zerbini, amigo de longa data, a quem devo muito na condução deste trabalho.

Ao Engenheiro Agrônomo Roberto Jorge Sahium, Secretário da Agricultura do Estado do Tocantins, pelo apoio material a esta pesquisa, através do órgão que dirige – elemento essencial à sua execução.

Ao Tribunal de Contas do Estado do Tocantins (TCE), na pessoa de seu Presidente, o Conselheiro Severiano José Costandrade de Aguiar - Órgão que me concedeu licença para o período frequencial do curso.

Aos amigos, membros de meu Gabinete no TCE, na pessoa do Auditor Moisés Labre, pela cobertura e incentivo que me deram durante todo o curso.

Aos Professores e colegas do NAEA, por tudo o que me ensinaram, minha gratidão.

A muitos outros amigos, a quem tanto devo, aqui não nominados, mas que merecerão sempre meus agradecimentos.

A todos, que DEUS lhes abençoe.

RESUMO

De início desenvolveu-se uma base teórica que dá sustentação ao trabalho, estruturando-se um conceito de sustentabilidade ambiental que, por sua vez, serviu de apoio à elaboração do Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI). Ressalta-se que o referido índice baseia-se, dentre outros, na Equação Universal de Perda de Solo – EUPS. Trabalhou-se em seguida no sentido de se analisar os efeitos da ação antrópica praticada por produtores de soja, pecuaristas e pequenos produtores, em três microbacias do Estado do Tocantins, localizadas nos municípios de Sítio Novo do Tocantins, ao norte do Estado; Araguaina, ao nordeste; e Pedro Afonso, na região central do Estado. Nessa análise, calculou-se o grau de sustentabilidade inerente a cada uma das atividades utilizando-se o ISAGRI. A partir da realidade observada nas regiões sob estudo foram criados dezenas de cenários alternativos, que permitiram maior abrangência à análise efetuada em função dos resultados apresentados pelo ISAGRI. Comparou-se o desempenho obtido por cada categoria de produtor entre si, de forma a se ter melhor idéia de qual delas, ao longo do seu processo produtivo, produz maior agressão ao meio ambiente. Utilizou-se o ISAGRI também em sua forma desagregada, ou seja, através de alguns dos seus sub-índices, o que permitiu comparações menos agregadas e, portanto, mais próximas da realidade. Em seguida, procedeu-se ao cálculo da valoração dos custos de reposição do solo decorrentes das atividades exercidas pelos produtores rurais. Para execução do cálculo usou-se o Método Custo de Reposição (MCR), feitas algumas alterações a um modelo tradicional. Aos resultados obtidos aplicou-se o mesmo tipo de análise comparativa usada anteriormente. De acordo com os resultados, sob o ponto de vista da sustentabilidade ambiental, a atividade dos pecuaristas situados em uma microbacia do município de Araguaina-TO, encontra-se no mesmo patamar alcançado pelos pequenos produtores de Sítio Novo do Tocantins-TO, ou seja, situam-se na faixa considerada boa. Já os plantadores de soja estabelecidos numa microbacia de Pedro Afonso-TO, alcançaram um índice classificado apenas como regular. Observa-se que quando se analisa as dezenas de cenários alternativos criados, ora encontra-se algumas particularidades interessantes, ora outras preocupantes, todas comentadas ao longo do estudo. No entanto, quando se considera a valoração dos custos de reposição do solo perdido, as operações com pequenos produtores, inclusive nos cenários projetados, são consideradas não sustentáveis, o que gera uma situação até certo ponto paradoxal. Quando, sob o ponto de vista ambiental, sua atividade alcança bom nível de sustentabilidade e, à luz da valoração dos custos de reposição do solo perdido em função de sua atividade, eles já caem para a faixa da não sustentabilidade. Os plantadores de soja, nas condições reais estão dentro da sustentabilidade e, de acordo com o cenário previsto, ora se encontram dentro da sustentabilidade, ora fora. Já no caso dos pecuaristas, em todas as situações sua atividade permanece no contexto da sustentabilidade.

Palavras-chave: Sustentabilidade ambiental: soja, pecuária e pequenos produtores: Tocantins. Meio ambiente: ações antrópicas. Externalidades: estudo das externalidades negativas. Valoração: custos de reposição do solo.

ABSTRACT

At first it was developed a theoretical basis that supports this work, structuring an environmental sustainability concept, which by its turn props the elaboration of an index of agricultural sustainable environment (ISAGRI). It's paramount that the referred index is based, among others, in a Universal Equation of soil loss – EUPS. It has been worked also in the analysis of the anthropic action effects practiced by soybean producers, cattleman, and small producers, in three micro bays of Tocantins State located in the municipalities of Sítio Novo do Tocantins, by the State's north region; Araguaia, northeast; and Pedro Afonso, in the central region of the State. In this analysis, it was calculated the sustainability grade inherent to each of the activities using the ISAGRI. From this reality observed in regions under study it were created multiples alternative scenarios that allowed a higher range to the analysis effectuated according the results shown by ISAGRI. It was compared the acquittal presented by each category among the producers to identify which one produces higher aggressions to environment. The ISAGRI was used also in its disaggregated mode through its sub index which allowed less disaggregation comparators and thereby closer to reality. Than it were made calculations of valuation of replacement costs of soil restoration resulting from the activities of rural producers. To do the calculations it was used the Replacement Cost Method (MCR), with some alterings in the standard model. To the results acquired it was applied the same comparative analysis used before. According the results, regarding the environment sustainable point of view, the cattleman located in the micro bay in the municipality of Araguaia-TO activities are in the same level reached by the small producers of Sítio Novo do Tocantins-TO which means that it is a good standard. However the soybean producers established in the micro bay of Pedro Afonso-TO reached an index considered only as regular. It is possible to observe that when multiple alternative scenarios are analyzed, in some parts they are particularly interesting and in others they are preoccupying, all of them are commented throughout the study. Nevertheless when considered the valuation of the replacement cost of lost soil, operations with small producers, including the projected scenarios are considered non sustainable which generates a situation at some point paradoxical. When, regarding the environmental point of view, its activity reaches a good level of sustainability. And concerning the restitution costs valuation of soil losses by its activities they drop to non sustainability standard. The soybean croppers are in the real conditions, inside the sustainability pattern and according the foreseen scenario, sometimes, are in the sustainable model and sometimes out. In the case of cattleman in all of situations their activities remains in the sustainability context.

Keywords: Environmental Sustainability: soybean, cattle raising and small producers: Tocantins. Environment: anthropic action. Externalities: the study of negative externalities. Valuation: replacement cost of the soil.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1.1	Localização das microbacias de Pedro Afonso, Araguaina e Sítio Novo do Tocantins, no Estado do Tocantins, Brasil	28
Figura 3.1	Modelo PER para o monitoramento ambiental	76
Figura 3.2	Localização dos pontos de coleta de amostras de solo, água e realização dos testes de penetrabilidade na microbacia do município de Sítio Novo do Tocantins-TO	94
Figura 3.3	Localização dos pontos de coleta de amostras de solo, água e realização dos testes de penetrabilidade na microbacia do município de Araguaina-TO	95
Figura 3.4	Localização dos pontos de coleta de amostras de solo, água e realização dos testes de penetrabilidade na microbacia do município de Pedro Afonso-TO.....	95
Figura 3.5	Níveis de indicação de sustentabilidade	96
Figura 3.6	Evolução na quantidade de defensivos agrícolas utilizados no Brasil. Verde: inseticidas, Azul: fungicidas, Cinza: herbicidas	108
Figura 3.7	Evolução da toxicidade de defensivos no Brasil	110
Figura 3.8	Camada fértil	136
Figura 4.1	Métodos de valoração ambiental.....	145
Figura 4.2	Decomposições do valor econômico de um recurso ambiental	147

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1	Pontos limítrofes da microbacia do Ribeirão Lajeado, em Pedro Afonso-TO	29
Tabela 1.2	Pontos limítrofes da microbacia do Córrego Grota Rica, em Araguaina-TO	31
Tabela 1.3	Pontos limítrofes da microbacia do Córrego Grota do Joaquim, de Sítio Novo do Tocantins-TO	33
Tabela 3.1	Índices parciais, subíndices e indicadores componentes do ISAGRI	78
Tabela 3.2	Índices de qualidade da água nas três microbacias estudadas	99
Tabela 3.3	Vazão dos recursos hídricos na nascente, no ponto intermediário e na foz, em cada uma das três microbacias estudadas	99
Tabela 3.4	Indicadores de qualidade da água determinados nas amostras de água coletadas em três pontos distintos nas microbacias do Ribeirão Lajeado em Pedro Afonso-TO, Córrego Grota Rica em Araguaina-TO e Córrego Grota do Joaquim em Sítio Novo do Tocantins-TO	102
Tabela 3.5	Índices de porosidade, de resistência à penetração e de qualidade física do solo nas três microbacias estudadas	103
Tabela 3.6	Índice de estado do ecossistema agrícola nas microbacias estudadas ...	103
Tabela 3.7	Índice de erosão, por categoria de uso nas microbacias estudadas	106
Tabela 3.8	Índice do potencial de contaminação do uso de defensivos agrícolas nas microbacias estudadas	108
Tabela 3.9	Índice do potencial de contaminação pelo uso de fertilizantes nas microbacias estudadas.....	112
Tabela 3.10	Índice de vetores de degradação nas microbacias estudadas	112
Tabela 3.11	Índice de manejo do solo nas microbacias estudadas	113
Tabela 3.12	Índice de sustentabilidade ambiental agrícola nas microbacias estudadas	114
Tabela 3.13	Índice de qualidade da água e suas variáveis nas microbacias estudadas	115
Tabela 3.14	Índice de estado do ecossistema agrícola e seus subíndices nas microbacias estudadas	117
Tabela 3.15	Perda de solo, Índice de vetores de degradação e seus subíndices e Índice de manejo do solo nas microbacias estudadas, incluindo-se os cenários hipotéticos de cobertura do solo	119
Tabela 3.16	Cenários hipotéticos de ocupação do solo para as três microbacias estudadas	131

Tabela 4.1	Microbacia do Ribeirão Lajeado, sistema produtivo de Pedro Afonso-TO, composição do custo total de reposição	160
Tabela 4.2	Microbacia Córrego Grota Rica, sistema produtivo de Araguaina-TO, composição do custo total de reposição	166
Tabela 4.3	Micro bacia Córrego Grota do Joaquim, sistema produtivo de Sitio Novo do Tocantins-TO, composição do custo total de reposição	169
Tabela 4.4	Valoração dos custos de reposição da perda de solo - Grupo1	172
Tabela 4.5	Valoração dos custos de reposição da perda de solo- Grupo 2	172
Tabela 4.6	Valoração dos custos de reposição da perda de solo – Grupo 3.....	173
Tabela 4.7	Valoração dos custos de reposição da perda de solo – Grupo 4	174

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A - Perda anual de solo

ADAPEC - Agência de Defesa Agropecuária do Estado do Tocantins

ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária

APP's - Áreas de Preservação Permanente

Bd - Densidade do solo a granel (ton. m⁻³)

c - Taxa percentual de areia existente na composição do solo da região

C - Cobertura do solo e manejo da cultura

CC - Custo de carregamento da areia para fins de abastecimento da máquina espalhadeira

Cc - Capacidade de carga do espalhador (ton)

CD - Custo de dragagem da areia removida da bacia hídrica

CE - Custo de espalhamento da areia

CHM - Custo da hora máquina

CO₂ – Dióxido de carbono (Gás carbônico)

COAPA - Cooperativa Agropecuária de Pedro Afonso

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

CR - Custo de reposição dos nutrientes e sedimentos erodidos, removidos da bacia hídrica em decorrência da atividade antrópica

DAP - Disposição a pagar dos indivíduos

DL 50 - Quantidade de ingrediente ativo em mg por kg de animal vivo necessária para causar a morte de 50 % da população

DPI – Diretoria de Pesquisa e Informação

EUPS - Equação Universal de Perda de Solo

FO - Faixa de operação do espalhador (m)

Ha – Hectare

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IC – Índice de uso e manejo do solo

ICi - Índice de uso e manejo do solo das culturas consideradas

ICOR - Índice de medidas de prevenção e correção

IDEF - Índice do potencial de contaminação pelo uso de defensivos agrícolas

IDEG - Índice de vetores de degradação

IDH - Índice de desenvolvimento humano

IEA - Índice de estado do ecossistema agrícola
IERO - Índice de erosão
IFERT - Índice do potencial de contaminação pelo uso de fertilizantes
IMACi - Índice de macroporosidade do solo
IMANEJ - Índice de manejo do solo
IP - Índice de práticas conservacionistas
IPCi - Índice de práticas conservacionistas do solo nas culturas consideradas
IPFi - Índice de variáveis físico-químicas da água
IPOR - Índice de porosidade
IPSi - Índice de perda de solo
IRP - Índice de resistência do solo à penetração
IRPi - Índice de resistência à penetração
IQA - Índice de qualidade da água
IQDEFi - Índice de quantidade de defensivos agrícolas utilizados
IQF - Índice de qualidade física do solo
IQFERTi - Índice de quantidade de fertilizantes utilizados
ISAGRI - Índice de sustentabilidade ambiental agrícola
K - Fator de erodibilidade do solo
km² - Quilômetro quadrado
L - Fator comprimento da encosta/rampa
m - metro
MA - Maranhão
MAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MCR - Método custo de reposição
mg - miligrama
mm - milímetro
m³ s⁻¹ - metro cúbico por segundo
MPa - Megapascal
mv - Melhor valor
N - Nitrogênio
NH₃ - Nitrogênio amoniacal
Nj - Quantidade de nutrientes no solo (kg t⁻¹)
NO₂⁻ - Nitrito
NO₃⁻ - Nitrato

OECD - Organization for Economic Cooperation and Development

P – Fator prática de controle de erosão

PA - Perda de areia ($t\ ha^{-1}$)

P_c - Preço do carregamento da areia, hora/máquina ($R\$ h^{-1}$)

pH - Potencial hidrogeniônico

PIB - Produto interno bruto

PER - Pressão-estado-resposta

P_j - Preços dos nutrientes ($R\$ kg^{-1}$) $\rightarrow j =$ nutrientes avaliados 1, . . . K

PSA_t - Perda de solo pela atividade humana

PNS_t - Perda de solo natural no tempo t ($t\ ha^{-1}$)

P_r - Custo da dragagem de $1\ m^3$ de sedimentos ($\text{€}\ m^{-3}$)

PSB_t - Perda de solo bruta no tempo t ($t\ ha^{-1}$)

pv - Pior valor

P_{r1} - Preço da dragagem de $1\ m^3$ de areia

Q - Vazão estipulada para reposição ($t\ ha^{-1}$)

R = fator erosividade da precipitação e da enxurrada ($MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}\ ano^{-1}$)

RC - Custo de substituição dos nutrientes e sedimento erodido removidos

R_d : - Rendimento por hora máquina ($t\ h^{-1}$)

RURALTINS - Instituto de Desenvolvimento Rural do Estado do Tocantins

S - Grau de declividade

SEAGRO - Secretaria da Agricultura, Pecuária e Abastecimento do Estado do Tocantins

SEPLAN - Secretaria do Planejamento do Estado do Tocantins

Sfra - Sustentabilidade fraca

$S_t - S_{t+1}$ - Perda de solo do tempo t para t+1 ($t\ ha^{-1}$)

T – Tonelada

T_g - Tempo necessário para espalhar a areia na faixa de trabalho do espalhador (h)

T_c - Tempo necessário para carregar o espalhador (min.)

T_m - Tempo do espalhador em movimento para espalhar a areia na faixa de trabalho do espalhado (h)

TO – Tocantins

TRF - Total de areia repostada na faixa de trabalho do espalhador (t)

UNITINS – Fundação Universidade do Tocantins

\bar{V}_o = média do valor observado para o indicador

VT - Velocidade linear de trabalho do trator ($km\ h^{-1}$)

WWF – World Wildlife Fund

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	20
1.1 O ESTADO DO TOCANTINS: ASPECTOS GERAIS.....	20
1.1.1 Pedro Afonso-TO	25
1.1.1.1 Pedro Afonso-TO: microbacia do Ribeirão Lajeado.....	28
1.1.2 Araguaína-TO	29
1.1.2.1 Araguaína-TO: microbacia do Córrego Grota Rica.....	30
1.1.3 Sítio Novo do Tocantins-TO	31
1.1.3.1 Sítio Novo do Tocantins-TO: microbacia do Córrego Grota do Joaquim.....	32
1.2 INSERÇÃO DO ESTADO DO TOCANTINS NO CONTEXTO DA AMAZÔNIA, SOB O PONTO DE VISTA DAS TRAJETÓRIAS TECNOLÓGICAS.....	33
1.3 FORMULAÇÃO DO PROBLEMA.....	35
1.4 OBJETIVOS.....	36
1.4.1 Gerais	36
1.4.2 Específicos	36
1.5 HIPÓTESES.....	37
1.5.1 Relativa à sustentabilidade	37
1.5.2 Relativa à valoração	37
1.6 ESTRUTURA DO TRABALHO.....	37
2 ALGUNS ASPECTOS TEÓRICOS ENVOLVENDO CONCEITOS DE SUSTENTABILIDADE, ENTROPIA E EXTERNALIDADES AMBIENTAIS NEGATIVAS	38
2.1 ASPECTOS TEÓRICOS ENVOLVENDO O CONCEITO DE SUSTENTABILIDADE.....	38
2.1.1 A teoria ambiental neoclássica	38
2.1.2 A economia ecológica	44
2.1.2.1 Noções preliminares a respeito do conceito de entropia.....	49
2.1.2.2 A economia da sobrevivência.....	52
2.1.2.3 Reflexões finais sobre a entropia considerada na atividade antrópica objeto deste estudo.....	63
<i>2.1.2.3.1 Danos aos quais os agropecuaristas estão sujeitos</i>	65
<i>2.1.2.3.2 Danos que a entropia poderá causar a terceiros</i>	66
2.1.3 Considerações gerais a respeito do conceito de sustentabilidade a ser utilizado neste estudo	67
2.2 AS EXTERNALIDADES AMBIENTAIS NEGATIVAS.....	69

3 AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE AGRÍCOLA AMBIENTAL DECORRENTE DE AÇÃO ANTRÓPICA EM TRÊS MICROBACIAS DO ESTADO DO TOCANTINS.....	73
3.1 INTRODUÇÃO.....	73
3.1.1 Modelo pressão-estado-resposta de indicadores ambientais.....	75
3.1.2 Informações preliminares a respeito do ISAGRI.....	76
3.2 OBJETIVOS.....	78
3.2.1 Modelo pressão-estado-resposta de indicadores ambientais.....	78
3.3 MATERIAL E MÉTODOS.....	78
3.3.1 Metodologia para construção do Índice de sustentabilidade ambiental agrícola (ISAGRI).....	79
3.3.1.1 Índice de Estado do Ecossistema Agrícola (IEA).....	80
3.3.1.2 Índice de Vetores de Degradação (IDEG).....	82
3.3.1.3 Índice de manejo do solo (IMANEJ).....	85
3.3.2 Métodos de análise de água e solo cujos resultados foram utilizados na determinação do Índice de Estado Do Ecossistema Agrícola (IEA) e do Índice De Manejo Do Solo (IMANEJ).....	86
3.3.2.1 Métodos de análises utilizados para se determinar o Índice de Qualidade da Água (IQA).....	86
3.3.2.1.1 Métodos para determinação dos parâmetros físico-químicos da água.....	87
3.3.2.1.1.1 Potencial Hidrogeniônico (pH).....	87
3.3.2.1.1.2 Turbidez.....	87
3.3.2.1.1.3 Oxigênio dissolvido.....	88
3.3.2.1.1.4 Nitrogênio amoniacal total.....	88
3.3.2.1.1.5 Nitrato.....	89
3.3.2.1.1.6 Nitrito.....	89
3.3.2.1.1.7 Fósforo total.....	90
3.3.2.1.1.8 Clorofila <i>a</i>	90
3.3.2.2 Métodos de análises utilizados para se determinar o Índice de Qualidade Física do Solo (IQF).....	91
3.3.2.2.1 Determinação da resistência do solo à penetração.....	91
3.3.2.2.2 Determinação da porosidade do solo.....	91
3.3.3 Aplicação do ISAGRI em cenários hipotéticos.....	92

3.3.4 Localização das áreas para determinação dos Índices de Sustentabilidade Ambiental Agrícola em três microbacias do Estado do Tocantins.....	93
3.3.5 Termômetro de indicação de sustentabilidade.....	96
3.4 RESULTADOS.....	97
3.4.1 Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI) e seus subíndices extraídos da microbacia de Pedro Afonso-TO.....	97
3.4.1.1 Índice de Estado do Ecossistema Agrícola (IEA).....	97
3.4.1.1.1 Índice de Qualidade da Água (IQA).....	97
3.4.1.1.2 Índice de Qualidade Física do Solo (IQF).....	100
3.4.1.2 Índice de Vetores de Degradação (IDEG).....	101
3.4.1.2.1 Índice de erosão (IERO).....	103
3.4.1.2.2 Índice do Potencial de Contaminação do Uso de Defensivos Agrícolas (IDEF)....	107
3.4.1.2.3 Índice de Potencial de Contaminação pelo Uso de Fertilizantes (IFERT).....	111
3.4.1.3 Índice de Manejo do Solo (IMANEJ).....	113
3.4.1.4 Índice de sustentabilidade ambiental agrícola (ISAGRI).....	114
3.4.2 Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI) e seus subíndices extraídos da microbacia de Araguaina-TO.....	114
3.4.2.1 Índice de Estado do Ecossistema Agrícola (IEA).....	114
3.4.2.1.1 Índice de Qualidade da Água (IQA).....	114
3.4.2.1.2 Índice de qualidade física do solo (IQF).....	116
3.4.2.2 Índice de Vetores de Degradação (IDEG).....	118
3.4.2.2.1 Índice de Erosão (IERO).....	118
3.4.2.2.2 Índice do Potencial de Contaminação do Uso de Defensivos Agrícolas (IDEF)....	119
3.4.2.2.3 Índice de potencial de contaminação por uso de fertilizantes (IFERT).....	119
3.4.2.3 Índice de manejo do solo (IMANEJ).....	120
3.4.2.4 Índice de sustentabilidade ambiental agrícola (ISAGRI).....	120
3.4.3 Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI) e seus subíndices extraídos da microbacia de Sítio Novo do Tocantins-TO.....	121
3.4.3.1 Índice de Estado do Ecossistema Agrícola (IEA).....	121
3.4.3.1.1 Índice de Qualidade da Água (IQA).....	121
3.4.3.1.2 Índice de Qualidade Física do Solo (IQF).....	122
3.4.3.2 Índice de Vetores de Degradação.....	122
3.4.3.2.1 Índice de Erosão (IERO).....	122
3.4.3.2.2 Índice do Potencial de Contaminação do Uso de Defensivos Agrícolas (IDEF)....	123
3.4.3.2.3 Índice de potencial de contaminação por uso de fertilizantes (IFERT).....	123

3.4.3.3 Índice de manejo do solo (IMANEJ).....	123
3.4.3.4 Índice de sustentabilidade ambiental agrícola (ISAGRI).....	124
3.4.4 Breves comentários concernentes a aspectos mais gerais envolvendo as três microbacias.....	125
3.4.4.1 Discussão de particularidades pertinentes ao ISAGRI referente a vinte e sete cenários hipotéticos montados para as três microbacias estudadas.....	129
3.4.4.1.1 <i>Discussão de resultados envolvendo Pedro Afonso-TO.....</i>	<i>130</i>
3.4.4.1.2 <i>Discussão de resultados envolvendo Araguaina-TO.....</i>	<i>132</i>
3.4.4.1.3 <i>Discussão de resultados envolvendo Sítio Novo do Tocantins.....</i>	<i>134</i>
3.4.5 Vida útil do solo: projeções de sustentabilidade.....	135
3.5 CONCLUSÕES.....	137
3.5.1 Pequenos produtores de Sítio Novo do Tocantins-TO e o ISAGRI.....	137
3.5.2 Pecuaristas de Araguaina-TO e o ISAGRI.....	138
3.5.3 Sojicultores de Pedro Afonso-TO e o ISAGRI.....	139
4 VALORAÇÃO ECONÔMICA DE RECURSOS AMBIENTAIS.....	140
4.1 INTRODUÇÃO.....	140
4.2 OBJETIVOS.....	140
4.2.1 Geral.....	140
4.2.2 Específico.....	140
4.3 HIPÓTESE RELATIVA À VALORAÇÃO.....	141
4.4 MATERIAL E MÉTODOS.....	141
4.4.1 Métodos de valoração econômica dos recursos ambientais: alguns comentários..	141
4.4.2 Método Custo de Reposição (MCR) – Solo.....	148
4.4.2.1 Cálculo do custo de espalhamento resumido.....	156
4.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	158
4.5.1 Valoração das externalidades negativas e dos custos de reposição decorrentes das atividades ocorridas na microbacia do Ribeirão Lajeado em Pedro Afonso-TO....	158
4.5.1.1 Análise de valores e quantidades.....	159
4.5.2 Valoração das externalidades negativas e dos custos de reposição decorrentes das atividades ocorridas na microbacia do Córrego Grota Rica, em Araguaina-TO....	164
4.5.2.1 Análise de valores e quantidades.....	165
4.5.3 Valoração das externalidades negativas e dos custos de reposição decorrentes das atividades ocorridas na microbacia do Córrego Grota do Joaquim, em Sítio Novo do Tocantins-TO.....	167

4.5.3.1 Análise de valores e quantidades.....	168
4.5.4 Aspectos Gerais.....	171
4.6 CONCLUSÃO.....	174
4.6.1 Pequenos Produtores de Sítio Novo do Tocantins-TO e a valoração dos custos de reposição do solo e da qualidade da água perdidos.....	174
4.6.2 Pecuaristas de Araguaina-TO e a valoração dos custos de reposição dos solos perdidos.....	176
4.6.3 Sojicultores de Pedro Afonso e a valoração dos custos de reposição dos solos perdidos.....	176
5 CONCLUSÕES.....	178
REFERÊNCIAS.....	183
APÊNDICES.....	198
Apêndice Ap.1: Fórmulas.....	199
Apêndice Ap.2: Tabela A1.1	205
Apêndice Ap.3: Tabela A1.2	207
Apêndice Ap.4: Tabela A1.3	209
Apêndice Ap.5: Tabela A1.4	211
Apêndice Ap.6: Tabela A1.5	214
Apêndice Ap.7: Tabela A1.6	214
Apêndice Ap.8: Tabela A1.7	217
Apêndice Ap.9: Tabela A1.8	217
Apêndice Ap.10: Tabela A1.9	220
Apêndice Ap.11: Tabela A1.10	222
Apêndice Ap.12: Tabela A1.11	224
Apêndice Ap.13: Tabela A1.12	226
Apêndice Ap.14: Tabela A1.13	229
Apêndice Ap.15: Tabela A1.14	231
Apêndice Ap.16: Tabela A1.15	232
Apêndice Ap.17: Tabela A1.16	233
Apêndice Ap.18: Tabela A1.17	234
Apêndice Ap.19: Tabela A1.18	235
Apêndice Ap.20: Tabela A1.19	235

Apêndice Ap.21: Tabela A1.20	237
Apêndice Ap.22: Tabela A1.21	238
Apêndice Ap.23: Tabela A1.22	240
Apêndice Ap.24: Tabela A1.23	240
Apêndice Ap.25: Tabela A1.24	242
Apêndice Ap.26: Tabela A1.25	244
Apêndice Ap.27: Tabela A1.26	245
Apêndice Ap.28: Tabela A1.27	245
Apêndice Ap.29: Tabela A1.28	246

1 INTRODUÇÃO

1.1 O ESTADO DO TOCANTINS: ASPECTOS GERAIS

Criado com a Constituição de 1988 e instalado em 1º de janeiro de 1989, com a política de priorizar investimentos em infraestrutura produtiva e serviços públicos, o Tocantins passou por um processo muito rápido de crescimento nas áreas de transporte, em especial com a construção de estradas asfaltadas; geração e transporte de energia; saúde; saneamento básico; educação, com a criação de universidades e escolas técnicas, e de desenvolvimento institucional, entre outras.

Sob o ponto de vista de sua estrutura produtiva, já nessa fase inicial a agropecuária destacava-se como importante setor da economia, gerador de emprego e renda, apresentando-se com aspectos bem diferenciados em duas regiões do Estado.

À direita do rio Tocantins, região de exploração mais antiga, onde se situam algumas cidades centenárias como Arraias, Natividade, Dianópolis, entre outras, destacava-se a presença de uma agricultura de pequeno porte, conduzida em base ainda empírica, com ênfase na produção de arroz, milho, mandioca e outros produtos voltados para o consumo interno. No entanto, nessa região o destaque maior era para a atividade pecuária, também conduzida em termos ainda empíricos, com animais de baixo padrão racial, praticando manejo não recomendável, resultando em baixos níveis de produtividade e de renda.

Já ao longo da rodovia BR Belém-Brasília (BR-153), em decorrência de sua implantação, desenvolvia-se o lado mais dinâmico da economia do Estado, sob a influência principalmente de imigrantes vindos das Regiões Sul e Sudeste do País, praticando agricultura, principalmente a monocultura do arroz, inclusive o irrigado, em condições mais técnicas, além da exploração pecuária, também mais tecnificada. Em consequência floresciam cidades nascidas a partir do final da década de sessenta, como Paraíso do Tocantins, Gurupi, Araguaína e outras, também estimuladas pela implantação da BR Belém-Brasília.

Face aos investimentos realizados, às expectativas positivas quanto ao futuro da mais jovem unidade da Federação, à sua localização privilegiada (bem ao centro das Regiões Centro-Oeste e Norte), bem servida por estradas de rodagem, com a Ferrovia Norte-Sul caminhando a passos largos e a perspectiva da hidrovía Tocantins-Araguaia, tudo isso aliado à disponibilidade de terras planas, constituídas principalmente por áreas de cerrado, com boas condições edafo-climáticas, facilmente mecanizáveis, baratas e propícias à agricultura de

grande porte, como também pelas vantagens advindas do mercado internacional, observou-se, principalmente nas terras planas do cerrado, uma corrida para a monocultura da soja, em ritmo de crescimento acelerado.

Levantamentos do projeto Radam-Brasil citados pela Revista Centro Norte (2003) apontam que 60 % da superfície do solo tocaninense é agricultável e mais de 25 %, aproximadamente, tem possibilidade de ser melhorado com a utilização de tecnologias já disponíveis. Sabe-se que o Estado conta com cerca de 200 mil km² de terras planas, mecanizáveis, irrigáveis e com um clima tropical estável, apropriadas às atividades agropastoris.

É oportuno ressaltar que referido crescimento só foi possível graças a um processo tecnológico desenvolvido principalmente pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), a partir da década de setenta e, hoje, assentado em base bem mais sólida, que proporcionou as condições necessárias ao cultivo de grãos, em especial da soja, nas áreas de cerrado.

As pesquisas da EMBRAPA produziram importantes inovações nas áreas de tecnologias bioquímicas, desenvolvimento de cultivares mais resistentes e de maior produtividade, adaptados às características agroecológicas da região, e técnicas de manejo do solo, que permitiram a utilização de grandes extensões territoriais para o cultivo da leguminosa nos cerrados.

Ressalte-se que o órgão continua desenvolvendo pesquisas visando a obtenção de maiores produtividade, redução de custos e riscos para a atividade.

Para se ter uma ideia da velocidade com que se deu o processo de implantação da leguminosa no Estado, conforme tabela A1.24 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2009) em Apêndice, na safra agrícola 1990/1991 sua área plantada era de 4.500 ha, na safra 2002/2003 ela já alcança 153.048 ha e na safra 2004/2005 chega a 355.300 ha. Nas safras 2005/2006 e 2006/2007 ocorreu ligeira queda na área plantada. Entretanto, na safra 2007/2008 houve uma recuperação parcial, quando foram plantados 329.508 ha, voltando-se aos níveis de 2005/2006.

A parcela da soja produzida e exportada no Estado, no período de 2004/2005, representou 89,79 % de sua pauta de exportações – padrão que se mantém ao longo dos últimos anos, conforme informações da Secretaria de Planejamento do Estado do Tocantins SEPLAN-TO/DPI (TOCANTINS, 2009). Isso demonstra sua importância significativa na economia local. Ao que parece, ainda sem comprovação, a soja pode ser responsável pelo

desenvolvimento endógeno das regiões onde exerce predomínio na composição do Produto Interno Bruto (PIB) – questão a ser elucidada em pesquisas posteriores. Sua expansão, no entanto, também causa alguns problemas sérios, objeto de grande preocupação em determinados seguimentos da comunidade, como nas áreas acadêmica, de ciência e tecnologia, ambiental e social.

Nesse particular, importante aspecto a se considerar relaciona-se às externalidades negativas observadas em função das atividades antrópicas, praticadas ao longo do processo produtivo rural, quando se destacam problemas de gravidade como os provocados pela poluição industrial em termos da contaminação e envenenamento das águas; perda de fertilidade, erosão de áreas cultivadas e desertificação graças ao uso inadequado dos solos; degradação, destruição de habitats e redução de biodiversidade pelos desmatamentos e abrigo de dejetos e rejeitos no solo; o assoreamento de córregos e rios; a influência dos desmatamentos no ciclo das chuvas e na desertificação.

Pode-se registrar ainda a ameaça ao funcionamento de ciclos naturais, provocada pelo desmatamento como, por exemplo, o ciclo biológico do carbono. Segundo Ferri (1985), este ciclo desempenha papel importante nos fluxos de carbono entre os diversos reservatórios de carbono do globo: os reservatórios terrestre, atmosférico e oceânico, por meio da fotossíntese e respiração.

Durante a fotossíntese, as plantas absorvem a energia solar e gás carbônico (CO_2) da atmosfera, produzindo oxigênio e hidratos de carbono (açúcares como a glicose), que servem de base para o crescimento das plantas. Os animais e as plantas utilizam os hidratos de carbono pelo processo de respiração, utilizando a energia contida nos hidratos de carbono e emitindo CO_2 . Juntamente com a decomposição orgânica, a respiração devolve à atmosfera o carbono, biologicamente fixado nos reservatórios terrestres, de forma cíclica. Vale ressaltar, ainda, que as queimadas resultantes do desmatamento podem contribuir para a elevação da quantidade de dióxido de carbono na atmosfera e, por consequência, para o agravamento do efeito estufa.

Por último, são citadas as externalidades negativas, de cunho sócio-econômico, decorrentes da retirada dos pequenos e médios proprietários dos imóveis rurais, afastados com a chegada da monocultura da soja e que, de modo geral, não dispõem de outras habilidades para conviver no meio urbano. Com isso perdem o que obtiveram com a venda dos imóveis, e vão depender do orçamento social do governo e, ou da ajuda de familiares ou de terceiros, sem contar os aspectos sócio-humanitários decorrentes de um final de vida fora de seu meio

natural, de sua cultura. Em Pedro Afonso, segundo informações coletadas – de modo informal – junto à população envolvida com a questão, já existe um movimento de ex-proprietários em busca de algum tipo de compensação.

Em função do exposto acima, tem-se o esboço de um quadro geral que se refere à problemática envolvendo importante atividade geradora de excedentes no Estado do Tocantins, que também avança em outras regiões da Amazônia Legal e, principalmente, que carrega no seu bojo sérios problemas de cunho econômico, social e ambiental.

Dentro do setor agropecuário, outra atividade que também assume papel de relevância na economia local é a pecuária. Antes da institucionalização do Estado, essa atividade, em termos de uso da tecnologia, destacava-se mais na região central, acompanhando a BR Belém-Brasília, como já dito, pela influência de produtores mais tecnificados, oriundos de modo geral das regiões Sul e Sudeste. Após a emancipação do Estado, no entanto, observa-se um processo evolutivo na atividade em todas as regiões, com a introdução de novas forrageiras, melhoramento de raças, uso do sal mineral, medidas sanitárias etc. Essas medidas trouxeram melhoria não só no padrão do rebanho, como também em sua produtividade média.

Para se ter melhor ideia da importância do setor pecuário na economia local, observou-se que em maio de 2009 a Agência de Defesa Agropecuária do Estado do Tocantins (ADAPEC) registrou a vacinação de 7.351.191 bovinos no Estado (TOCANTINS, 2009). Analisando-se os dados relativos ao ano de 2007, o rebanho tocantinense representava 19,53 % do total da Região Norte, situando-se no terceiro lugar entre os Estados de maior população bovina. Por outro lado, é importante consignar, segundo dados da SEPLAN/TO/DPI (TOCANTINS, 2009), que o setor representava 8,94 % do valor das exportações do Estado no período 2004/2005.

No entanto, esta atividade também traz no seu bojo alguns problemas, principalmente quando se considera seus reflexos negativos sobre o meio ambiente. Nesse caso ressaltam-se os problemas oriundos dos desmatamentos, destacando-se os casos dos cerrados, com danos para a fauna e flora; perda de solo, provocando o assoreamento de rios e lagos; degradação de pastagens; dentre outros, indicando a insustentabilidade da atividade.

Apenas a título de ilustração dessa problemática, faz-se constar que o Estado em 2006 possuía 5.223.134 ha de pastagens plantadas, e mais 2.834.295 ha de pastagens naturais, conforme o Censo Agropecuário de 2006 (IBGE, 2006). No entanto, no mesmo período possuía 649.092 ha de pastagens plantadas degradadas - isso fora os 32.975 ha de terras

também degradadas via erosão, desertificação, salinização etc. - o que representa grande prejuízo tanto sob o ponto de vista econômico, quanto ambiental.

Segundo a Secretaria da Agricultura, Pecuária e Abastecimento do Estado do Tocantins – SEAGRO/TO (TOCANTINS, 2010), hoje este problema está muito mais grave. Extra oficialmente seus dirigentes mencionam que mais de 60 % das pastagens encontram-se em processo de degradação. No entanto, não existem ainda números oficiais recentes que demonstrem tal assertiva.

Por último, papel especial cabe à atividade produtiva proveniente dos pequenos produtores no Estado. Eles são responsáveis pela absorção de parte significativa da mão-de-obra empregada no setor rural e também pela produção de alimentos, principalmente aqueles voltados para o consumo interno.

Ao se considerar o tamanho agregado da área trabalhada pelos pequenos produtores e o volume de sua produção, torna-se também motivo de discussão os reflexos de sua ação antrópica sobre os ativos ambientais, principalmente quando comparados aos decorrentes das atividades exercidas na monocultura da soja e na produção pecuária.

Conforme dados do IBGE (2006), no Estado existem aproximadamente 57.000 estabelecimentos rurais, dos quais cerca de 75,84 % pertencem a agricultores familiares, distribuídos em uma área de, aproximadamente, 2,695 milhões de hectares. Como visto, embora seja significativo o número de estabelecimentos por eles explorados, verifica-se ser exíguo o total da área à sua disposição. Ou seja, apenas 18,86 % da área total pertence a agricultura familiar.

Por outro lado, ainda de acordo com o IBGE (2006), nota-se ser importante a agricultura familiar na geração de emprego no setor rural. No total de 186.831 pessoas ocupadas dentro do processo produtivo, 122.936 laboram na agricultura familiar, ou seja, cerca de 69,52 % das pessoas ocupadas.

As principais atividades desenvolvidas pelos agricultores familiares são a criação extensiva de gado bovino e o cultivo de arroz, mandioca, milho e fruticultura. Segundo dados do (IBGE; SEAGRO, 2009), a agricultura familiar é responsável por 60,87 e 29,50 % do valor total das produções animal e vegetal, respectivamente.

A partir das observações apresentadas, percebe-se que na economia rural do Estado co-existem três significativos sistemas de produção: um voltado para a atividade mais recente, envolvendo maior volume de recursos, inclusive tecnologia e de produção, a monocultura da soja; outro para a atividade tradicional, mas objeto de evolução técnica, que é a pecuária, onde

se considera pecuaristas de médio e grande porte; e, por fim, um terceiro, que congrega as atividades agro-pastoris, exercidas exclusivamente por pequenos produtores. Dado o significativo nível do reflexo resultante da atividade destes sistemas sobre os ativos ambientais e a importância tanto econômica quanto social deles sobre a economia do Estado, ficam os seguintes questionamentos: “Quais são, efetivamente, as externalidades negativas decorrentes das atividades exercidas pelos três sistemas?”; “Quais os graus de sustentabilidade alcançados pelas atividades executadas por cada um deles?”; e “Qual a relação, sob o enfoque da sustentabilidade, existente entre os três sistemas apresentados?”

A seguir são fornecidas informações a respeito de três municípios em cuja atividade econômica destaca-se um dos três sistemas produtivos ora referidos: Pedro Afonso, Araguaina e Sítio Novo do Tocantins.

1.1.1 Pedro Afonso-TO

A cidade de Pedro Afonso-TO localiza-se na mesorregião oriental do Estado, na confluência dos rios Tocantins e Sono. Segundo estimativa do IBGE (2009) conta com uma população de 10.757 habitantes e uma densidade demográfica de 4,5 habitantes km⁻², estendida em uma área de 2.050,39 km².

Parte importante de sua área é formada por cerrado, com terras planas, facilmente mecanizáveis, dispondo de condições propícias ao cultivo da soja, inclusive no sistema irrigado. A existência destes fatores favoráveis estimulou a implantação, no município, do Programa de Cooperação Nipo-Brasileiro para o Desenvolvimento dos Cerrados- (PRODECER).

De acordo com Garcia et al. (2007), o PRODECER foi idealizado em 1974, com o objetivo de estimular o aumento da produção de alimentos; contribuir com o desenvolvimento regional do Brasil; possibilitar o aumento da oferta de alimentos no mundo e desenvolver a região do cerrado, com a cooperação dos governos e do setor privado do Japão, este através da *Japan International Cooperation Agency (JICA)* e do Brasil. Neste sentido, o PRODECER III, iniciou sua implantação, em Balsas-MA, no ano de 1965 e, em Pedro Afonso-TO, no ano de 1996, com o objetivo de aperfeiçoar e desenvolver técnicas agrícolas voltadas para as condições de cerrado; criar um sistema de cultivo alternado e selecionar espécies adaptadas às características agroecológicas da região.

A área total do projeto em Pedro Afonso é de 39.230 mil hectares, sendo que 50 %, ou seja, 19.615 hectares são destinados a preservação, em reserva legal, e 19.615 hectares destinados a exploração agrícola, em que 16.950 ha para lavouras de sequeiro, 2.050 hectares para lavouras irrigadas e 615 hectares para culturas perenes.

Dada a influência do PRODECER, o município de Pedro Afonso, que antes de sua implantação não produzia soja, como visto na tabela A1.24, na safra 2007/2008 já cultivava mais de 30 mil hectares da leguminosa.

Pedro Afonso dista 230 km de Palmas e 600 km de Porto Franco-MA, ambas via estradas pavimentadas.

A soja produzida no município é transportada de caminhão para Porto Franco, onde se faz o transbordo para os vagões da Ferrovia Norte-Sul que, por conseguinte, a transporta para o porto de Itaqui-MA. Ressalte-se, por oportuno, que encontra-se em construção o pátio de integração multimodal da citada ferrovia, a ser instalado nos municípios de Guaraí-Tupirama, que dista pouco mais de 20 km de Pedro Afonso, com previsão para funcionamento ainda em 2010, a partir de quando o escoamento da produção local dar-se-á, desde o início do percurso, através desse meio de transporte, excluindo-se o rodoviário então praticado.

O município foi elevado à categoria de cidade em 1937, porém já em 1845 a Ordem de São Francisco, segundo o IBGE (2009), estabeleceu, por meio do missionário frei Rafael de Taggia, atividade no local.

O município de Pedro Afonso possui Índice de Desenvolvimento Humano (IDH): 0,738, e os solos estão distribuídos entre as classes dos Latossolos, Solos Concrecionários, Podzólicos e Areias Quartzosas. Seu índice pluviométrico é de 1.800 mm; a altitude média de 201 m e a temperatura média de 28 °C, segundo o IBGE (2009) e a SEPLAN/TO (TOCANTINS, 2009).

De acordo com o IBGE (2009), O produto interno bruto do município, registrado no ano de 2006, foi R\$ 91.721.000,00, sendo o valor adicionado na agropecuária de R\$ 41.259.000,00 para o mesmo ano, dos quais 76,94 % corresponderam à produção de soja.

Conforme tabela A1.24, em Apêndice, observa-se a evolução do plantio de soja no município que, aliás, segue a mesma tendência do ocorrido no Estado, corroborando-se à informação acima quanto a sua importância na economia municipal.

Sob o ponto de vista da tecnologia adotada pelos sojicultores locais, conforme observou-se *in loco*, que parte significativa emprega o sistema de plantio direto. Ainda, de acordo com as observações e informações obtidas junto à Cooperativa Agropecuária de Pedro

Afonso (COAPA), fornecidas por técnicos e por sojicultores, ao longo do processo produtivo (tabela A1.24) são utilizados 350 kg ha⁻¹ de adubos e 4,85 kg ha de defensivos agrícolas. Aliás, Bernardi et al. (2003), recomendam o uso desse mesmo nível de defensivos e fertilizantes no caso do plantio direto nas lavouras de soja no cerrado.

Existe um projeto já em execução para produção de açúcar e álcool na região de Pedro Afonso, na fazenda Santa Fé, área também utilizada na pesquisa, segundo informações prestadas pela BUNGE¹ – companhia instalada na região, responsável pelo empreendimento – onde já estariam plantados 5.000 ha de cana-de-açúcar, com projeção para plantio de mais 28.000 ha até 2011. Dentre os objetivos do projeto está a exploração de álcool na primeira safra e álcool e açúcar a partir de então.

Pensando em termos de uma fase posterior deste estudo, pretende-se aqui definir uma microbacia dentro do Município de Pedro Afonso que seja representativa da conformação de sua agroeconomia, porém, é importante que antes o conceito de microbacia fique claro.

As definições que envolvem as subdivisões sobre bacia hidrográfica – sub-bacia e microbacia – apresentam abordagens diferentes. Barrella (2001) conceitua como um conjunto de terras drenadas por um rio e seus afluentes, formada nas regiões mais altas do relevo por divisores de água, onde as águas das chuvas escoam superficialmente, formando os riachos e rios ou infiltram no solo para formação de nascentes e do lençol freático.

Para Santana (2003) o termo microbacia constitui uma denominação empírica, sugerindo o autor a sua substituição por sub-bacia hidrográfica. No entanto, para Faustino (1996), a microbacia possui toda sua área com drenagem direta ao curso principal de uma sub-bacia, várias microbacias formam uma sub-bacia, sendo assim, portanto, a área de uma microbacia inferior a 100 km². Já para Cecílio e Reis (2006), a microbacia é uma sub-bacia hidrográfica de área reduzida, não havendo consenso de qual seria a área máxima (máximo varia entre 10 a 20.000 ha ou 0,1 km² a 200 km²).

Para efeito deste estudo considera-se o conceito de microbacia hidrográfica expresso no Programa Estadual de Microbacias Hidrográficas, do Governo do Estado de São Paulo, Secretaria de Agricultura e Abastecimento, executado através da Coordenadoria de Assistência Técnica Integral (CATI, 2000), onde se considera uma microbacia hidrográfica como “uma área geográfica delimitada por divisores de água (espigões), drenada por um rio

¹ Bunge Fertilizantes e Bunge Alimentos: empresa que produz fertilizantes e ingredientes para nutrição animal processa e comercializa soja e outros grãos, fornece matéria-prima para a indústria de alimentos e *food service*, além de produzir alimentos para o consumidor final.

ou córrego, para onde escorre a água da chuva”.

A microbacia do Ribeirão Lajeado, em termos da sojicultura, constitui-se na mais significativa dentro do município de Pedro Afonso. Dista a menos de 20 km da cidade.

1.1.1.1 Pedro Afonso-TO: microbacia do Ribeirão Lajeado

A microbacia do Ribeirão Lajeado, localizada no município de Pedro Afonso-TO (Figura 1.1), onde o Ribeirão Lajeado apresenta cerca de 30 km de extensão, com 15 m em média de largura e vazão, em sua foz, de $32,70 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, envolve uma área total de 45.411,03 ha, assim distribuídos: 15.154,41 ha com o plantio da soja, ou seja, 33,37 % da área total; 26.069,32 ha ocupados com cerrado, perfazendo 57,41 %; 2.273,16 ha com pousio² e 1.914,14 ha com lavoura de cana-de-açúcar (GOOGLE EARTH; COAPA, 2009).

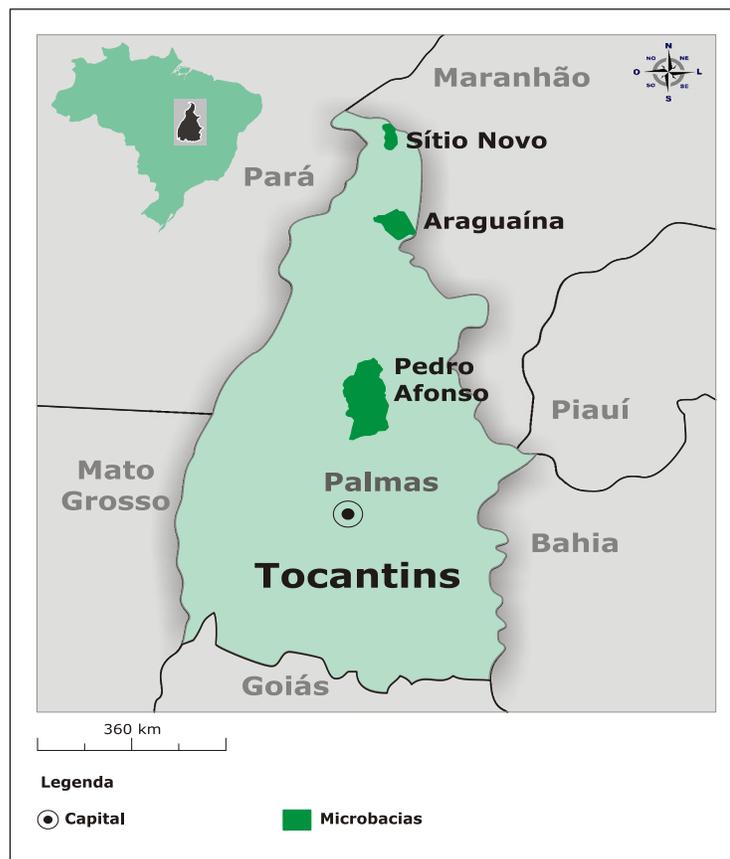


Figura 1. 1- Localização das microbacias de Pedro Afonso, Araguaína e Sítio Novo do Tocantins, no estado de Tocantins, Brasil .

Fonte: Elaboração própria (2009).

² Período de tempo em que um solo é deixado em repouso, isto é, sem cultivo de lavoura, para recuperar suas condições de fertilidade. (JARDINEIRO.NET, 2010).

A microbacia limita-se às coordenadas geográficas elencadas na Tabela 1.1

Tabela 1.1 - Pontos limítrofes da microbacia do Ribeirão Lajeado, em Pedro Afonso-TO

Ponto	SUL	OESTE
Ao Norte	9° 08' 33.04''	48° 04' 48.29''
A Leste	9° 18' 49.43''	48° 01' 11.28''
A Oeste	9° 13' 29.38''	48° 10' 52.55''
Ao Sul	9° 27' 12.05''	48° 07' 48.48''

Fonte: Elaboração própria (2009)

Ressalta-se que o plantio da lavoura de soja local ocorre em cem por cento da área na modalidade de plantio direto. Parte importante de sua área é formada por cerrado, com terras planas, facilmente mecanizáveis, dispondo de condições propícias ao cultivo da soja, onde se obtém uma produtividade média de 2,67 t ha⁻¹, preço pago ao produtor por tonelada, da ordem de R\$ 666,70, conforme dados fornecidos *in loco* pela COAPA (2009). A tecnologia ali adotada é a mesma observada pelos demais produtores do restante do município.

É oportuno lembrar que existe significativa superposição da área ocupada pelo PRODECER, anteriormente referido, com a que compõe a microbacia do Ribeirão Lajeado. Apenas poucos lotes pertencentes ao programa – não se tem conhecimento exato de sua área – estão fora da microbacia. Por outro lado, existe apenas uma propriedade rural dentro da citada microbacia e que não pertence ao programa.

Por último é bom registrar a forte influência do PRODECER nas atividades agrícolas da microbacia, onde sua meta de respeitar uma reserva florestal de 50 % – obrigação que se estende a cada colono – foi importante na definição do índice alcançado na área total da microbacia, de 57,41 %, como já afirmado.

1.1.2 Araguaína-TO

A cidade de Araguaína foi criada em 14 de novembro de 1958, porém já em 1953 o povoado foi transformado em distrito. Entre 1980 e 1986 a cidade era a quarta maior do Estado de Goiás. Com a criação do Tocantins em 1989, Araguaína tornou-se a maior cidade e consequentemente pretensa capital do novo Estado. No entanto, não foi escolhida devido a

fatores geográficos, sociais e políticos, mas ganhou o título de Capital Econômica do Estado, conhecida também como a “Capital do Boi”.

Distante 350 km de Palmas, capital do Estado, possui uma área de 4.000 km², tendo uma população estimada para 2009, de acordo com o IBGE, de 119.636 habitantes e uma densidade demográfica de 33,19 habitantes km⁻². Seu clima é tropical, composto pelo bioma cerrado e floresta amazônica.

Conforme consulta ao IBGE (2009) e à SEPLAN/TO (TOCANTINS, 2009), o município possui 0,749 de IDH; seus solos constituem-se, basicamente, de Latossolo Vermelho-Amarelo, Litossolos e Podzol Vermelho-Escuro; o índice pluviométrico é de 1.800 mm; a altitude média é de 227 m e a temperatura média de 28°C.

Ainda segundo o IBGE (2009), o PIB registrado em 2006 no município foi de R\$ 1.177.695.000,00. O Censo Agropecuário 2006 estimou em 230 mil cabeças o rebanho bovino ali existente – quantitativo que corresponde a cerca de 3 % do total da população bovina do Estado. Segundo informações da SEAGRO/TO (TOCANTINS, 2010), na região o preço médio pago pela arroba de boi para abate é de R\$ 70,00.

Ressalta-se que dentro do município de Araguaina, no que se refere à utilização do sistema produtivo voltado à pecuária, um dos destaques é para a microbacia do Córrego Grota Rica.

1.1.2.1 Araguaína-TO: microbacia do Córrego Grota Rica

Localizada no município de Araguaina, a microbacia estende-se a cerca de 9,11 km, largura média em torno de 10 m, e vazão em sua foz de 0,930 m³ s⁻¹, a área total da microbacia é de 6.239 ha ocupados integralmente por pastagens (Figura 1.1). Seus limites são dados pelas coordenadas geográficas apresentadas na Tabela 1.2.

A região tem sua produção voltada para a pecuária, em especial para o gado de corte, na qual verificou-se uma capacidade de suporte de 2,43 animais ha ano.

O terceiro sistema de produção, dentre os mais importantes do setor rural tocantinense, como já referido anteriormente, é voltado para a pequena produção. Neste particular, o município de Sítio Novo do Tocantins é o que, em termos relativos ao seu território, possui o maior número de pequenos produtores.

Tabela 1.2 Pontos limítrofes da microbacia do Córrego Grota Rica, em Araguaina

Ponto	SUL	OESTE
Ao Norte	7° 10' 47.76''	48° 24' 46.90''
A Leste	7° 13' 30.46''	48° 22' 51.30''
A Oeste	7° 12' 40.79''	48° 27' 44.85''
Ao Sul	7° 14' 23.74''	48° 24' 30.06''

Fonte: Elaboração própria (2009) .

1.1.3 Sítio Novo do Tocantins-TO

O município de Sítio Novo do Tocantins foi criado em 1º de janeiro de 1989. Por volta de 1948 o povoado começou a formar-se em torno de um rancho, num antigo sítio. Com a construção de outras moradias, a área passou a ser denominada de Sítio Novo e, posteriormente, Sítio Novo do Tocantins.

Localiza-se na região do Estado do Tocantins conhecida como Bico do Papagaio, possui área de 274,531 km², com uma estimava de população para 2009, conforme dados do IBGE (2009), de 9.573 habitantes.

O município é servido por uma estrutura viária confortável. Para acessá-lo, uma opção para quem sai de Palmas é seguir pela BR Belém-Brasília, ir à Imperatriz-MA, onde acessa a TO-126, num percurso de 18 km asfaltados até chegar a Sítio Novo do Tocantins. Outra opção, saindo também de Palmas, é fazer todo percurso pelo interior do Estado, em parte dele talvez com menor fluxo de veículos, usando a BR-153 e a BR-226, além da TO-134 e TO-201, todas elas asfaltadas.

Sítio Novo do Tocantins possui, segundo IBGE (2009) e o Instituto de Desenvolvimento Rural do Tocantins – RURALTINS (TOCANTINS, 2010), 0,59 de IDH; seu solos constituem-se, basicamente, de Latossolos, Argissolos e Neossolos; o índice pluviométrico é de 1.500 mm ano⁻¹; a altitude de 370 m e a temperatura média de 29 °C.

Ainda de conformidade com as fontes acima citadas, sua produção agrícola na safra 2006/2007 centrou-se no cultivo de 130 ha de arroz de sequeiro, 85 ha de feijão, 80 ha de milho e 5 ha de melancia. Alguns produtores, apenas no deles, dedicaram-se também ao cultivo de banana em pequena escala.

Segundo o IBGE (2009), o PIB do município de Sítio Novo do Tocantins no ano de 2006 foi de R\$ 32.394.000,00 sendo que o valor adicionado pela agropecuária corresponde a R\$ 4.534.000,00 – equivalente a aproximadamente 14 % da produção local. Conforme o censo agropecuário de 2006, o arroz em casca produzido naquele ano foi 232 toneladas, correspondendo a 166 ha de área plantada.

Conforme a Agência de Defesa Agropecuária do Estado do Tocantins (ADAPEC) (TOCANTINS, 2009), o município possui 439 propriedades rurais (tabela A1.24), sendo que destas 353 (80,41 %) dispõem de rebanho bovino, com um total de 28.158 animais. No município existem 125 micro produtores, que possuem 1.603 animais (média de 13 cabeças por produtor); 205 pequenos produtores com 12.740 (média de 62 cabeças por produtor); 22 médios produtores com 10.439 (média de 475 cabeças por produtor) e apenas 1 grande produtor com 2.002 animais.

Em termos percentuais, 75 % das propriedades pertencem a agricultores familiares e pequenos produtores, que detém 93,48 % das propriedades com rebanho e 51,55 % do rebanho bovino do município. A área média das propriedades locais é de 30 ha. O município possuía também, em 2007, 5.449 aves, criadas por 113 produtores.

Em termos de agroindústria, o município possui cinco casas de farinha que no ano de 2007 produziram ao todo 36 t de farinha e oito beneficiadoras de arroz que, também no ano de 2007, beneficiaram ao todo 86,4 t do produto.

1.1.3.1 Sítio Novo do Tocantins -TO: microbacia do Córrego Grota do Joaquim

A microbacia do Córrego Grota do Joaquim situada no município de Sítio Novo do Tocantins, com extensão de aproximadamente 3,75 km, ocupa uma área total de 2.476,54 ha (Figura 1.1). O córrego Grota Rica possui largura média em torno de 6 metros e vazão em sua foz de $0,273 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Na microbacia as atividades agropastoris de pequenos produtores, apresentam predomínio de pastagens plantadas. Sua confrontação situa-se dentro das coordenadas geográficas elencadas na tabela 1.3.

Segundo o RURALTINS (TOCANTINS, 2010), a renda média mensal dos pequenos produtores circunvizinhos à microbacia em ênfase é de, aproximadamente, R\$ 650,00.

Apesar do seu tamanho relativamente reduzido, a microbacia do Córrego Grota do Joaquim é representativa como local explorado exclusivamente pelo sistema de produção praticado por pequenos produtores rurais.

Trata-se de produtores praticantes de uma agropecuária de nível tecnológico muito baixo e, por consequência, utilizam de processos empíricos de produção, o que resulta em atividade com produtividade muito baixa. Seu plantel pecuário carece de reprodutores de melhor qualidade; o rebanho é de baixo padrão racial e não é devidamente mineralizado. A maioria dos produtores limita-se ao uso de sal comum. As pastagens também são de qualidade muito baixa. Os solos não são corrigidos e nem adubados. Em sua atividade agrícola, de porte muito pequeno, o nível tecnológico é também muito baixo. O normal é trabalhar-se com sementes oriundas de sua própria produção, de qualidade ruim; não se usa curva de nível, seguindo-se o mesmo padrão praticado na pecuária, quanto aos cuidados com a correção e adubação do solo. Não se possui dados que indiquem o nível de participação dos programas sociais do Governo Federal no orçamento familiar desta categoria. Sugere-se que esta lacuna seja preenchida em outra pesquisa.

Tabela 1.3 - Pontos limítrofes da microbacia do Córrego Grota do Joaquim, de Sítio Novo do Tocantins-TO

Ponto	SUL	OESTE
Ao Norte	5° 32' 48.02''	47° 38' 10.24''
A Leste	5° 33' 47.34''	47° 37' 21.47''
A Oeste	5° 33' 51.45''	47° 38' 14.98''
Ao Sul	5° 34' 49.92''	47° 37' 58.26''

Fonte: Elaboração própria (2009).

1.2 INSERÇÃO DO ESTADO DO TOCANTINS NO CONTEXTO DA AMAZÔNIA, SOB O PONTO DE VISTA DAS TRAJETÓRIAS TECNOLÓGICAS

Para que a contextualização do setor produtivo rural do Estado assumira forma mais abrangente, é importante que, na medida do possível, se possa registrar certas similitudes entre seu padrão de produção e o existente no restante da Região Norte, na qual ele se insere.

Sabe-se que o Tocantins apresenta certas características edafo-climáticas e de cobertura vegetal que o diferenciam, pelo menos em parte, do resto da região. Por outro lado, também é conhecido que sua inclusão como componente daquela área deu-se sob certa influência de caráter político, por força do §1º; artigo 13, do Ato das Disposições Constitucionais Transitórias, da Constituição Federal de 05 de outubro de 1989, quando da criação do Estado.

No entanto, não obstante o acima exposto é oportuno que se ressalte a existência de características semelhantes entre certos sistemas produtivos rurais exercidos no Estado e no resto da Região Norte. Isto sem levar em conta semelhanças em termos geográficos, hidrográficos etc.

A seguir apresenta-se rápido perfil de um esquema que demonstra onde e como ocorre esses sistemas de produção semelhantes e seu grau de importância dentro do contexto sócio-econômico da economia regional. Ou seja, a ideia é demonstrar a existência de significativo grau de homogeneidade que permeia certas atividades rurais do Tocantins e da Região Norte do País como um todo.

Como elemento facilitador deste mister utilizou-se o trabalho de Costa (2009a), que trata das Trajetórias Tecnológicas. Para melhor entendimento da questão é oportuno que se apresente o conceito abaixo, apresentado pelo próprio autor:

Por trajetória tecnológica se entende a articulação processada por agentes orientados por racionalidade semelhantes, entre padrões produtivos e razões reprodutivas, expressas em heurísticas que se materializam em combinações particulares de meios e produtos. Já pensando na diferenciação entre trajetórias o autor assevera: a diversidade de formas técnicas (combinação de meios) e de formas de participação na divisão social do trabalho (combinação de produtos) que diferencia as trajetórias depende das dotações naturais e institucionais que marcam as bases territoriais locais sobre as quais evoluem e dos nexos [...] que vinculam a territorialidades mais amplas, nacional e mundial [...] (COSTA, 2009a, p.229).

Esclarece ainda o autor que as trajetórias se desenvolvem dentro de um processo concorrencial para apropriação dos meios disponíveis necessários à sua atividade. O autor desenvolveu trabalho anterior, (COSTA, 2009b), onde delimitou seis trajetórias tecnológicas pertinentes ao setor rural da Região Norte, quando se considerou a existência de duas categorias de produtores, os patronais e os camponeses (familiares). Através delas explicar-se-ia o Valor Bruto da Produção do Setor Rural (VBPR) relativo à Região. Em duas delas evidenciou-se a importância e similitude do setor produtivo rural do Tocantins em relação ao da Região Norte.

Na primeira aparece a Trajetória Patronal. T4, compreendendo o conjunto de sistemas de produção que convergem para pecuária de corte. A outra, a Trajetória Camponês. T3, compreende os sistemas convergentes para a pecuária de corte.

Na primeira o processo produtivo dá-se da seguinte forma: inicialmente os produtores patronais exploram a madeira existente na mata. Em seguida, planta-se na área culturas

temporárias, caminhando-se em seguida para a exploração da pecuária de corte. Com o tempo e a degradação do solo, parte das pessoas envolvidas repete o processo em outro espaço.

Não obstante convergir para a pecuária de corte, os sistemas produtivos da T3 são bem mais complexos e menos especializados que a T4.

Agora, ao se analisar o contexto que envolve as duas trajetórias referidas, é que se pode detectar o que se busca nesta análise, ainda com base em Costa (2009).

De tudo que se produziu em termos do VBPR nos sete estados que compõem a Região Norte, entre 2004 e 2006, baseado no sistema de produção especificado na T4, 34,8 % foi de responsabilidade do Tocantins. Ressalte-se que, em 1995, essa atividade cobria, também em toda a região, 69,1 % da área dedicada à agropecuária; 73 % dos investimentos em terras; 63 % em animais e 55 % em máquinas. Os números apresentados demonstram a importância da trajetória e, por consequência, a do Tocantins no contexto amazônico. Pelo lado negativo, nela ocorre 70,4 % da área degradada observada na região.

Por sua vez, a Trajetória T3, em 1995, era conduzida por 109.405 estabelecimentos camponeses, frente a um total de 443.568 para toda a região; no período de 2004 a 2006, ela era responsável por 17 % do VBPR da região. Sob o ponto de vista negativo, ela representa 12 % do estoque de áreas degradadas.

Com o exposto, mostra-se como parte importante do sistema de produção rural do Tocantins também se apresenta ao longo da Região Norte.

1.3 FORMULAÇÃO DO PROBLEMA

Considerando-se a expressiva expansão da monocultura da soja em terras do cerrado tocantinense, em especial na região de Pedro Afonso, ocorrida no período de 1990 a 2009, pergunta-se: “Esse processo produtivo é sustentável?”.

Ao se ponderar os reflexos da atividade antrópica proveniente da atividade daqueles produtores frente aos resultantes de um sistema produtivo estribado na pecuária, localizada numa região de Araguaina, particularmente voltada a este mister, e aos de outro sistema, baseado especificamente na atividade de pequenos produtores rurais, localizados em Sítio Novo do Tocantins pergunta-se: “Qual seria o grau de sustentabilidade estabelecido entre eles?”; “Como valorar as eventuais externalidades negativas decorrentes do exercício da ação antrópica observada nos três sistemas produtivos objeto deste estudo?”; “Qual a importância dos resultados alcançados face à sustentabilidade do processo?”

1.4 OBJETIVOS

1.4.1 Gerais

Os objetivos maiores da presente pesquisa são:

- a) Estudar os reflexos decorrentes da expansão da lavoura de soja no município de Pedro Afonso-TO, verificando-se em específico quanto à sustentabilidade do processo;
- b) Comparar, também sob o ponto de vista da sustentabilidade, os efeitos resultantes da monocultura da soja sobre o meio ambiente em relação aos efeitos decorrentes da exploração pecuária no município de Araguaina-TO;
- c) Comparar os efeitos das duas atividades anteriores com os da agricultura de pequeno porte praticada no município de Sítio Novo do Tocantins-TO, ainda sob o ponto de vista da sustentabilidade; e
- d) Valorar as externalidades negativas, que forem possíveis, como também os custos de reposição das perdas de solo gerados a partir da ação antrópica verificada nos três casos sob estudo.

1.4.2 Específicos

- a) Elaborar quadro teórico envolvendo discussão sobre o conceito de sustentabilidade, cujo resultado servirá de subsídio ao desenvolvimento deste estudo;
- b) Medir os reflexos da ação antrópica decorrente da exploração da cultura da soja, na microbacia do Ribeirão Lajeado, situada no município de Pedro Afonso-TO, utilizando-se o Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI);
- c) Calcular o ISAGRI para a microbacia do Córrego Grota Rica, no município de Araguaina-TO, onde ocorre o predomínio da atividade pecuária;
- d) Calcular o ISAGRI para a microbacia do Córrego Grota do Joaquim, no município de Sítio Novo do Tocantins-TO, onde predomina a atividade agropecuária exercida por pequenos produtores; e
- e) Valorar as externalidades negativas possíveis, como também os custos de reposição das perdas de solo, decorrentes da ação antrópica ocorrida nas três microbacias objeto deste estudo.

1.5 HIPÓTESES

1.5.1 Relativa à sustentabilidade

A ação antrópica decorrente da expansão da monocultura da soja no cerrado tocantinense, nas condições atuais, ainda se mantém em nível compatível com a sustentabilidade ambiental estimado por Silva (2007). Este seria o mesmo prognóstico para os reflexos da atividade de médios e grandes produtores dedicados à exploração pecuária, como também para pequenos produtores no exercício de sua ocupação agropastoril.

1.5.2 Relativa à valoração

Os custos de recuperação ao estado original do ambiente, somados aos custos de produção, são menores do que o valor dos bens produzidos. Expectativa válida para os resultados previstos nos três sistemas produtivos objeto deste estudo.

1.6 ESTRUTURA DO TRABALHO

Além deste capítulo introdutório, o presente trabalho compõe-se de quatro outros organizados da forma descrita nos parágrafos que seguem.

O capítulo 2 objetiva fazer breve discussão relativa aos conceitos de sustentabilidade implícitos em dois importantes paradigmas da economia e, a partir de então, assumir um posicionamento a respeito, que leve em conta o meio ambiente no cenário das ações antrópicas.

O capítulo 3 apresenta o ISAGRI, faz sua aplicação nas três microbacias objeto deste estudo e discute os resultados alcançados, inclusive fazendo comparações diversas, sugestões e conclusões. O capítulo 4 por sua vez trata da valoração das externalidades negativas e dos custos de reposição das perdas de solo gerados em decorrência da ação antrópica também ocorrida nas três microbacias citadas. Nele apresenta-se uma revisão da metodologia existente, chegando-se à proposição de um modelo final a ser aplicado no trabalho. Faz-se referida aplicação, seguida da discussão dos resultados obtidos e das recomendações devidas.

O capítulo 5 destina-se ao registro das conclusões gerais e recomendações.

2 ALGUNS ASPECTOS TEÓRICOS ENVOLVENDO CONCEITOS DE SUSTENTABILIDADE, ENTROPIA E EXTERNALIDADES AMBIENTAIS NEGATIVAS

São três os objetivos básicos deste capítulo. O primeiro deles é fornecer subsídios, sob o ponto de vista teórico, que permitam a discussão e formulação do conceito de sustentabilidade ambiental que, por conseguinte, servirá de âncora à fundamentação desta pesquisa.

Em segundo lugar esclarecer, na medida do possível, como fica a visão de entropia quando colocada diante de certos fenômenos provocados pela ação antrópica na agropecuária.

O objetivo seguinte é fazer a apresentação rápida de uma estrutura teórica que sirva de suporte ao entendimento do que são as externalidades negativas, elemento que permeia o núcleo deste estudo.

2.1 ASPECTOS TEÓRICOS ENVOLVENDO O CONCEITO DE SUSTENTABILIDADE

A terminologia “sustentabilidade ambiental” é de difícil definição, pois envolve questões que ultrapassam os limites de tempo, espaço e conceitos éticos e morais de uma civilização. De modo geral ela nasce e cresce envolvida pelo paradigma da época em que está inserido e amolda-se às várias teorias científicas consagradas ou reconhecidas pelo poder vigente que, de alguma forma, influenciam sua estrutura moldando-a conforme a época e o espaço em que é utilizado.

Quando se tenta fazer uma ideia pouco mais aproximada quanto à abrangência dessa terminologia é aconselhável discuti-la a partir de seu contexto maior. Para melhor entendê-lo, procurar-se-á sua essência a partir do conteúdo que dá conformação às teorias e contextos descritos e analisados neste capítulo.

2.1.1 A teoria ambiental neoclássica

A teoria ambiental neoclássica surgiu em decorrência da pressão feita sobre o *mainstream* econômico para que este se incorpore à sua estrutura analítica nas considerações a respeito da problemática ambiental.

Observa-se no contexto que a economia é considerada como o principal agente de pressão sobre o meio ambiente (ANDRADE, 2008). Essa corrente teórica parte do pressuposto de que os recursos naturais não se constituem num fator limitante ao crescimento,

mesmo no longo prazo. A ideia é de que a tecnologia, via mercado, estará sempre apta a responder positivamente pelas demandas emanadas do setor produtivo, fornecendo ativos fabricados ou mão-de-obra, em substituição a ativos ambientais eventualmente em falta.

Neste caso é essencial o funcionamento do mecanismo de preços (ROMEIRO, 2004). Independente das críticas em relação aos fundamentos dessa escola de pensamento, há de se considerar que a teoria ambiental neoclássica apresenta modelo estruturado que permite medições e inferências importantes na análise de problemas que afetam a economia.

Marques; Comune (1996) apresentam um esboço do campo de ação abrangido pela economia do meio ambiente. Ele se alicerça nos fundamentos da teoria neoclássica. Coube à referida teoria desenvolver e aprofundar conceitos e métodos para a valoração do meio ambiente; criar instrumentos de política, que incluem até a intervenção do Estado através de medidas de comando e controle para casos específicos (taxação pigouviana e outras) e, na maioria dos casos, utilizando instrumentos de mercado.

No entanto, é importante lembrar que a subcorrente “*coaseana*” (COASE, 1960) argumenta que a intervenção do Estado, a partir do momento em que se definem direitos de propriedade para bens ambientais, é desnecessária. Ainda assim, a teoria ambiental neoclássica encontra dificuldades para explicar a relação “avanço da economia” x “meio ambiente” – esse último em sua função de supridor de energia e demais condições para manutenção da vida no planeta, e de receptor de resíduos, rejeitos e da poluição emanados pelo sistema econômico.

Essa “incapacitação” permanece mesmo após algumas mudanças ocorridas do aludido instrumental, principalmente ao absorver, em parte, às críticas de Georgescu-Roegen e outros teóricos não neoclássicos e admitir a economia como um subsistema de um sistema maior formado pelo meio ambiente.

No entanto, entre as fragilidades que lhe são apontadas, ressalta-se o fato de que a teoria ambiental neoclássica se apóia na “hipótese ambiental tênue”. Esta corrente de pensamento econômico considera o meio ambiente essencialmente neutro, passivo, aceitando a existência de diferentes graus de degradação, ou seja, como algo que se pode poluir em maior ou menor grau, com reações previsíveis e reversíveis, cujos limites apropriados serão estabelecidos pelos agentes econômicos, principais afetados via mecanismos de mercado e instrumentos de internalização de custos.

Referidos limites, ou seja, o grau de poluição ótimo, conforme gerar-se-ia a partir de um *trade-off* em que o agente poluidor se veria diante de uma situação onde, de um lado,

haveria os custos (marginais) de controle da poluição e, de outro, os também custos marginais dos impactos ambientais (externalidades).

Caberia então ao agente poluidor minimizar o custo total, sabendo-se que para tanto seria necessária a busca do ponto de equilíbrio, onde se dá a “poluição ótima” que se verifica quando os respectivos custos marginais se igualam (ROMEIRO, 2004).

O esquema analítico neoclássico pode, em um plano mais geral, ser incluído no que Godard (1993) chamou de universo estabilizado em seu artigo “*Stratégies industrielles et conventions d’environnement: de l’univers stabilisés aux univers controversés*”. Ali ele descreve que, segundo as premissas dos teóricos neoclássicos, os agentes econômicos têm uma percepção direta dos efeitos externos ou dos bens coletivos, bem como suas preferências são bem informadas.

Somente os interesses ou preferências dos agentes presentes interessam a esse arcabouço teórico e esses dispõem de diversos meios e instrumentos para exprimir suas preferências no mercado. Uma observação realizada por Daly (1996) sobre tal tema é que nesse caso os preços de mercado refletiriam a escassez de cada recurso em particular e não a escassez absoluta dos recursos em geral.

Traduzindo a ideia neoclássica, trata-se de obter preços ótimos que indiquem a extração ótima a seguir até que se extraia a última unidade do recurso em questão, sem levar em consideração as consequências para o ecossistema. Tal raciocínio baseia-se na ideia de que os conhecimentos científicos encontram-se estabilizados no que concerne aos problemas ambientais em foco: cadeias causas elucidadas, danos bem determinados, imputação de responsabilidades isenta de ambiguidade.

Portanto, os fenômenos em causa seriam reversíveis. Nesse contexto, o conhecimento científico estabilizado, constituiria um mundo para todos os atores, antecedendo a ação. Portanto, os preços dos bens ambientais refletiriam além da opinião e da vontade dos agentes econômicos (soberanos), como também esta opinião representaria uma percepção correta da gravidade de cada problema.

Tal situação não pode ser verídica, uma vez que as premissas estão fora da realidade, não existe um conhecimento científico estabilizado e os atores não sabem exatamente quais são suas preferências. Uma das razões disso é que eles não possuem para se decidirem todas as informações necessárias sobre causas e efeitos de suas escolhas sobre o meio ambiente (ROMEIRO, 1997).

Seu foco centra-se nos efeitos de impactos ambientais provocados pelo sistema

econômico sobre o bem estar dos indivíduos em sociedade. Segundo Mueller (2007, p. 461) “para essa vertente, o que vale é o bem-estar dos indivíduos e não a sanidade do meio ambiente”. E continua: “esta só interessa se, ao ser alterada pelo funcionamento do sistema econômico, vier a provocar desconforto ou prejuízo aos agentes econômicos”.

No entanto, essa vertente não nega a possibilidade da ocorrência de impactos que, sendo acentuados, podem causar danos consideráveis ao meio ambiente. Porém, considera que referidos danos podem ser facilmente revertidos mediante a adoção de medidas de estímulo de mercado com vistas à remoção dos fatores que os causaram.

De acordo com a economia ambiental neoclássica pode-se amenizar esse desconforto através de medidas que internalizem as externalidades. Nesta vertente da economia está implícita a hipótese de que os danos ambientais causados pelo sistema econômico são reversíveis, desde que se diminua a pressão que os causou.

A teoria ambiental neoclássica estrutura-se ainda sob a visão da Sustentabilidade fraca (Sfra). Como elaborado em Daly (1994), Gutés (1996) e Stern (1997), citados por Lima (1999), o conceito de Sustentabilidade fraca (SOLOW, 1974) tem como premissa que o estoque total de capital permaneça constante ao longo do tempo. Para isso, pressupõe que a elasticidade de substituição entre o capital natural e o capital manufaturado seja igual ou maior que a unidade.

O conceito de sustentabilidade fraca permite uma eventual redução do estoque do primeiro, bastando, para tanto, que o estoque do segundo cresça na devida proporção compensatória. Como destacado em Gutés (1996) apud (LIMA, 1999), o conceito de sustentabilidade fraca é uma aplicação direta da regra de poupança-investimento oriunda da teoria neoclássica do crescimento com recursos exauríveis desenvolvida nas décadas de 1970 e 1980 (SOLOW, 1974; STIGLITZ, 1974; HARTWICK, 1977; DASGUPTA ; HEAL, 1979; SOLOW, 1986).

Como exemplo pode-se citar o neoclássico Solow (1986), que entende que a evolução da tecnologia permite que a natureza jamais se constitua em sério obstáculo à expansão, seja como fornecedora de insumos ou assimiladora de impactos.

Em aula magna de 1973, no congresso da *American Economic Associative*, Solow (1974, p.1-2) confessa seu interesse pelo assunto já há cerca de um ano antes, quando iniciou o desenvolvimento de trabalhos sobre o problema do manejo social ótimo de estoque de um recurso qualquer não renovável.

Na referida aula ele já admitia que “se o futuro for igual ao passado, por muito tempo

ainda haverá significativa queda nos requerimentos de recursos naturais por unidade real de produção” (SOLOW, 1986, p. 10-11) e defendia a premissa de que o consumo *per capita* seria o mais alto possível e constante no tempo, permitindo-se que as gerações futuras usufruíssem níveis de bem-estar pelo menos iguais aos nossos. Para ele nenhuma geração deve tirar vantagens da outra.

Em trabalho mais recente Solow (2000) enfatiza de maneira otimista quanto à perspectiva de ocorrência tanto da substitutabilidade quanto da indispensável inovação tecnológica. Veiga (2005, p.122) faz a citação abaixo, baseada no referido trabalho, onde fica bem clara a atual visão de Solow

No longo prazo, os ecossistemas não oferecerão qualquer tipo de limite, seja como fontes de insumos ou assimiladores de impactos. Qualquer elemento da biosfera que se mostrar limitante ao processo produtivo, cedo ou tarde, acabará substituído, graças a mudanças na combinação entre seus três ingredientes fundamentais: trabalho humano, capital produzido e recursos naturais. Isto porque o progresso científico tecnológico sempre conseguirá introduzir as necessárias alterações que substituam a eventual escassez, ou comprometimento, do terceiro fator, mediante inovações dos outros dois ou de algum deles.

Ainda de acordo com Veiga (2005) os seguidores de Solow enxergam a sustentabilidade como capital constante. No limite, isso significa que o estoque de recursos naturais pode até exaurir-se, desde que seu declínio seja contrabalançado por acréscimos proporcionais, ou mais que proporcionais, dos outros dois fatores-chave de produção, quais sejam trabalho e capital produzido.

Estaria acontecendo o desenvolvimento sustentável, segundo a visão de Solow a partir do acúmulo do capital produzido a uma taxa adequada para que um crescimento continuado ocorra. Essa seria a base de um modelo neoclássico de crescimento. Nessa perspectiva, é preciso garantir às gerações futuras a capacidade de produzir e não manter qualquer outro componente mais específico da economia.

Um ponto especial que merece registro é ressaltado por Romeiro (2004, p. 12), que salienta que: “a ideia de sustentabilidade implica em si mesma a existência de limites” – o que, no entanto, contradiz pressupostos da teoria ambiental neoclássica que levam a crer na não existência de limites. Ou seja, haverá sempre a possibilidade de se substituir um ativo ambiental por um outro fabricado. Esse processo de substituição não teria limites. Assim, o conceito de sustentabilidade implícito nessa corrente econômica assume uma visão amplamente elástica, agindo contrariamente ao seu contexto natural, que seria o de sujeitar-se a limites.

Naturalmente nem todos os economistas neoclássicos concordam plenamente com Solow. Segundo Veiga (2005) existem aqueles que se diferenciam pelo fato de serem menos otimistas no que se refere às alternativas de substitutabilidade entre fatores de produção. Em geral seguem a chamada Escola de Londres, liderada intelectualmente por David William Pearce.

Entendem eles que nossa obrigação com as gerações futuras não se deve com a manutenção do capital total, senão com sua parte não reprodutível, que chamam de “capital natural”. Como sabem que grande parte desse “capital natural” é exaurível, defendem que, no caso da ocorrência de danos ambientais gerados por qualquer atividade, haja algum tipo de compensação por outras.

Neste contexto, o próprio Pearce, ao se referir a uma definição de desenvolvimento sustentável, afirma que ele deve permitir que se compatibilize a manutenção do padrão dos recursos naturais ao longo do tempo, com o máximo de benefícios do desenvolvimento econômico, confirmando-se aqui sua preocupação em se manter o capital natural (PEARCE; TURNER, 1991).

Complementa-se sua posição com a ideia de que o desenvolvimento econômico não deve contemplar apenas aumento de renda *per capita*. Espera-se que outros elementos de bem estar social também sejam incorporados. Para tanto, é necessário que ocorra mudança estrutural dentro da economia e da sociedade.

Para se ter uma visão mais crítica do modelo ora apresentado, é importante o registro da posição de Santos ([19--].), para quem a abordagem neoclássica da questão ambiental não dá conta do problema relativo ao desenvolvimento sustentável, isto por não levar em consideração os efeitos múltiplos do desgaste ambiental.

Pelo acima exposto, percebe-se que o modelo em discussão – não obstante conter aspectos positivos importantes – sofre restrições por apoiar-se em alguns pressupostos fortes, que tornam sua aceitabilidade parcialmente contestada.

Neste sentido, destacam-se, dentre outras, a perspectiva de ampla capacidade de substitutabilidade dos recursos naturais pelo capital produzido e o da neutralidade do meio ambiente. Por outro lado, nota-se que as restrições que lhe são imputadas causam influência direta no conceito de sustentabilidade ambiental, ligando-o fortemente à tecnologia e aos preços de mercado, deixando-se de dar ênfase à preservação dos ativos ambientais – foco que se dá nesta pesquisa. Daí a necessidade de se buscar em outra teoria um enfoque que se identifique mais com este trabalho.

No entanto, é oportuno ressaltar que dado o nível de seus defensores, não se pode supor falta de consistência ou de lógica interna ao modelo. Acredita-se também não se tratar simplesmente do uso da tecnologia. De fato ela é imprescindível à sobrevivência do homem. O problema estaria na relação entre “uso” e “abuso”.

Acredita-se mais que se trate de uma questão de “ênfase” do que de “natureza”. Ou seja, não se concebe desenvolvimento sem tecnologia – é claro que se amparando em controles: social, institucional, ético, ambiental, econômico, legais etc. que deverão permear a relação entre os desejos e necessidades humanas e a finitude e natureza fungível dos recursos naturais. O milagre que se espera da tecnologia com capacidade infinita de “supridora” da natureza é inaceitável.

2.1.2 A economia ecológica

O passo a seguir é no sentido de se continuar a busca por um instrumental teórico que atenda ao objetivo proposto. A economia ecológica caminha no sentido de se tentar preencher as lacunas apontadas.

Para a elaboração do arcabouço teórico da economia ecológica utilizou-se de noções de biofísica, especialmente a Lei da Conservação (Primeira Lei da Termodinâmica) e a Lei de Entropia (Segunda Lei da Termodinâmica) (KLINT; ALCÂNTARA, 1994).

Las nociones biofísicas fundamentales sobre las que se articula la Economía Ecológica son tres: La primera consiste en el reconocimiento de la verdad elemental que expresa la Primera Ley de la Termodinámica, según la cual la materia y la energía no se crean ni se destruyen, sino que sólo se transforman. La segunda es la Ley de la Entropía o Segunda Ley de la Termodinámica, ciencia que, en palabras de Georgescu-Roegen (1971), es precisamente una física con valor económico. Pues bien, según esta Ley, la materia y la energía se degradan continua e irrevocablemente desde una forma disponible a una forma no disponible, o de una forma ordenada a una forma desordenada, independientemente de que las usemos o no. La tercera noción presenta una doble vertiente. La primera de ellas se refiere a la imposibilidad de generar más residuos de los que puede tolerar la capacidad de asimilación de los ecosistemas, so pena de destrucción de los mismos y de la vida humana. La segunda advierte sobre la imposibilidad de extraer de los sistemas biológicos más de lo que se puede considerar como su rendimiento sostenible o renovable (DALY, 1991) pues de lo contrario acabaríamos con ellos e, indirectamente, con nosotros mismos. Todo esto, exige un conocimiento profundo de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas naturales, que son la base de la vida humana y de las sociedades (FARRAS, 1980), conocimiento que marca los límites, tanto físicos como conceptuales, a los que debe ajustarse la actividad humana y por lo tanto la economía (KLINT; ALCÂNTARA, 1994, p.29).

Para alguns, como Haeckel, segundo afirma Begossi (1997), o surgimento da

economia ecológica para remonta de 1870. No entanto, outros como Merico (1996) defendem seu aparecimento face à insatisfação que se verifica nos anos de 1960 a 1980 pela forma como a economia do ambiente tratava o ambiente natural e seus recursos em suas análises econômicas.

Pillet (1993) defende que ela surgiu a partir da publicação, em 1968, do artigo de Herman Daly intitulado *Is Economics a lifescience?*. Em 1971, Georgescu-Roegen, utilizando os conceitos de entropia (segunda Lei da Termodinâmica) na questão do fluxo de energia na economia humana, concluiu que a crescente entropia colocaria limites ao crescimento. Por outro lado, Daly (1974), utilizou o mesmo princípio para fundamentar a economia do estado estacionário.

Segundo Amazonas (1999), a economia ecológica nasceu a partir de críticas de cunho ambientalista apresentadas em fins dos anos 60 e ao longo dos anos 70, que deixaram a questão ambiental e do Desenvolvimento Sustentável em evidência, inclusive na ordem do dia do *mainstream* econômico. Daí surge a raiz do que veio a constituir-se na Economia Ecológica.

Ainda segundo Amazonas (1999), nesse período surgem várias publicações que foram essenciais na evolução da conscientização ecológica e crescimento do movimento ecológico no mundo todo como *The Limits to Growth*. Alguns trabalhos clássicos e seminais, tanto de economistas quanto de não-economistas, surgiram no período e promoveram forte impacto nos meios acadêmicos e ambientalistas, como *The Economics of the Coming Spaceship Earth* (BOULDING, 1966); *The Entropy Law and the Economic Process* (GEORGESCU-ROEGEN, 1971), *On Economics as a Life Science* (DALY, 1968), *Environment, Power and Society* (ODUM, 1971).

Já outros marcaram sua presença desenvolvendo arcabouços teóricos que tentavam incorporar as leis da física à economia. Entre estes cita-se Boulding (1966), Ayres ; Kneese (1969), Georgescu-Roegen (1971), Victor (1972), Daly (1977) e Perrings (1987).

Destas e outras publicações e discussões nos meios acadêmicos, de governos e instituições públicas e privadas, a questão ambiental foi constituindo-se num campo próprio de análise do sistema econômico, apoiado em conceitos e ferramentas biofísico-ecológicos, denominado "*bioeconomics*", que veio produzindo abordagens e resultados diferenciados (e mesmo divergentes) dos encontrados pelas teorias econômicas convencionais. Esta abordagem "bioeconômica" veio posteriormente a consolidar-se enquanto a base da hoje denominada Economia Ecológica (AMAZONAS, 1999; LIMA, 1999).

Conforme May (1995), a economia ecológica apregoa a conservação dos recursos naturais – o que se constitui numa abordagem preventiva contra catástrofes ambientais iminentes, resguardando assim as necessidades potenciais das gerações futuras.

Essa corrente considera reais os limites ao crescimento delimitados pela escassez dos recursos naturais e sua capacidade de suporte, que nem sempre são superáveis pelo desenvolvimento tecnológico. Nesse contexto, salienta-se que a economia ecológica, além de observar os mecanismos tradicionais de alocação e distribuição normalmente aceitos na análise econômica, acrescenta o conceito de escala em relação à quantidade de matéria e energia convertida e absorvida nos processos entrópicos da expansão econômica.

Para Kaechele e Romeiro (2006, p. 3) “os processos envolvendo questões relativas à escala devem ser definidos a partir dos limites ecossistêmicos”. Após essa fase busca-se o que seria uma distribuição mais justa e só então ocorre a ação objetivando uma alocação eficiente dos recursos. É oportuno ressaltar que a estabilização do consumo de recursos naturais estará na dependência de uma mudança de valores pertinentes à ética.

Seguindo a mesma linha acima exposta, Barbosa (2002) afirma que os economistas ecológicos, contrariamente aos economistas neoclássicos, focalizam sua análise prioritariamente na capacidade de suporte da Terra, definindo os limites do impacto das atividades humanas dentro de uma escala considerada ecologicamente sustentável. Em seguida priorizam a regulação das atividades poluidoras e do acesso aos recursos que devem ser distribuídos de forma equitativa. Só então é que buscam o mercado da eficiência.

Sabe-se que a grande questão, ou melhor, o grande problema é como sair da atual economia do desperdício e da contaminação para uma economia ecológica. Alier (1998, p. 270) mostra que, com esse objetivo, além da necessária conjunção do fator tempo com a persistência, impõe-se a adoção de alguns instrumentos e medidas:

O primeiro passo é fixar sucessivos objetivos de redução de emissões contaminantes e do uso de recursos, através de debates científico-políticos democráticos abertos. Estes objetivos podem ser alcançados mediante: a) proibições legais e multas ou outras sanções; b) incentivos e penalidades econômicas, tais como impostos, depósitos prévios (como o que deveria impor-se imediatamente sobre as garrafas de plástico), mercados de licenças de contaminações, etc. Nos Verdes não há preconceito algum contra estes instrumentos da política ambiental. Por exemplo, as/os Verdes europeus há muito que propõem um imposto ecológico sobre o uso de energias não-renováveis. Deveria também haver um imposto sobre a extração das pedreiras. Mediante estes instrumentos, a economia iria sendo guiada em uma direção ecológica.

A economia ecológica, a exemplo da economia ambiental neoclássica, de acordo com

Romeiro (2001), visualiza o sistema econômico como um subsistema de um todo maior que o contém, impondo uma restrição absoluta à sua expansão.

Por outro lado, segundo Barreto (2009), a economia ecológica não se limita à ciência econômica. Pelo contrário, ela interage de forma relativamente ampla com diversas outras áreas do conhecimento e age de forma contrária à teoria ambiental neoclássica, tornando-se sua crítica.

Segundo Mattos (2004, p.12) a economia ecológica avançou em relação às formas anteriores de análise, uma vez que abrange toda a problemática que trata do uso dos recursos naturais e das externalidades do processo produtivo, enfatizando o uso sustentável das funções ambientais e a capacidade dos ecossistemas de, no geral, “suportarem a carga imposta pelo funcionamento da economia, considerando os custos e os benefícios da expansão da atividade humana”.

Sob outro ângulo, Barreto (2009) diz que economia ecológica presta-se a equacionar a sustentabilidade ambiental incorporando à natureza a lógica do mercado – como também a gestão econômica dos recursos ambientais e ecossistemas. Nela a valoração econômica do meio ambiente torna-se condição imprescindível à elaboração de políticas.

Segundo Dorfman e Dorfman (1977), no que se refere à relação entre benefícios e custos econômicos e ambientais, a economia ecológica presta-se à quantificação das trocas entre ambos, como também à gestão do risco ambiental, compreendendo-se aí a determinação dos níveis ótimos de poluição e a compensação econômica pela depleção e/ou degradação dos recursos naturais.

Ainda a respeito das visões sobre economia ecológica, Constanza (1994, p. 111–144) considera-a uma nova abordagem transdisciplinar. Abordagem esta “que vai além das concepções tradicionais das disciplinas científicas, procurando integrar e sintetizar muitas perspectivas disciplinares diferentes” que compreendem toda uma série de inter-relacionamento entre os sistemas econômico e ecológico. Por outro lado, Buarque (1994, p.57-80) assume que:

[...] a economia ecológica deve incorporar todas as relações da vida como parte de seu estudo, exigindo não apenas a incorporação da dimensão ecológica como também a consideração do longo prazo. O espaço físico da economia deve ir além dos limites das empresas e da nação, abrangendo toda a ecologia, e o tempo das análises não deve ficar restrito ao curto prazo, mas, sim, incorporar o futuro no qual os efeitos das decisões econômicas se fazem sentir.

Olhando a questão sob outro enfoque, observa-se que nas abordagens da economia

ecológica tende-se a prevalecer a visão da sustentabilidade forte que, por sua vez, é ajustada às análises processadas sob o ponto de vista da hipótese ambiental aprofundada. Segundo Lima (1999) o conceito de sustentabilidade forte exige que o estoque de capital natural seja constante, dada a impossibilidade de substituição do capital natural por qualquer outra forma de capital manufaturado.

A economia ecológica considera a existência de um meio ambiente frágil, sujeito a alterações potencialmente desestabilizadoras devido a pressões antrópicas cumulativas. Para May et al. (2003, p. 127- 312), confirmando o acima exposto, segundo a abordagem da economia ecológica:

[...] o conceito de desenvolvimento sustentável é conhecido como sustentabilidade forte, ou seja, o crescimento é limitado pela escassez dos recursos naturais, pois a economia internaliza os custos ambientais, e o processo científico e tecnológico é visto como fundamental para aumentar a eficiência na utilização dos recursos naturais, não podendo ser superado apenas por meio de progresso tecnológico. Esta corrente faz uso do conceito termodinâmico de entropia.

Nesse sentido Mueller (2007) acredita também que a capacidade de resiliência de ecossistemas já estaria em risco de comprometimento dada a ação antrópica, consequência do avanço descontrolado da economia, com risco de extinção de espécies.

Por outro lado, ao inverso do que ocorre com a teoria ambiental neoclássica, a economia ecológica preocupa-se com as consequências para o meio ambiente em si, pelas agressões por ele sofridas, além de se empenhar em garantir às gerações futuras o direito de obter dos recursos naturais os mesmos benefícios que hoje as pessoas desfrutam. No seu elenco de preocupações destaca-se, ainda, a defesa de uma distribuição mais equitativa dos recursos naturais e da renda entre as pessoas.

É importante o alerta de Norgaard (1994) que considera que nenhuma abordagem isolada conseguiria realizar tudo o que se precisa, porque a realidade é complexa. Uma multiplicidade de abordagens será necessária para atingir o objetivo proposto.

A economia ecológica considera o sistema econômico como um organismo vivo, que intercambia energia e matéria com seu meio externo e acredita que a atual escala do sistema econômico e a natureza de seus impactos carecem de atenção especial.

Os conceitos biofísicos e a própria ecologia mostram que não se pode utilizar recursos naturais de maneira isolada e sim se utilizar ecossistemas, processos de apropriação que são corretamente interpretados por Norgaard (1994) como um processo co-evolucionário. Portanto, à medida que o sistema socioeconômico modifica os sistemas biológicos, se vêm

obrigados a adaptar-se ao primeiro e essas mudanças são introduzidas no segundo, de maneira que seja capaz de compreender os efeitos das modificações sobre o ecossistema – de adquirir um novo conhecimento – que permita usar adequadamente os mesmos, para o que necessita criar novas instituições, no sentido de novas leis, regras ou normas sociais de comportamento.

No mesmo sentido, Kaechele e Romeiro (2006) mostram que para a economia ecológica – dada a capacidade de suporte da terra – existem limites absolutos que não podem ser superados pelo progresso científico e tecnológico. Salientam, no caso, a existência de riscos de perdas irreversíveis, com potencial para se tornarem catastróficas, o que leva à necessidade de se antecipar ao agravamento dos problemas ambientais. Ressaltam, ainda, o quadro de incertezas em que, de modo geral, as decisões são tomadas, face à incapacidade da ciência em prever todas as consequências de um dado problema ambiental.

No que se refere à distribuição intergeracional, a economia ecológica trata esse problema como uma questão ética de distribuição, dependente de mudanças tecnológicas e ecológicas, ambas inseridas num quadro de incertezas. Assim, o uso desses bens e serviços não deve ser definido a partir somente do mercado. Essa é uma decisão ética e deve ser tomada junto com a sociedade.

Quanto à questão da energia, seu uso, sua produção e suas consequências é uma preocupação constante para que se possa preservar o meio ambiente. Segundo Mueller (2007, p. 482-485), o ser humano, dentre todos os seres vivos, é indiscutivelmente o que mais consome energia.

Não obstante o consumo global ser muito pequeno em relação à radiação solar sobre o planeta é sabido que boa parte do consumo com a expansão econômica contemporânea origina-se de recurso finito e de escassez crescente em relação às necessidades cada vez maiores. Além do mais, existem os efeitos da degradação ambiental causados pela prodigalidade humana no uso de energia – o que tem provocado a preocupação recente dos autores seguidores dessa escola. As análises decorrentes utilizam-se de conceitos emprestados da física, em especial das duas primeiras leis da termodinâmica. Esse papel coube inicialmente a Georgescu-Roegen, pioneiro na aplicação dessas leis à análise econômica.

2.1.2.1 Noções preliminares a respeito do conceito de entropia

A seguir são registradas algumas informações preliminares envolvendo as quatro leis iniciais da termodinâmica, como também o conceito de entropia, dentre outros, de forma a se

permitir a conclusão deste item.

No próximo seguimento do trabalho, quando se trata da economia da sobrevivência, na qual se pretende centrar o conceito de sustentabilidade assumido no trabalho, serão então apresentados os aspectos mais gerais pertinentes ao assunto.

De início leva-se em conta a preocupação inserida principalmente por Georgescu-Roegen (1986) apud Mueller (2005) na teoria econômica no que se refere à utilização de energia de baixa entropia e sua degradação ao longo do processo produtivo. O assunto guarda estreita relação com os objetivos deste trabalho, principalmente no que se refere ao melhor entendimento e valoração das perdas decorrentes da ação antrópica em setores da agropecuária tocantinense.

Como ponto inicial destas considerações e a partir do autor e obra acima referidos é recomendável que se recorde o disposto na primeira lei da termodinâmica, que trata do balanço geral da energia e nos diz que ela não pode ser criada nem destruída, considerando-se um sistema isolado.

Por outro lado, é interessante também lembrar a segunda lei, ou a lei da entropia, onde se considera que, embora constante, a energia do universo está sempre passando, de forma irreversível e irrevogável, da condição de disponível (de baixa entropia) para realizar trabalho à de degradada, não disponível (de alta entropia) para essa finalidade.

Assim, de acordo com a primeira lei, a energia do universo não diminui, senão, conforme a segunda lei, sua capacidade de realizar trabalho. Recordar-se, na oportunidade, do “3º princípio” da termodinâmica onde se prevê a existência de entropia igual a zero apenas em situação de temperatura igual a zero absoluto. Com essa condição, na prática, pode-se afirmar que tudo que existe possui entropia positiva.

Registra-se, ainda, que Georgescu-Roegen (1986) amplia a teoria da entropia ao incluir nela um “quarto princípio” da termodinâmica, onde se confere à matéria a mesma condição dada à energia na segunda lei.

Diz-se que um sistema isolado tende para o caos, para uma ‘não disponibilidade’ de energia-matéria. Observa-se situações como a existência da ferrugem, o desgaste de motores, de pneus de automóvel. A entropia do universo tende a um limite máximo. Importante registrar a posição do autor no sentido de que a lei da entropia é a raiz da escassez econômica.

Considerando essa realidade “inexorável”, que nos coloca frente a frente a um duro conceito de finitude da energia e da matéria, atrelada à nossa própria perspectiva de sobrevivência, impõe-se a necessidade de toda uma reflexão a se fazer não só em relação ao

espaço da economia, como também no repensar comportamentos, conceitos de bem-estar, no “olhar” para o “outro” e, principalmente, na forma de se relacionar com a natureza.

Aliás, objetivando aproximar-se mais da forte ideia que o próprio Georgescu-Roegen (1986) teve a respeito da assustadora e inexorável marcha para o finito provocada pela entropia, observa-se a força do exemplo por ele mesmo dado quando ressalta a diferença significativa entre o finito decorrente da ação da entropia e o, por exemplo, aplicado por Ricardo em relação à terra. No caso desta última, basta uma reposição e ela continuará produzindo indefinidamente, ou seja, ao longo do tempo. Já na entropia a perda é definitiva e irreversível, não há volta no tempo.

No cotidiano da vida, é de fácil observação a tendência à degradação da energia, ou seja, à sua dispersão no ambiente. A função termodinâmica entropia mede o grau de dispersão da energia. As transformações tendem a ocorrer de maneira espontânea, caminhando-se para a direção da entropia crescente, com grau máximo de dispersão.

Ante o exposto, a partir do conceito de entropia, reformula-se a segunda lei da termodinâmica, quando se estabelece que: “a entropia do mundo tende para um máximo”. Observando-se que “o máximo de entropia, que corresponde ao estado de equilíbrio de um sistema, é um estado em que a energia está completamente degradada e não pode mais fornecer trabalho” (TIEZZI, 1988, p.24). Ressalta-se que todas as atividades humanas - mesmo e em particular as que criam ordem e organização - produzem inevitavelmente desordens, crises, poluição e, em última análise, a decadência do meio ambiente.

Retornando à variável tempo, importante na contextualização da problemática envolvendo a entropia, é conveniente que se especifique conceitos pertinentes a algumas de suas variações. Neste sentido, considera-se, de início, o “tempo biológico”.

Segundo Tiezzi (1988), trata-se daquilo com que se mede a evolução biológica. Com ele, para se estudar o passado, a unidade de medida é de milhões de anos. Está afastado da origem da Terra por bilhões de anos; o aparecimento de algas, bactérias, trilobitas, artrópodes e peixes há centenas de milhões de anos e, do aparecimento do homem há três milhões de anos.

O tempo biológico também serve para medição do futuro. Hoje, em função da ação antrópica, transformações que antes exigiam milhões de anos ocorrem em poucos decênios, equivalendo, no tempo histórico, a uma aceleração de milhões de anos. Com a inversão observada entre as escalas biológica e histórica para construção de um patrimônio biológico

levou-se bilhões de anos. No entanto, doravante, a cada hora ocorrerá o desaparecimento de uma espécie viva.

A seguir, dentro do objetivo de se buscar um paradigma que forneça as bases para a conceituação do que seja a sustentabilidade ambiental, considerar-se-á o caso da economia da sobrevivência, cuja preocupação é basicamente com a aceleração entrópica causada pelo sistema econômico, objeto central deste estudo.

2.1.2.2 A economia da sobrevivência

Conforme poderá ser observado neste subitem é no ramo da economia ecológica que se encontrará os princípios básicos que nortearão o conceito de sustentabilidade ambiental a ser utilizado como fundamentação teórica deste trabalho.

No trabalho e pesquisa publicada por Mueller (2007), pode-se verificar as principais contribuições dessa vertente da economia ecológica, ou seja, a “economia da sobrevivência”.

O termo “Economia da Sobrevivência”, utilizado por Charles Mueller, foi também utilizado por Polanyi com respeito ao “fato elementar que os seres humanos, como todos os outros seres vivos, não podem existir sem um ambiente físico que os sustente” (POLANYI, 1977, p. 19).

De acordo com Chechin e Magalhães (2007 p.18) uma das preocupações da economia da sobrevivência é com a aceleração entrópica causada pelo sistema econômico. Na visão de ambos, deve-se incorporar uma nova orientação ética com relação às futuras gerações. No entanto, ressaltam que, não obstante, o fato do ‘problema ecológico’ da humanidade envolver uma questão fundamentalmente ética, isso não implica que se abandone a ciência econômica, senão a noção de economia como esfera autônoma da vida social.

Mueller (2007, p. 463), abaixo coloca aquilo que representa a essência do que esse ramo da ciência prevê para a humanidade, caso não haja mudanças radicais em seu comportamento:

Ao ritmo que prevalece nos dias de hoje, o crescimento econômico *horizontal* – mais gente, embora com aumentos reduzidos de renda *per capita* – dos países pobres, e o crescimento *vertical* – população quase estacionária, mas com significativos aumentos de renda *per capita* – dos países ricos estão provocando não só rápida depleção de recursos naturais vitais, como extensa destruição de espécies e perigosa acumulação, no ecossistema, de resíduos e rejeitos. Para a *economia da sobrevivência*, sem radicais mudanças das práticas correntes, o bem-estar – ou mesmo a sobrevivência – da humanidade em um futuro mais distante estará comprometido.

Admite-se que para uma corrente da economia ambiental ser relevante ela deve atender às três seguintes condições:

A condição paretiana de que seja assegurada pelo menos a manutenção do bem-estar dos que, no presente, vivem em economias e regiões desenvolvidas;
 O requisito da absoluta prioridade ao atendimento das “necessidades básicas” dos pobres de todo o mundo;
 A condição de que tudo isso seja feito “sem comprometer a capacidade das gerações futuras de atender às suas necessidades” (MUELLER, 2007, p. 464).

Enquanto a economia ambiental neoclássica enfatiza a condição 1, a economia da sobrevivência, cujo núcleo de preocupações volta-se para o comprometimento das gerações atuais, no sentido de que preservem as oportunidades das gerações futuras, alinhando-se à condição 3.

Quanto ao uso dos recursos naturais observa-se que o sistema econômico contemporâneo retira energia de baixa entropia do meio ambiente – tanto da renda energética, oriunda do sol, como do capital energético disponível no globo – a ser utilizada no processo de produção e consumo e, posteriormente devolvida ao meio ambiente na forma de energia de alta entropia.

Esse processo gera um incremento da entropia que vem acelerando-se substancialmente. O ponto central das preocupações da “economia da sobrevivência” é exatamente com o processo de aceleração entrópica.

A princípio a preocupação dos fundadores da economia ecológica (e da economia da sobrevivência) era com o esgotamento dos recursos energéticos globais. O temor era do esgotamento desses recursos em decorrência de sua extração acelerada. Entretanto, os autores mais recentes voltam-se mais para a questão da degradação do meio ambiente, que decorre da dissipação de entropia provocada pelo sistema econômico e da sua capacidade de resiliência.

A economia da sobrevivência, como já dito, preocupa-se com o longo prazo, tal como a economia ecológica, por isso defende a busca de um desenvolvimento durável. Portanto, essa noção de desenvolvimento não se coaduna com a de crescimento defendida pela teoria neoclássica

Georgescu-Roegen (1986), um dos primeiros autores da economia da sobrevivência, considerava como principal ameaça à sobrevivência da humanidade a crescente escassez de energia de baixa entropia disponível no globo terrestre. Reconhecia, também, os problemas da poluição e da degradação provocados pelo sistema econômico.

Nas últimas décadas a “economia da sobrevivência” passou a priorizar com maior

profundidade a análise dos impactos desestabilizadores da recente aceleração entrópica. O enfoque anterior sobre a possibilidade de esgotamento dos recursos naturais de baixa entropia disponíveis passou para um segundo plano. A visão que nesse momento predomina, considera mais grave e representativa de maior risco maior à humanidade os impactos irreversíveis que o sistema econômico vem impondo ao meio ambiente. A atenção volta-se ao problema que trata da capacidade de regeneração do meio ambiente – fato que consideram estar sendo levada ao limite em virtude da atual expansão da escala econômica global.

A partir da Segunda Guerra Mundial, a humanidade entrou em uma nova fase do capitalismo: a sociedade do hiperconsumo. Eis que nasce um terceiro tipo de *Homo consumericus*, voraz, móvel, flexível, liberto da antiga cultura de classe, imprevisível nos seus gostos e nas suas compras e sedento de experiências emocionais e de (mais) bem-estar, de marcas, de autenticidade, de imediatidade, de comunicação (LIPOVETSKY, 2007).

Essa nova visão da economia da sobrevivência se preocupa mais com a noção de evolução, no espaço abrangido por um conceito especial de equilíbrio dinâmico, levando também em conta que o futuro da humanidade está ligado à estabilidade do ecossistema global, ou seja, à sua resiliência.

No entanto, a par dos aspectos positivos, o consumo desenfreado origina diversos fatores negativos, como a poluição ambiental, sujeição absoluta dos homens ao ato de consumir, desigualdades sociais, violência, exclusão social, entre outros. Udaeta (1997) salienta que os níveis de suprimento energético e a sua infra-estrutura interagem biunivocamente com o desenvolvimento sócio-econômico e, conseqüentemente, impactam o meio ambiente e, portanto, a sua sustentabilidade.

Segundo Denardin (2003), a economia ecológica, na qual a economia da sobrevivência esta inserida, apresenta uma visão mais holística, mais integrada das relações entre o homem (sistema econômico) e a natureza (ecossistemas). Além disso, a economia é vista como subsistema aberto inserido num amplo ecossistema, que é finito, não crescente e materialmente fechado.

Para a economia ecológica, o capital natural, além de prover matéria, energia e atuar como fossa receptora de dejetos, provê também importantes serviços ecossistêmicos, os quais não podem ser substituídos pelo capital econômico (capital manufaturado).

Em vista das perspectivas acima, Norgaard (1997) considera necessária a criação de novas instituições que conservem os ativos naturais e os repassem aos nossos filhos, que estimulem a regeneração dos recursos renováveis e a manutenção da diversidade biológica,

que desenvolvam novas tecnologias, que usem recursos renováveis e que possibilitem estilos de vida que poupem energia e evitem o gasto material intensivo.

Essas instituições poderiam implantar e desenvolver novas ideias para incentivo a novos hábitos ligados ao consumo, à educação dos jovens e à poupança para o futuro. Adicionalmente poderiam criar medidas verdes de desempenho econômico agregado, e propiciar condições para a realização de pesquisas destinadas a redirecionar a ampliação do conhecimento científico e o desenvolvimento de opções tecnológicas e outras. Norgaard (1997) conclui argumentando que a valoração econômica racional não pode existir à parte de escolhas morais e da tomada de decisão política.

O conceito fundamental desta vertente de pensamento liga o desenvolvimento à estabilidade – o que denomina de quase-equilíbrio dinâmico. Observa-se que a noção de quase-equilíbrio dinâmico que mais se ajusta ao processo de desenvolvimento tem a ver com o conceito de evolução. Na evolução, assiste-se às tendências para espécies individuais cada vez mais complexas. Espécies estas que se formam à custa do aumento da entropia do meio ambiente (TIEZZI, 1988)

O clássico escrito de Boulding (1966) "A economia da espaçonave Terra vinda" inicia o esclarecimento e a preparação do cenário para a economia ecológica, com sua descrição da passagem da fronteira econômica do passado, onde no conceito de crescimento do bem-estar humano estava implícito um crescimento no consumo de material, para a nave espacial "economia" do futuro, e que o crescimento do bem-estar não pode ser alimentado pelo crescimento no consumo de material (COSTANZA, 2003).

Segundo Boulding (1966, p. 2) as sociedades devem gerenciar seus “*inputs*” e “*outputs*” porque estes acontecem todos os dias e são intrínsecos à vida:

Todas as sociedades humanas são igualmente sistemas abertos. Elas recebem *inputs* de elementos da atmosfera, da terra e das águas, e despejam os *outputs* nesses mesmos reservatórios; elas também produzem *inputs* internamente na forma de bebês e *outputs* sob a forma de cadáveres. Dada a capacidade para extrair *inputs* ou dispor dos *outputs*, um sistema aberto deste tipo pode persistir indefinidamente.

Daí caracterizar-se o desenvolvimento como mudança revolucionária. Ressaltando-se, no entanto, que os parâmetros evolucionários poderão alterar-se ao longo do processo. Assim, graças ao acesso que o homem tem ao capital energético do globo, foi-lhe possível colonizar o planeta, convertendo-o virtualmente em um único ecossistema.

Agindo dessa forma, ele proporciona o desenvolvimento, ou seja, a prosperidade e o

bem-estar no curto prazo. No entanto, em consequência, além de contribuir para a exaustão do capital energético, amplia as possibilidades de ocorrência de catástrofes evolucionárias.

Observa-se que além do relatado acima, outra base analítica de que se valem as vertentes recentes da economia da sobrevivência é a teoria dos Sistemas Dissipativos de Prigogine. Ressalta-se, no entanto, que todas as atividades humanas – mesmo e em particular as que criam ordem e organização – produzem inevitavelmente desordens, crises, poluição e, em última análise, a decadência do meio ambiente

Como visto anteriormente, as atividades humanas inevitavelmente produzem desordens. Mesmo em situações onde aparentemente caminha-se para a ordem, como no caso do desenvolvimento de sistemas biológicos que apresentam estruturas extremamente ordenadas e em franca evolução para ordem ainda mais elevada, verifica-se que a segunda lei da termodinâmica não é violada.

Ocorre que os organismos biológicos desenvolvem-se graças à elevação da entropia causada por seu metabolismo no ambiente que os acolhe, observando-se ser positivo o balanço entre a entropia negativa causada no interior do sistema e a positiva lançada por ele no ambiente. Desta forma resulta uma elevação contínua da entropia do universo. A lei do aumento de entropia é, portanto, uma lei de probabilidade, de tendência estatística à desordem.

Observa-se novamente que aquilo que aparentava ordem resulta numa desordem ainda maior no meio ambiente e evidencia-se que os sistemas vivos apresentam necessidade permanente de entropia negativa do universo, retornando-lhe uma quantidade ainda maior de entropia positiva. A esses sistemas abertos Prigogine chamou de “estruturas dissipativas”.

Segundo Prigogine e Stengers (1986, p. 216), a escolha do uso do termo “estrutura dissipativa” foi proposital no intuito de representar o fato de que “a dissipação de energia e de matéria-geralmente associada às noções de perda de rendimento e de evolução em direção à desordem torna-se fonte de ordem quando longe do equilíbrio”

Nesse sentido o próprio Prigogine (1996, p. 26) diz que “o ser vivo funciona longe do equilíbrio [...] num domínio onde os processos produtores de entropia, os processos que dissipam energia, desempenham um papel construtivo, são fonte de ordem”.

Para Massoni (2008), as chamadas Estruturas Dissipativas de Prigogine reconhecem o papel fundamental das flutuações e da instabilidade. Abrem um novo mundo, novas interrogações, noções de múltipla escolha, de liberdade e criatividade, que não têm lugar no mundo determinista.

Sua contribuição origina-se a partir das limitações da termodinâmica clássica - desenvolvida em relação a um sistema isolado que evolui para um estado de equilíbrio remoto, passando à análise de sistemas abertos e fechados que apresentam estados de quase-equilíbrio. Para tanto ele constrói uma base analítica mais apropriada ao desenvolver a teoria das estruturas dissipativas longe do equilíbrio que, uma vez constituídas, alcançam certa estabilidade que, no entanto, pode ser rompida.

Conforme assinala Capra (2004), o fato de se entender estruturas vivas como sistemas abertos forneceu uma nova e importante perspectiva, entretanto não solucionou o quebra-cabeça que envolve a coexistência entre estrutura e mudança, entre ordem e dissipação, até que Prigogine apud Massoni (2008), formulou sua teoria das estruturas dissipativas. O autor esclarece também que:

Prigogine combinou “dissipativa” e “estrutura” para expressar as duas tendências aparentemente contraditórias que coexistem em todos os sistemas vivos. No entanto, a concepção de Prigogine de estrutura dissipativa vai muito além da de sistema aberto, uma vez que também inclui a ideia de pontos de instabilidade, nos quais novas estruturas e novas formas de ordem podem emergir.

Ainda segundo Capra (1996, p.149),

[...] a teoria de Prigogine interliga as principais características das formas vivas num arcabouço conceitual e matemático coerente, que implica uma reconceitualização radical de muitas ideias fundamentais associadas com a estrutura – uma mudança de percepção da estabilidade para a instabilidade, da ordem para a desordem, do equilíbrio para o não-equilíbrio, do ser para o vir-a-ser. No centro da visão de Prigogine está a coexistência de estrutura e mudança, de “quietude e movimento”.

O ponto central para o entendimento das estruturas dissipativas está no entendimento de que elas se mantêm num estado estável afastado do equilíbrio. Lembrando-se que, quando se observa milhares de reações químicas, um organismo vivo tem como característica um fluxo e uma mudança contínuos em seu metabolismo.

Apenas quando todos esses processos param é que ocorre o equilíbrio químico e térmico. Ou seja, o organismo em equilíbrio é um organismo morto, portanto, os organismos vivos mantêm-se em permanente estado de afastamento do equilíbrio.

O problema detectado por Prigogine na termodinâmica clássica – a primeira ciência da complexidade – munia-se de sua inadequabilidade para explicar sistemas afastados do equilíbrio. Dada a natureza linear de sua estrutura matemática, o sistema evoluirá sempre em direção a um estado estacionário onde a geração de entropia (ou desordem) é tão pequena quanto possível. Pelo contrário, numa situação de afastamento do equilíbrio, as estruturas

dissipativas podem desenvolver-se em formas de complexidade sempre crescente.

A teoria de Prigogine indica que o comportamento de uma estrutura dissipativa afastada do equilíbrio não segue mais uma lei universal, mas é específico do sistema. Quando próximo ao equilíbrio, observam-se fenômenos repetitivos e leis universais. Ocorrendo o afastamento, move-se do universal para o único, em direção à riqueza e à variedade – o que é uma característica da vida.

Pelo visto, a termodinâmica clássica presta-se para descrever fenômenos no equilíbrio ou próximo dele. Já a teoria de Prigogine das estruturas dissipativas, ao contrário, aplica-se a fenômenos termodinâmicos afastados do equilíbrio. Em conformidade com Prigogine (1989) apud Capra (2004, p. 155):

as estruturas dissipativas são ilhas de ordem num mar de desordem, mantendo e até mesmo aumentando sua ordem às expensas da desordem maior em seus ambientes. Por exemplo, organismos vivos extraem estruturas ordenadas (alimentos) de seu meio ambiente, usam-nas como recurso para o seu metabolismo, e dissipam estruturas de ordem mais baixa (resíduos). Dessa maneira, a ordem “flutua na desordem”, como se expressa Prigogine, embora a entropia global continue aumentando de acordo com a segunda lei.

Segundo Massoni (2008), Prigogine originalmente escreveu a teoria das estruturas dissipativas para descrever fenômenos longe do equilíbrio termodinâmico da física e da química.

Posteriormente é que ela foi aplicada a sistemas vivos, principalmente pela biologia e pela ecologia. Massoni (2008) declara que em situação de equilíbrio tudo é simples, estável e não há variação de entropia.

No entanto, na imensa maioria do universo ocorrem processos irreversíveis, sendo aqueles cujas entropias crescem em direção a um máximo. Esses processos longe do equilíbrio propiciam o instável e o complexo, como também a possibilidade formação de estruturas complexas e delicadas.

O autor acima citado declara que a vida só é possível longe do equilíbrio. As estruturas dissipativas são próprias de processos irreversíveis e revelam que ocorre a criação de ordem longe do equilíbrio termodinâmico.

Importa salientar que a auto-organização observada em certos sistemas dissipativos só é possível graças à geração de entropia, quando então acontecem os processos irreversíveis, responsáveis pelo fato do passado e futuro serem diferentes e irreduzíveis um ao outro, ou seja, mediante um tempo histórico irreversível (PRIGOGINE, 1993).

Evidencia-se assim a importância do papel da entropia nos processos evolutivos, o que lhe confere uma posição além da de simplesmente representar uma medida ou grau de desordem de um sistema (PRIGOGINE, 1997 apud REVISTA BRASILEIRA) e (PRIGOGINE; STENGERS, 1992).

Ainda analisando o contexto envolvendo a auto-organização em sistemas dissipativos, Staliûnas (1999) propõe que o surgimento de referidos processos seja uma forma de se maximizar a geração de entropia do sistema do qual eles são parte.

O autor parte da observação de que os efeitos não lineares amplificam-se quando a energia recebida do exterior, por um subsistema, não pode mais ser dissipada linearmente. A partir deste ponto o subsistema tende a um padrão de organização que assegura maior rapidez na produção de entropia, permitindo assim ao sistema que o engloba aproximar-se mais rapidamente do estado de equilíbrio.

Neste processo, porém, embora sua geração seja maximizada, a entropia do subsistema é transferida mais eficientemente para o exterior, sendo internamente mantida em níveis relativamente baixos. Neste sentido, o autor indica que a organização e o desenvolvimento das sociedades humanas seria uma forma de maximização da produção de entropia no planeta.

Considerando o já exposto, percebe-se que as variantes recentes da “economia da sobrevivência” dirigem suas atenções aos efeitos desestabilizadores do enorme volume de alta entropia gerado pelo sistema econômico. O foco de sua preocupação volta-se para os impactos antropogênicos sobre a estabilidade do ecossistema global, que temem estar ameaçada.

Nessa linha destacam-se duas variantes. Uma que dá ênfase aos impactos da intoxicação gerada pela industrialização moderna. Outra que avalia os efeitos da constante destruição da biodiversidade levada a efeito pela humanidade.

Conforme esclarece Lima (1999), pesquisadores como Boulding (1966), Ayres e Kneese (1969), Georgescu-Roegen (1971), Victor (1972), Daly (1977) e Perrings (1987) são os representantes desta importante corrente teórica e usaram e introduziram as leis da física à economia, significando que após seus primeiros estudos já ficou constatada a necessidade de se incluir indicadores biofísicos de desenvolvimento sustentável e de se impor restrições biofísicas como condição para se alcançar a sustentabilidade.

No primeiro grupo, destacam-se Ayres e Kneese (1969) que inovaram ao considerar a economia um sistema que obtém do meio ambiente materiais a serem transformados no processo produtivo, bem como a energia para propulsionar essas transformações, e que

devolve esses materiais e essa energia ao meio ambiente, na forma de resíduos e rejeitos.

Dessa forma, incorporou-se à análise econômica o “princípio do balanço de materiais”. A partir desta constatação reconheceu-se o unidirecional e, pelo menos no caso da energia, o irreversível, mas pode haver reversibilidade parcial no caso dos materiais, claro que a um certo custo.

Percebeu-se também que os rejeitos e a poluição gerados pelo sistema econômico podem exceder à capacidade de assimilação do ecossistema. Incorporou-se a ideia de que os materiais e a energia explorados e usados pelo sistema econômico do sistema maior fazem um caminho circular porque são produzidos, consumidos e voltam ao ecossistema como resíduos e rejeitos. Conclui-se com a constatação de que a matéria e a energia são originárias de recursos naturais e são retirados do meio ambiente, surgindo à depleção dos recursos naturais. Após serem utilizados, porém, retornam ao meio ambiente originando a poluição.

Não obstante o elevado grau de desconhecimento a respeito do funcionamento dos mecanismos de auto-organização do sistema global, Ayres receia que eles percam a capacidade de neutralizar as emanações tóxicas do metabolismo industrial caso essas continuem a se ampliar. Sua informação é de que, de acordo com resultados obtidos pelo grupo de pesquisa que coordena, há um indicativo de que os impactos ambientais dessas emanações possam tornar-se intoleráveis muito antes do que se imagina. (AYRES, 1995, apud MUELLER, 2007).

O “metabolismo industrial” pode ser entendido como o conjunto de processos físicos e químicos que converte, juntamente com o trabalho humano, matérias-primas em produtos e rejeitos. Pode ser identificado em diversos patamares seja de processos, firmas, empresas, regiões, países ou mesmo a economia global. A capacidade do meio ambiente de assimilar, sem reações catastróficas, os fluxos crescentes de dejetos tóxicos gerados por seu metabolismo, constitui-se na restrição básica à expansão da escala da economia mundial (AYRES, 1994).

Diante desse quadro, para Ayres (1994) a única alternativa seria a adoção de atitudes firmes com o objetivo de se controlar as interferências antropogênicas desestabilizadoras dos processos naturais, ou seja, deve-se agir no sentido de se reduzir a abertura do ciclo de materiais.

A segunda variante ressalta a importância funcional da biodiversidade para a resiliência do ecossistema global (MUELLER, 2007). Ela está associada ao Programa da Biodiversidade, patrocinado pelo Instituto Beijer da Academia Real de Ciências da Suécia.

Trata-se de um programa de natureza transdisciplinar, que estuda o papel da diversidade de espécies na resiliência de ecossistemas individuais e, por extensão, do sistema global. Seu objetivo é aprimorar a compreensão das relações entre os sistemas econômicos e ecológicos, enfatizando o papel da biodiversidade. Este Instituto tem como principal preocupação no que diz respeito à biodiversidade, segundo Setzer et al. (2007), com a perda de resiliência dos ecossistemas.

A concepção de resiliência adotada pelo Instituto é a quantidade de perturbações que um ecossistema pode absorver antes que ocorram mudanças fundamentais na sua estrutura que o desloquem de uma situação de estabilidade para outra. Consideram-se, prioritariamente, as funções que a biodiversidade desempenha na geração de serviços ecológicos fundamentais, principalmente as associadas à preservação da resiliência de ecossistemas.

As pesquisas do Instituto procuraram de início estabelecer as funções centrais da diversidade de espécies no ecossistema global. Estas giravam em torno de duas. De um lado, as diversas espécies propiciam os fluxos de energia e de matéria – os ecociclos – e, com isso, determinam as propriedades funcionais do ecossistema. Por outro lado, a diversidade fornece ao ecossistema resiliência em vista de surpresas, de eventos extraordinários.

Observa-se, no entanto, que o resultado da ação antrópica leva a economia a passos largos a rumo oposto ao da diversidade nas atividades do campo. Recursos e tecnologia são cada vez mais concentrados na monocultura e em pastagens. É o caso, por exemplo, da soja, no momento responsável pela maior produção de grãos do País.

Neste sentido, continua a perigosa prática de desmatamento dos cerrados e matas, inclusive com estímulo do Governo na década de 1970, que na atualidade, de forma dividida, tenta uma mudança de posição. A tecnologia, baseada em recursos energéticos cada dia mais escassos, é poluidora e põe em perigo ecossistemas e a saúde de populações. O manejo das pastagens, de modo geral, não é o adequado, ocasionando a degradação de áreas mais antigas.

Registra-se o descuido com que a humanidade vem tratando os sistemas naturais e, ainda, a falta de perspectivas quanto a uma eventual mudança desse quadro. Pelo contrário, dada a expansão da economia contemporânea e a presença da atual dinâmica demográfica, pode-se assegurar que a pressão sobre a biodiversidade continuará forte. Com frequência observam-se alterações preocupantes de ecossistemas de diferentes tipos e mesmo de ruptura da estabilidade, com mudança de um estado de equilíbrio local a outro.

Os pesquisadores do Instituto Beijer enfatizam a dinâmica desse tipo de alteração. O *modus operandi* praticamente não se altera, partindo-se da simplificação e de uma exploração

econômica inadequada que implica em crescente perda de diversidade funcional, e a consequente redução de resiliência.

Ainda segundo Mueller (2007), não obstante esse processo, até certo ponto, desenrolar-se lentamente, observam-se mudanças, de modo geral irreversíveis, no sentido de um novo estado de quase-equilíbrio. Por outro lado, suspeita-se que ocorrendo uma ampla e generalizada destruição da biodiversidade, a resiliência do ecossistema global também se sujeita a ser afetada de forma crítica, provocando sua desestabilização e trazendo consequências dramáticas para a humanidade.

Um ponto importante a entender é ser quase impossível conhecer a magnitude dos danos, através da destruição da biodiversidade, que o sistema econômico pode impunemente causar ao sistema global. Ou seja, não se sabe hoje qual o grau de comprometimento da capacidade do sistema de resistir a perturbações.

Os pesquisadores do Instituto Beijer acreditam que, confirmando-se as tendências recentes, haverá uma redução significativa da resiliência do ecossistema global, que poderá levá-lo a um estado crítico de difícil reversão. A recomendação é que se priorizem pesquisas que orientem a como preservar a resiliência de ecossistemas dos quais dependem o futuro da humanidade.

Para eles a denominação “ecossistema global” representa apenas uma abstração conveniente. O que na verdade existe é um grande número de ecossistemas individuais, cada um com sua resiliência, sujeita à redução pela ação antrópica. Desta forma, a orientação do grupo é de que se atue objetivando proteger o potencial produtivo dos ecossistemas individuais importantes para a atividade humana. Esse potencial depende fundamentalmente da diversidade das espécies. A ideia é de que se preservando a resiliência de ecossistemas específicos, há de se proteger a resiliência do ecossistema global.

Nota-se que a visão do metabolismo industrial de Ayres e a da resiliência fundada na biodiversidade do grupo do Instituto Beijer não são incompatíveis. A diferença entre ambas ocorre mais em questões de ênfase.

A visão do metabolismo industrial ressalta o crescente envenenamento do meio ambiente devido às emanações e pelos dejetos do sistema econômico. Entretanto, um desses efeitos é exatamente a destruição de espécies fundamentais ao funcionamento apropriado dos ecociclos.

O grupo do Instituto Beijer reconhece o papel da crescente intoxicação de ecossistemas na redução de suas resiliências. De forma mais prática, a primeira vertente,

vendo mais o valor agregado, adequar-se à análise do “efeito estufa”. Já o grupo Beijer, de visão mais micro, preocupa-se com o perigo para a humanidade com a redução da resiliência causada pelas perturbações antrópicas, que provocam extensa e crescente eliminação de espécies.

Esse mesmo assunto é abordado por diversos pesquisadores ligados à economia ecológica e todos tem a convicção de que somente a economia de mercado não tem condições de resolver esses problemas ou de evitar uma catástrofe ambiental.

Como já citado em textos anteriores deste estudo, nenhuma abordagem sozinha poderá resolver essa questão, somente uma visão multidisciplinar e políticas de Estado em conjunto com a sociedade e a iniciativa privada poderão decidir limites de exploração, conscientização da população em relação aos limites de resiliência e de absorção de dejetos do meio ambiente em todas as ecoesferas. A regulação para o uso eficiente e a contenção do poder econômico em relação aos recursos naturais poderão vir a ser uma solução possível para o contexto descrito por Ayres (1994)

2.1.2.3 Reflexões finais sobre a entropia considerada na atividade antrópica objeto deste estudo

A partir dos aspectos assinalados anteriormente a respeito da entropia, não é possível deixar de levar em conta os seus preceitos, quando são analisadas as consequências da ação antrópica em setores da agropecuária tocantinense.

Naturalmente, em função da vasta abrangência do assunto, faz-se necessário sua delimitação, de forma compatível com o objeto do trabalho. Assim, nesse particular, a pesquisa centra-se apenas nos reflexos da ação antrópica sobre o solo e a água – elementos importantes na determinação do conceito de sustentabilidade, sobre o qual se apóia o Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI) estrutura em que se assenta o estudo.

Analisando-se em tese as ações dos agropecuaristas, envolvendo os recursos ambientais, observa-se que em princípio, ao se preparar o solo para plantio, procede-se ao seu desmatamento, com posteriores aração e gradagem – o que o deixa mais susceptível aos processos erosivos, pois, está desprotegido e sob a ação direta do sol, chuvas e ventos.

De acordo com Fonseca (2007, p.193), a partir do desmatamento de florestas, associada à prática de agricultura não planejada, parte significativa dos solos é transportada para os rios. Salienta o autor que, acompanhando a camada fértil do solo, “a erosão arrasta resíduos de adubos, inseticidas e fungicidas para os rios e mananciais de água que abastecem

as cidades”. Esse processo segue rumo aos oceanos, principalmente em relação às suas estruturas mais leves como o silte, a argila e a matéria orgânica, além, é claro, dos seus nutrientes e demais elementos químicos.

Nesse processo de entropia com direção única, degradação e perdas, comumente verifica-se que uma parcela do solo (a mais pesada), no caso, a areia e as frações maiores, ficam depositadas ao longo do leito do rio, movendo-se mais lentamente em direção aos oceanos. Observa-se que, em determinado momento, o homem pode ter acesso e controle sobre o resíduo, porém, no que se refere à parcela mais leve, tão logo ela chegue ao seu destino final, ele perde este controle. Os efeitos desse material sobre o ecossistema marinho fogem ao escopo deste trabalho.

Considerando-se a delimitação do campo de ação, conforme acima colocado, durante o processo antrópico analisado, leva-se em conta a entropia existente em apenas três circunstâncias especiais, caracterizadas pela irreversibilidade.

Na primeira, a matéria é degradada em definitivo, caso dos elementos carreados para o fundo do mar, Na segunda, resulta um resíduo sólido, areia e as frações de maior porte constituintes do solo, como cascalho fragmentos de rochas etc. que, de alguma forma, podem tornar-se reaproveitáveis por meio da ação antrópica. Por último, verifica-se a possibilidade de contaminação química, ocasionalmente observada em águas fluviais. As demais circunstâncias nas quais a energia de baixa entropia transforma-se, ao longo do processo em energia de alta entropia estão fora da área abrangida por este estudo.

Naturalmente, é de se prever que durante toda a ação antrópica prevista ocorra o uso de energia de baixa entropia como, por exemplo, o uso de combustíveis que se transformam em gases, ou seja, em energia de alta entropia.

Da mesma forma ocorre com o uso de fertilizantes, de pneus, da força de trabalho do homem, da energia solar, todos de baixa entropia, usados durante a ação produtiva, quando ocorre a degradação da energia, que se transforma em energia de alta entropia. A grande preocupação, quando se destaca o trabalho de Georgescu-Hoegen, centra-se no volume de energia de baixa entropia, principalmente a oriunda de fontes não renováveis, que se degradam de forma irreparável, e seu uso cada vez maior, para cobrir o afã consumista da humanidade.

Nesse sentido, observa-se sério agravante: a poluição decorrente do processo antrópico, que inutiliza recursos ambientais disponíveis. Hoje existem, como já visto, aqueles que acreditam que problemas da espécie inviabilizarão a possibilidade da existência humana

antes mesmo de se exaurir a disponibilidade dos ativos ambientais não renováveis.

Considerando-se o ponto de corte estabelecido para a área de abrangência do estudo, em virtude da atividade antrópica promovida pelos produtores rurais, prevê-se como consequência um processo de entropia, que venha provocar perda de solo e a degradação da área dos próprios agropecuaristas, inclusive com dano irreversível em relação a alguns elementos do solo, com o assoreamento de rios, eventualmente existentes na região de influência e possível contaminação de suas águas, que podem gerar graves consequências ao meio ambiente.

Ressalta-se a seguir a natureza dos danos previstos a serem causados pela entropia aos agropecuaristas e, logo após, a terceiros não participantes da ação.

2.1.2.3.1 Danos aos quais os agropecuaristas estão sujeitos

Os agropecuaristas estão sujeitos as seguintes danos:

- a) Perdas de solo;
- b) Queda de produtividade;
- c) Degradação de parte do imóvel;
- d) Assoreamento e contaminação de corpos d'água da própria propriedade; e
- e) Perdas com pagamentos provenientes de eventuais ações judiciais e,ou acordos.

Do acima exposto, alguns aspectos merecem destaque:

I) Como já citado anteriormente, a ação do homem sobre a natureza, quase sempre sem respeitar as devidas limitações, combinada com alguns fenômenos naturais como chuva, sol, vento, etc., resulta em importantes consequências contra os ativos ambientais (entropia) e em prejuízos, inclusive para o próprio produtor, que se obriga a responder pela recuperação desses danos, principalmente do solo – condição necessária à continuidade de sua exploração;

II) Através das chuvas em especial, ocorre o carreamento do solo preparado para as lavouras. Isso pode resultar no assoreamento dos rios. Nesse mesmo processo, juntamente com o solo, são carreados nutrientes e defensivos agrícolas, utilizados no cultivo agrícola ou na formação de pastagens, como também insumos para assistência veterinária aos animais – itens que poderão contaminar os córregos ou rios;

III) A questão das perdas com pagamentos provenientes de eventuais ações judiciais, movidas por terceiros em decorrência de externalidades negativas que lhes tenham causado

algum prejuízo, ou mesmo provenientes de acordos firmados em particular e que sejam provenientes da entropia provocada ao longo do processo antrópico. Por exemplo, havendo uma contaminação da água pelo fósforo e/ou nitrogênio carreados da área plantada para o leito do rio, poderá ocorrer processo de eutrofização das águas, especialmente em ambientes lênticos, provocando a mortandade de peixes e espécies aquícolas. Uma colônia de pescadores eventualmente localizada à jusante da área poluída poderia acionar judicialmente o responsável (ou responsáveis) pela contaminação das águas, visando o ressarcimento dos prejuízos eventualmente causados.

2.1.2.3.2 Danos que a entropia poderá causar a terceiros

Entre os diversos danos que a entropia pode causar a terceiros cita-se:

- I) O assoreamento dos fluxos de água, impedindo ou prejudicando seu multiuso;
- II) A contaminação dos corpos d'água com prejuízo à saúde e à economia das comunidades ribeirinhas; e
- III) As mudanças no ecossistema.

Os efeitos previstos para os itens I e II acima destacados, originários da ação dos agropecuaristas, resultarão em perdas para terceiros, cujos valores não serão considerados nos preços dos produtos resultantes. Assim, os referidos efeitos serão admitidos como externalidades negativas.

Dada a importância desta conclusão, é recomendável aqui ressaltar que, no caso, parte-se de uma ação antrópica, que resultará num processo de externalidades negativas (itens I e II) e, ainda, numa situação onde o próprio agropecuarista vê-se na obrigação de recuperar o solo perdido visando a continuidade do seu negócio.

Objetivando essa recuperação, admite-se que se procederá à dragagem do rio assoreado, espalhando os constituintes do solo recuperados, basicamente a areia, na área prejudicada. Com isso, parte da externalidade negativa (assoreamento do rio) estará solucionada, restando apenas a verificação quanto a existência ou não de eventual contaminação da água, principalmente no que se refere à presença de fósforo e, ou nitrogênio.

Nesse caso, também poderá ocorrer a presença de metais pesados, ocasionalmente presentes em pequenas proporções em defensivos agrícolas e fertilizantes, principalmente formulações concentradas e adubos fosfatados, que não causam preocupações eminentes, uma vez que, usados nas quantidades adequadas, mesmo que de forma continuada, só em prazo

muito longo, em torno de 2000 anos, segundo Corrêa (2006), poderão estar presentes em níveis de alerta nos solos e mananciais hídricos – o que poderia provocar reações adversas para a cadeia trófica e o meio ambiente (CASARINI, 2001).

No capítulo 3 deste trabalho discutir-se-á quanto a presença ou não dos dois elementos químicos acima mencionados, ou de outros e suas consequências. Os reflexos decorrentes da ação antrópica observados no mar e na atmosfera, no ecossistema em geral, em vista do foco adotado, não serão considerados no trabalho.

2.1.3 Considerações gerais a respeito do conceito de sustentabilidade a ser utilizado neste estudo

No que se refere ao modelo que dará suporte à análise da sustentabilidade, deve-se considerar, de início, que o conceito de desenvolvimento sustentável é algo existente, a princípio apenas em termos de um ideário, mas que deve ser persistentemente buscado, sob pena de, em sua falta, a existência da própria humanidade no futuro correr sério risco.

Pelas razões abaixo expostas, não se pretende utilizar o conceito de sustentabilidade adotado pela economia ambiental neoclássica como base da estrutura teórica em que se fundamenta esta pesquisa. Ressaltando-se, no entanto, que isto não significa que se despreze em sua totalidade a rica formulação que envolve sua estrutura teórica.

A determinação de se buscar outro modelo alternativo provém de alguns aspectos ou pressupostos que lhe causam certa fragilidade. Nesse sentido pode-se enumerar sua visão otimista a respeito da substitutabilidade do capital natural pelo capital produzido, baseada na contínua evolução da tecnologia, ou seja, o fato daquele instrumental admitir o planeta com infinita capacidade para absorção dos dejetos – o que não é aceito pela economia ecológica.

Por outro lado, como ficaria, por exemplo, a situação citada por Georgescu-Roegen quanto à garantia de disponibilidade de elementos de capital natural essenciais a nossa existência, como o fluxo normal das águas, das chuvas, do ar puro que respiramos? E as várias incertezas hoje observadas, a exemplo de todas as dúvidas ainda existentes sobre causas e consequências do efeito estufa?

Ainda na linha das fragilidades apontadas, cita-se a hipótese de que o meio externo do sistema econômico seja neutro, passivo, conforme também assumido pela referida teoria. Por todo o exposto é que não se levará em conta, em sua essência, o conceito de sustentabilidade estabelecido à luz da teoria ambiental neoclássica.

O foco da questão está no posicionamento de Solow a respeito, uma vez que ele representa o pensamento de parcela significativa dos seguidores da economia ambiental

neoclássica. De modo geral, nos modelos neoclássicos de crescimento, dada a flexibilidade no processo de substituição dos recursos naturais pelo capital produzido, o importante é que haja expansão da força de trabalho, do progresso técnico e da acumulação do capital produzido. Nesse sentido, desde que essa acumulação ocorra a uma taxa que permita o crescimento continuado, estar-se-ia diante do desenvolvimento sustentável na concepção de Solow. No entanto, não é essa a concepção de sustentabilidade que se busca.

Por outro lado, como também já visto anteriormente, a economia ecológica renega os pontos fracos do instrumental neoclássico: assenta-se na hipótese da “sustentabilidade forte”; acredita que a capacidade de resiliência de ecossistemas estaria em risco de comprometimento dada a ação antrópica, consequência do avanço descontrolado da economia, com risco de extinção de espécies; relativiza a hipótese da substitutabilidade; e preocupa-se com as consequências para o meio ambiente em si, pelas agressões por ele sofridas, além de preocupar-se em garantir às gerações futuras o direito de obter dos recursos naturais os mesmos benefícios que hoje desfrutamos.

No seu elenco de preocupações destaca-se ainda a defesa de uma distribuição mais equitativa dos recursos naturais e da renda entre as pessoas. No entanto, carece de um instrumental devidamente sistematizado, estruturado, que lhe permita a efetividade de ideais.

Não obstante a ressalva acima, neste estudo adotar-se-á como base teórica um conceito de sustentabilidade que mais se aproxima da teoria da sobrevivência, e que sirva de sustentação na formação de um modelo através do qual se possa medir graus de sustentabilidade apoiando-se na hipótese da sustentabilidade forte e onde o núcleo das preocupações centra-se no risco que corre a capacidade de resiliência de ecossistemas dada a ação antrópica, motivada pela voracidade com que a economia avança, o que possibilita agressões à biodiversidade no geral; extinção de espécies; contaminação de ativos ambientais como água e solo, pondo em risco sua disponibilidade em condições de desfrute semelhante as de hoje para as gerações futuras.

Outrossim, fica a ressalva no sentido de que não se pensa em prescindir da tecnologia acoplada ao processo de desenvolvimento sustentável. Naturalmente, sem que ela esteja revestida do poder absoluto de gerar substitutos da natureza e, pelo contrário, submeta-se a rígidos princípios éticos, ambientais e na preocupação com o “outro”.

Não se pretende aqui traçar um “ideário” a respeito do conceito de sustentabilidade. Pelo contrário, o que se deseja é adoção de um parâmetro exequível dentro de um processo de operacionalização.

Neste sentido, considerando-se que o cultivo da soja no Tocantins dá-se basicamente na Região do Cerrado, é oportuno registrar aqui uma visão mais específica do problema ora analisado, e que também servirá de referencial ao ponto que se pretende chegar, envolvendo o conceito de sustentabilidade.

Assim, olhando a questão sob um ponto de vista mais operacional Rodrigues (1999) posiciona-se no sentido de que a exploração agrícola dos cerrados é dependente de insumos, como calcário e fertilizante. Esse modelo tecnológico, responsável pela expansão da produção de commodities em grandes extensões de terra, tem provocado sérios problemas ambientais, como: a degradação do solo; a redução da quantidade e da qualidade de água; a perda da biodiversidade e a ocorrência de pragas oportunistas que adquirem caráter endêmico. Assim, inicialmente é dentro deste foco mais limitado que se trabalha o conceito de sustentabilidade neste estudo.

A partir do que se apresentou, para efeito de operacionalização do modelo exposto no capítulo 3, pinça-se o seguinte quadro, composto por três variáveis, que se reputa centrais à questão da sustentabilidade: os efeitos da ação antrópica sobre a biodiversidade, sobre a água e sobre o solo.

2.2 AS EXTERNALIDADES AMBIENTAIS NEGATIVAS

Conforme aponta Romeiro (2004, p. 11), pode-se conceituar as externalidades ambientais negativas como sendo:

Os impactos negativos das atividades de um agente econômico sobre o nível de bem-estar de outro, por meio da degradação de um recurso ambiental de uso coletivo, sem que, na ausência de direitos de propriedade definidos sobre esse recurso, o agente prejudicado possa ser compensado ou indenizado por isso.

A forma de se eliminar, ou seja, “internalizar”, referidas externalidades seria através da ação do Estado cobrando taxas dos agentes poluidores, equivalentes ao recurso perdido durante o processo e não abrangido pelo preço de mercado do produto obtido.

Neste sentido, Deves e Filippi (2008), salientam que Pigou, já em 1920, tratava das externalidades considerando os danos que a poluição causava a terceiros e objetivando alterar o quadro de agressão. Sua ideia era a aplicação de impostos sobre os poluidores.

A teoria ambiental neoclássica prevê a existência de um “trade-off” entre os custos marginais de controle da poluição e os dos impactos ambientais, no caso as externalidades

provocadas pelas atividades produtivas. O ponto da “poluição ótima” seria aquele onde referidos custos se igualam – situação em que o agente poluidor estaria minimizando o custo total.

No entanto Sachs (1986) discorda do princípio do poluidor pagador. Em sua opinião quando se pensa em “internalizar as externalidades” o que se faz, na verdade, é a internalização do lucro e a externalização (quando possível) dos custos. Além disso, a seu ver, a despoluição muitas vezes representa apenas o deslocamento da poluição.

Para continuidade da análise dos aspectos negativos advindos da expansão da soja no Estado, faz-se necessário tecer algumas considerações a respeito das externalidades. Alier (1998) diz que os economistas falam de “externalidades” para descrever os efeitos externos ao mercado, não valorizados nos preços e como exemplo cita o caso das contaminações.

A externalidade é negativa quando acontece uma “perda” não considerada pelo mercado e positiva quando o mercado deixa de valorar um ganho decorrente da ação observada. A preocupação maior deste estudo, dada sua própria natureza, é com as externalidades negativas. Numa apreciação superficial, de pronto, pode-se identificar algumas.

É comum produtores rurais, oriundos de regiões onde a capacidade de expansão do cultivo de grãos chegou à exaustão, deslocarem-se para locais com alto potencial agrônômico, como é o caso do Tocantins. Aqui adquirem propriedades de pequenos e médios produtores, frequentemente em regiões de Cerrado.

São terras facilmente mecanizáveis, cujos preços são baixos, formando no conjunto vastas áreas, já que o cultivo da soja, objeto parcial deste estudo, apresenta ganhos de escala, exigindo o plantio em áreas maiores.

Esta primeira fase já é fonte de alguns problemas. De modo geral, aqueles agora ex-pequenos proprietários, via de regra, são pessoas de idade mais avançada, moradores tradicionais da zona rural, sem as informações necessárias para sobreviverem em um centro urbano. São detentores de uma cultura própria, que lhes permitiu a sobrevivência até a alienação de sua propriedade. A partir de então, deslocados para outro ambiente, convivendo com uma cultura nova, a tendência é a de, em relativamente pouco tempo, a poupança resultante da venda do seu imóvel desapareça e eles fiquem à margem não só do processo produtivo, como também de uma convivência social.

Tornam-se fortes candidatos a uma vida de frustração e em constante dependência das ações assistenciais do Estado ou de terceiros. Esta “perda” constitui-se numa externalidade negativa. O preço da soja não estará incorporando o que ele, no futuro, provavelmente estará

custando a alguém ou ao Estado para sobreviver e nem mesmo a piora em sua qualidade de vida.

Com base em informações colhidas de terceiros na cidade, noticia-se que em Pedro Afonso já existe um movimento de ex-proprietários pleiteando um plano assistencial por parte do Governo do Estado, dadas as dificuldades com as quais hoje eles se defrontam para sobreviver. Isso não obstante estar-se apenas há pouco mais de uma década da realização das primeiras vendas de imóveis rurais para o cultivo da leguminosa.

Outras externalidades negativas dão-se nos rios, de duas formas diferentes. Inicialmente, ao se preparar a terra para o plantio, ela será arada e gradeada. Com o advento das chuvas é comum que as enxurradas removam parte significativa da terra solta, causando assoreamento dos rios e empobrecimento do solo. Essa mesma enxurrada estará levando resquícios dos produtos químicos utilizados no processo produtivo, prejudicando a pesca e a saúde dos que se servirão daquela água.

O custo com a dragagem do rio, ou as despesas adicionais pela dificuldade imposta à navegação devido ao assoreamento; o custo do prejuízo causado à pesca; o custo para tratamento da água, ou das pessoas eventualmente infectadas constituem-se em externalidades negativas e, portanto, não são apropriados pelo preço da soja ao ser vendida para o exterior e, é claro, também quando comercializada no mercado interno.

É conhecida a capacidade do Cerrado brasileiro em fornecer frutas, sementes, raízes, cascas e essências medicinais. Com sua derrubada para o plantio, o material existente na área explorada pode perder-se. O custo desta perda constitui-se em outra externalidade negativa, à qual se junta ao custo da quebra do equilíbrio da biota, com a perda de espécies vegetais e animais, como plantas, mamíferos, aves e reptéis.

É oportuno esclarecer que se pretende processar a valoração das externalidades negativas, observadas neste estudo, como forma adicional de se contextualizar e caracterizar o grau de sustentabilidade porventura verificado ao longo das atividades agropastoris sob análise.

A propósito, convém explicitar que não se pretende, aqui, valorar eventual perda de biodiversidade decorrente do processo antrópico ora analisado, dada a enorme dificuldade de seu processamento. Aliás, conforme colocado pelo Professor Pezzuti, (Informação verbal, 2010) durante a defesa desta tese, “O enorme desconhecimento sobre a biodiversidade amazônica dificulta – na verdade, impede – a valoração das externalidades negativas quanto a este ponto”.

Evidencia-se, ainda, que não se pretende processar a valoração com o objetivo normalmente utilizado pela teoria neoclássica do meio ambiente, ou seja, como forma de internalizar os respectivos valores ao preço de mercado e, a partir disso, movido pelas reações do próprio mercado, aplicar-se de forma mais racional os recursos naturais envolvidos.

O trabalho com as externalidades negativas, para efeito da análise da sustentabilidade do processo produtivo, a princípio teria como objetivo o fornecimento de informações quantitativas que representem o valor do desgaste sofrido pelo meio ambiente, não embutido no preço de mercado do produto obtido, e que, a nosso ver, torna-se um elemento a mais a fornecer subsídios à análise do grau de sustentabilidade observado no processo produtivo, agora sob o ponto de vista econômico, como também o de contribuir com elementos adicionais à adoção de política pública.

Acredita-se que os produtores rurais de bens primários destinados à exportação não se beneficiam de alguma parte do valor das externalidades negativas observadas durante o processo produtivo. Parece que esse ganho fica principalmente com o consumidor externo. E tem mais, caso ele fosse internalizado, a elasticidade preço da demanda por importação desses produtos seria alta, o mercado produtor internacional não teria força econômica e política para unir-se numa espécie de cartel e, nas condições de mercado hoje vigentes, o País que tentasse essa medida num prazo muito curto teria que voltar atrás e ainda estaria sujeito ao risco de alguma perda na sua cota de participação no mercado internacional em função dessa tentativa.

É oportuno registrar que se comenta a respeito da destruição de espécies que vem ocorrendo há séculos, em conexão com a ocupação humana de espaços e que houve uma aceleração desse processo em decorrência da simplificação promovida pela economia contemporânea. Ressaltando-se que a monocultura, considerada o esteio da atual agricultura tecnificada, juntamente com a intoxicação de habitats por fertilizantes químicos e pesticidas e a indiscriminada drenagem de áreas alagadas participam desse processo de simplificação.

Os reflexos dessa ação manifestam-se na fauna, na flora, na saúde dos córregos e rios, dos peixes, da terra e das pessoas. Assim, em decorrência da aplicação de defensivos agrícolas, desfolhantes, corretivos e fertilizantes químicos, e da guarda de dejetos contaminados normalmente utilizados no processo de custeio da soja, a expectativa é de que ocorra a contaminação das águas, afetando-se a saúde dos peixes, dos ribeirinhos, além de se prejudicar a economia local; como também possibilitar a extinção de alguma(s) espécie(s) de ser(es) vivo(s). Todo este contexto forma o quadro onde poderão inserir-se as externalidades negativas a serem tratadas neste estudo.

3 AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE AGRÍCOLA AMBIENTAL DECORRENTE DE AÇÃO ANTRÓPICA EM TRÊS MICROBACIAS DO ESTADO DO TOCANTINS

3.1 INTRODUÇÃO

A partir da última década do século passado a questão ambiental assumiu grande importância nos cenários nacional e internacional, com o envolvimento direto das instituições de pesquisa e da sociedade em geral, preocupadas com a degradação ambiental e com a qualidade de vida do ser humano.

Nesse contexto, notadamente, olhares críticos passaram a analisar os impactos causados pela atividade agrícola, que se destacou como sendo responsável por uma relevante parcela dos impactos causados ao meio ambiente. Atividade esta que, em função do uso em larga escala de fertilizantes, defensivos agrícolas e do desmatamento vem promovendo a destruição de habitats selvagens, a poluição ambiental e riscos à saúde humana.

Desta forma, os avanços da agricultura moderna têm gerado inúmeros questionamentos em termos da viabilidade dos sistemas de produção em longo prazo. Dentre estas indagações, destacam-se o uso indiscriminado do solo e mananciais d'água, sem levar em conta sua potencialidade produtiva e o grau de sustentabilidade agrícola ambiental.

Segundo Gliessman (2000), a sustentabilidade agrícola ambiental é definida como a capacidade de um sistema agrícola produzir alimentos e fibras sem comprometer as condições que tornem possíveis esse processo de produção. Para Smyth e Dumanski (1995), esta sustentabilidade assenta-se em cinco pilares: produtividade, segurança, proteção, viabilidade e aceitabilidade.

O projeto de Avaliação Global da Degradação de Solos (AGDS), inserido no Programa de Meio Ambiente das Nações Unidas concluiu que, na contramão da sustentabilidade, aproximadamente 40% das terras agricultáveis no planeta foram afetadas pela degradação do solo em função da atividade antrópica e que mais de 6% destas terras estão degradadas em tal nível que a restauração de sua capacidade produtiva original só é possível por meio de grandes investimentos financeiros (DORAN et. al., 1996). Isso porque a degradação dos solos agrícolas tem ocorrido em magnitudes superiores à sua resiliência (PIMENTEL et al., 1992).

Os sérios riscos da erosão, a perda de nutrientes e a escassez cada vez maior de água culminam diretamente na redução da fertilidade e, por conseguinte, na produtividade do solo

(LAL; STEWART, 1990).

Segundo Pimentel et al. (1995), aproximadamente 10 milhões de hectares de solos agricultáveis tornam-se improdutivos anualmente no planeta. Desta forma, avaliar os impactos provocados pela atividade agrícola dentre os diferentes sistemas de produção, é fundamental para que se conheçam com maior precisão os custos ambientais provenientes desses impactos. Aliado a isso, há a necessidade de se valorar os custos externos das práticas agrícolas com o objetivo de fornecer subsídios para a tomada de decisões de produtores, de instituições formuladoras de políticas públicas, enfim, de gestores de recursos naturais.

É fundamental também que as avaliações dos impactos possam ser sistematizadas e agregadas sob a forma de indicadores de sustentabilidade, de modo a proporcionar uma avaliação sistemática e contínua do estado da arte nos diferentes ambientes agrícolas.

Segundo Gallopin (1996), os indicadores ambientais mais desejados são aqueles que resumem ou simplificam as informações mais relevantes de uma determinada atividade, fazendo com que certos fenômenos decorrentes dessa atividade se tornem mais aparentes – fato que se reveste de particular importância na gestão ambiental.

Tusntall (1994, 1992) aponta que os indicadores devem ter as funções de avaliar as condições e tendências de uma atividade; comparar diferentes ambientes e situações; avaliar condições e tendências em relação às metas e objetivos; fornecer informações de alerta em caso de riscos oriundos da atividade; além de prever situações e tendências.

Alguns tipos de sistemas têm sido utilizados para identificar e desenvolver indicadores de sustentabilidade. No entanto, para que um sistema atenda de forma mais conveniente às questões ambientais, há que se considerar que o desenvolvimento sustentável abrange muitas questões e dimensões que devem ser particularmente observadas para a elaboração de um índice conciso, representativo e coerente.

Segundo a Moura (2002), os indicadores de sustentabilidade ambientais são medidas, geralmente numéricas na sua forma, apresentadas de modo gráfico, que pretendem contribuir para a compreensão e realização do desenvolvimento sustentável nas comunidades”. Acrescenta-se, contudo, que o emprego de recursos gráficos é algo facultativo nos estudos sobre indicadores de sustentabilidade.

Para Guijt (apud MOURA, 2002), os indicadores precisam ser os mais específicos possíveis, de modo a se evitar ambiguidades e problemas de validade e confiabilidade, devendo incluir: o objetivo ou a meta a ser alcançado; o aspecto a ser medido; o período abrangido; e a área física em questão. Além de específicos, devem ser mensuráveis,

atingíveis, relevantes e oportunos.

3.1.1 Modelo pressão-estado-resposta de indicadores ambientais

A maior fonte de indicadores ambientais encontrada na atualidade foi apresentada pela “Organization for Economic Cooperation and Development” (OECD, 1993), que forneceu o primeiro mecanismo para o monitoramento ambiental. O seu grupo de indicadores abrange uma vasta gama de questões ambientais e, adicionalmente, incorpora indicadores derivados de alguns grupos setoriais e de sistemas de contabilidade ambiental. Esse sistema utiliza o modelo Pressão-Estado-Resposta (PER), que vem sendo aceito e adotado internacionalmente (SILVA, 2007; LIRA; CÂNDIDO, 2008).

Esse modelo baseia-se no conceito de que as atividades humanas exercem pressões sobre o ambiente alterando a qualidade e a quantidade de recursos naturais, ou seja, alterando o seu estado. A sociedade responde a essas mudanças mediante políticas ambientais, econômicas ou setoriais.

Embora esse modelo possa sugerir uma interação linear entre atividades e ambiente, deve-se considerar que tais relações, conforme já mencionado, são complexas e, portanto, as externalidades nem sempre se manifestam de forma linear. A partir desse modelo, são especificados três tipos de indicadores ambientais:

a) Indicadores de Pressão Ambiental: descrevem as pressões das atividades humanas sobre o ambiente, incluindo a quantidade e qualidade dos recursos naturais (Figura 3.1);

b) Indicadores de Estado ou Condições Ambientais: referem-se à qualidade do ambiente e à qualidade e quantidade dos recursos naturais. Eles devem fornecer uma visão da situação do ambiente e sua evolução no tempo, não das pressões sobre ele exercidas (Figura 1); e

c) Indicadores de Respostas Sociais: são medidas que mostram a resposta da sociedade às mudanças ambientais, podendo estar relacionadas à prevenção dos efeitos negativos da ação antrópica sobre o ambiente, à paralisação ou reversão de danos causados ao meio, e à preservação e conservação da natureza e dos recursos naturais (Figura 3.1) (OECD, 1993; OECD, 1998; LIRA ; CÂNDIDO, 2008).

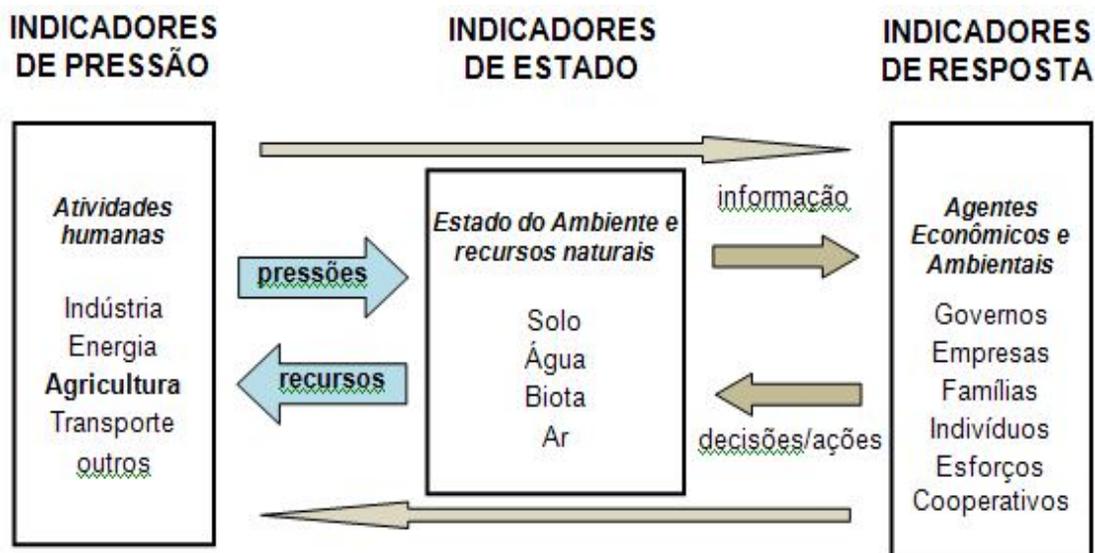


Figura 3.1 - Modelo PER para o monitoramento ambiental.
Fonte: TOMASONI, (2006)

Nesse modelo as pressões sobre o ambiente são reduzidas àquelas causadas pela ação do homem, desconsiderando as provenientes da ação da natureza. Segundo Lira ; Cândido (2008), com objetivo de melhor integrar os aspectos ambientais às políticas setoriais, a OECD (1998) procurou agrupar os indicadores por temas e por setores.

A classificação por temas foi dividida em: mudança climática, diminuição da camada de ozônio, eutrofização, acidificação, contaminação tóxica, qualidade ambiental urbana, biodiversidade, paisagens culturais, resíduos, recursos hídricos, recursos florestais, recursos pesqueiros, degradação do solo (desertificação e erosão) e indicadores gerais. Os setores foram classificados, principalmente, em indústria, energia, transporte e agricultura.

A partir do exposto, adotou-se como instrumento para a construção de um índice de sustentabilidade ambiental para a região sob avaliação, o Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI) elaborado por Silva (2007).

3.1.2 Informações preliminares a respeito do ISAGRI

Teoricamente, a elaboração do ISAGRI apoiou-se no conceito de sustentabilidade agrícola ambiental visto anteriormente. Conceitualmente, o índice é um instrumento que foi idealizado para informar aos tomadores de decisão, à mídia e ao público em geral acerca das condições de sustentabilidade ambiental de um determinado sistema agrícola (SILVA, 2007).

No ISAGRI considera-se a qualidade do solo como fator preponderante na manutenção de sistemas agrícolas ambientalmente sustentáveis.

Para Larson; Pierce (1994), KARLEN et al. (1997) e SILVA (2007), um sistema agrícola sustentável é aquele que mantém a qualidade do solo em longo prazo, por meio de práticas de manejo consideradas conservacionistas como: plantio direto; rotação de culturas; utilização de adubação verde e orgânica; utilização de métodos de cultivo que maximizam a atividade biológica e mantêm a fertilidade e produtividade do solo; além de controles naturais e biológicos de pragas, doenças e plantas daninhas.

A qualidade do solo é definida pela sua capacidade de exercer suas funções na natureza, que se caracterizam pela sua habilidade em funcionar como um meio para o crescimento das plantas, regular e compartimentalizar o fluxo de água no ambiente, estocar e promover a ciclagem de elementos na biosfera e servir como um “tampão ambiental” na formação, atenuação e degradação de compostos prejudiciais ao ambiente (LARSON; PIERCE, 1994; KARLEN et al., 1997).

O ISAGRI propõe expressar o grau de sustentabilidade ambiental de qualquer sistema de produção agrícola, independentemente do sistema ser de produção orgânica ou convencional. Desta forma ele foi concebido de forma a conter um conjunto mínimo de indicadores representativos da qualidade do solo e água, da degradação e das medidas compatíveis com a sustentabilidade. Esses indicadores são úteis tanto para comparar o grau de sustentabilidade entre sistemas de produção, microbacias e regiões, como para avaliar, em qualquer dessas dimensões, sua evolução ao longo do tempo (SILVA, 2007).

Essencialmente o ISAGRI se utiliza de dados quantitativos – exatamente porque esse índice é consequência da agregação de subíndices e indicadores e constitui-se de um valor numérico. Isso porque um grau elevado de comparabilidade, a que o ISAGRI se propõe, está necessariamente vinculado à utilização de dados numéricos (SILVA, 2007).

Segundo Silva (2007), o ISAGRI é composto de índices parciais e os respectivos indicadores componentes desses índices foram agrupados em três dimensões denominadas de: Pressão – caracterização da degradação ambiental ocasionada pelo uso; Estado – identificação da qualidade do ambiente e dos recursos naturais; e Resposta – medidas adotadas para a manutenção da qualidade ambiental (Tabela 3.1). Esses índices parciais foram nomeados de:

- a) IDEG – Índice de vetores de degradação;
- b) IEA – Índice de estado do ecossistema agrícola; e
- c) ICOR – Índice de medidas de prevenção e correção, respectivamente (Tabela 4).

Tabela 3.1- Índices parciais, subíndices e indicadores componentes do ISAGRI

Índices de sustentabilidade ambiental agrícola (ISAGRI)		
Índices parciais / dimensão	Subíndices	Indicadores
Índice de estado do ecossistema agrícola (IEA) / Estado	Índice de qualidade da água (IQA)	1 - Parâmetros físico-químicos da água
	Índice de qualidade física do solo (IQF)	2 - Resistência do solo à penetração (MPa) 3 - porosidade (%)
	Índice de erosão (IERO)	4 - Perda de solo (kg ha ⁻¹)
Índice de vetores de degradação (IDEG) / Pressão	Índice do Potencial de Contaminação pelo uso de defensivos agrícolas (IDEF)	5 - Quantidade de defensivo agrícola utilizado (kg ha ⁻¹)
	Índice do potencial de contaminação pelo uso de fertilizantes (IFERT)	6 - Quantidade de P ₂ O ₅ e N utilizado (kg ha ⁻¹)
	Índice de manejo do solo (IMANEJ)	7 - Uso e manejo do solo 8 - Práticas conservacionistas

Fonte: Elaboração própria (2009)

O ISAGRI é, portanto, um índice sintético composto por 8 indicadores, que foram transformados em índices, e então, agregados às dimensões a que pertencem. É resultante da agregação dos índices dessas dimensões. Os indicadores propostos por Silva (2007) para a composição dos subíndices foram analisados separadamente de acordo com a sua função, grau de abrangência e unidade de medida (Tabela 3.1).

3.2 OBJETIVOS

Neste capítulo objetivou-se avaliar o nível de sustentabilidade agrícola ambiental decorrente das atividades agrícolas realizadas em três microbacias do Estado do Tocantins, bem como de diversos cenários projetados a partir da realidade local, fazendo-se uso do ISAGRI. Procurou-se, ainda, comparar e analisar entre si os resultados obtidos.

3.2.1 Modelo pressão-estado-resposta de indicadores ambientais

3.3 MATERIAL E MÉTODOS

3.3.1 Metodologia para construção do Índice de sustentabilidade ambiental agrícola (ISAGRI)

Para elaboração do ISAGRI, iniciou-se pelos indicadores de sustentabilidade ambiental agrícola (Tabela 3.1) que são transformados em índices cujos valores variam entre zero e um, de tal forma que aqueles mais elevados indicam maior sustentabilidade (SILVA, 2007). Para a quantificação desses índices, o autor citado escolheu o pior e o melhor valor possível do indicador.

O melhor valor é o de referência estabelecido pela literatura ou o valor encontrado nas determinações realizadas, desde que o valor encontrado nestas determinações tenha sido melhor do que aquele encontrado na literatura, em que se optou por um grau de rigidez mais elevado.

O pior valor é aquele observado em termos de sustentabilidade, ou seja, o valor observado mais agressivo ao meio ambiente dentro de todas observações, para cada variável. Desta forma, por exemplo, para o índice de potencial de contaminação de uso de defensivos agrícolas, o pior valor considerado foi a quantidade máxima de defensivos utilizada nas microbacias em que o ISAGRI foi aplicado. Isso porque a maior quantidade de utilização de defensivos indica maior potencial de contaminação. Com base na média do valor observado para o indicador e nos limites estabelecidos para ele, obteve-se cada índice por meio da expressão matemática 1 (SILVA, 2007):

$$\text{Índice} = \frac{\overline{vo} - pv}{mv - pv} \quad (1)$$

Onde:

- a) \overline{vo} = média do valor observado para o indicador;
- b) pv = pior valor; e
- c) mv = melhor valor.

A expressão matemática 1 foi utilizada para se quantificar o Índice de Qualidade da Água (IQA); o Índice de Qualidade Física do Solo (IQF); o Índice de Erosão (IERO); o Índice do Potencial de Contaminação do Uso de Defensivos Agrícolas (IDEF); e o Índice de Potencial de Contaminação do Uso de Fertilizantes (IFERT). O Índice de Manejo do Solo é obtido diretamente a partir dos parâmetros de prática de Manejo (P) e cobertura vegetal (C) da Equação Universal de Perda de Solo. Esses parâmetros são adimensionais e já são calculados

na escala entre 0 e 1 (SILVA, 2007).

Para a elaboração do ISAGRI, Silva (2007) atribuiu, ainda, pesos para cada indicador de sustentabilidade ambiental de cada dimensão (Tabela 3.1). Foi atribuído peso 2 ao Índice de Qualidade Física do Solo (IQF) que compõe o Índice de Estado do Ecossistema Agrícola (IEA) da dimensão estado. Foi, também, atribuído peso 2 ao Índice de Práticas Conservacionistas (IP) que compõem o Índice de Medidas de Prevenção e Correção (ICOR) da dimensão resposta. Foi atribuído peso 3 ao Índice de Erosão (IERO) que compõe o Índice de Vetores de Degradação (IDEG) da dimensão pressão. Para os demais índices foi atribuído peso 1.

3.3.1.1 Índice de Estado do Ecossistema Agrícola (IEA)

O Índice de Qualidade de Água (IQA) e o Índice de Qualidade Física do Solo (IQF) compõem o IEA. Para compor o IQA utilizou-se as seguintes variáveis físico-químicas da água: pH; turbidez; oxigênio dissolvido; nitrogênio amoniacal total (NH_3); nitrito (NO_2^-); nitrato (NO_3^-); fósforo total; e clorofila *a*. Para compor o IQF utilizou-se as variáveis físicas do solo: porosidade e resistência à penetração. Assim sendo, o IEA foi calculado por meio da expressão matemática:

$$\text{IEA} = \frac{\text{IQA} + 2\text{IQF}}{3} \quad (2)$$

$$\text{IQA} = \frac{\sum_{i=1}^7 \text{IPFi}}{8} \quad (3)$$

Onde:

- a) IPFi = Índice de variáveis físico-químicas da água médio em cada ponto de coleta.

Calculado por meio da expressão matemática 1, sendo que os valores observados (vo) foram obtidos por meio das médias dos dados coletados em três épocas e em três pontos distintos para cada microbacia. Cada amostra foi coletada em triplicata.

As coletas dos dados foram realizadas na nascente, meio e foz de cada rio ou riacho principal da microbacia avaliada.

As épocas de coleta foram: antes do preparo do terreno; durante a safra agrícola; e após a colheita.

As variáveis avaliadas foram $i = 1 \Rightarrow \text{pH}$; $i = 2 \Rightarrow \text{turbidez}$; $i = 3 \Rightarrow \text{oxigênio dissolvido}$; $i = 4 \Rightarrow \text{nitrogênio amoniacal total}$; $i = 5 \Rightarrow \text{nitrito}$; $i = 6 \Rightarrow \text{nitrato}$; $i = 7 \Rightarrow \text{fósforo total}$; e $i = 8 \Rightarrow \text{clorofila } a$.

$$\text{IQF} = \frac{\text{IPOR} + \text{IRP}}{2} \quad (4)$$

Onde:

- IPOR = Índice de porosidade do solo.

$$\text{IPOR} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{IMAC}_i}{n} \quad (5)$$

Onde:

- a) IMAC_i = Índice de Macroporosidade do Solo médio em cada ponto de coleta.

Foi calculado em função da cobertura vegetal encontrada em cada microbacia. No município de Pedro Afonso-TO, os Índices de Macroporosidade do Solo foram estabelecidos nos solos sob cultivo de soja ($i = 1$) e cerrado ($i = 2$). No município de Araguaina em solo sob pastagem ($i = 1$) e no município de Sítio Novo do Tocantins em solos sob cultivos típicos de agricultura familiar ($i = 1$).

Os valores de macroporosidade serão estabelecidos pela média dos valores observados nas profundidades de: 0-5; 5,0-10; 10-15; e 15-20 cm. Como melhor valor, adotou-se aquele estabelecido por Carter (1990) e Twerdoff et. al. (1999), em que $mv = 60 \%$.

$$\text{IRP} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{IRP}_i}{n} \quad (6)$$

Onde:

- a) IRP = Índice de resistência do solo à penetração.
 b) IRP_i = Índice de resistência do solo à penetração médio em cada ponto de coleta.

O IRP Foi calculado em função da cobertura vegetal encontrada em cada microbacia. No município de Pedro Afonso-TO, os Índices de Macroporosidade do Solo foram estabelecidos nos solos sob cultivo de soja ($i = 1$) e cerrado ($i = 2$).

No município de Araguaina-TO em solo sob pastagem ($i = 1$) e no município de Sítio

Novo do Tocantins em solos sob cultivos típicos de agricultura familiar ($i = 1$).

Os valores de resistência à penetração foram estabelecidos pela média dos valores observados nas profundidades de: 0-10; 10-20; 20-30; e 30-40 cm.

A faixa de referência à resistência à penetração de solo utilizada foi estabelecida por ARSHAD et. al. (1996), cuja variação foi de 1,0 a 2,0 MPa, classificada como faixa moderada à resistência à penetração.

3.3.1.2 Índice de Vetores de Degradação (IDEG)

O Índice do Potencial de Contaminação do Uso de Defensivos Agrícolas (IDEF); o índice de potencial de contaminação do uso de fertilizantes (IFERT); e o Índice de erosão (IERO) compõem o Índice de Vetores de Degradação (IDEG):

$$\text{IDEG} = \frac{\text{IDEF} + \text{IFERT} + 3\text{IERO}}{5} \quad (7)$$

$$\text{IDEF} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{IQDEF}_i}{n} \quad (8)$$

Onde

a) IQDEF_i = índice de Quantidade de Defensivos Agrícolas Utilizados:

Para esse caso, adotou-se as médias ponderadas aplicadas a cada tipo de cultivo dentro de cada microbacia.

Esses valores foram comparados por meio da expressão matemática 8, em que se adotou como melhor valor aquele em que não se utilizou defensivo e o pior valor aquele em que se utilizou o maior volume de defensivos entre as três microbacias avaliadas.

Para o município de Pedro Afonso, $i = 1 \Rightarrow$ soja; $i = 2 \Rightarrow$ cana-de-açúcar; $i = 3 \Rightarrow$ cerrado; e $i = 4 \Rightarrow$ pousio.

Para o município de Araguaina, $i = 1 \Rightarrow$ pastagem de alta tecnologia; e $i = 2 \Rightarrow$ pastagem de baixa tecnologia.

Para o município de Sítio Novo do Tocantins, $i = 1 \Rightarrow$ agricultura familiar.

$$\text{IFERT} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{IQFERT}_i}{n} \quad (9)$$

Onde

a) IQFERT_i = índice de Quantidade de Fertilizantes Utilizados.

Para esse caso, adotou-se as médias ponderadas aplicadas a cada tipo de cultivo dentro de cada microbacia.

Esses valores foram comparados por meio da expressão matemática 1, em que se adotou como melhor valor aquele em que não se utilizou fertilizante e o pior valor aquele em que se utilizou o maior volume de fertilizantes entre as três microbacias avaliadas.

Para o município de Pedro Afonso, $i = 1 \Rightarrow$ soja; $i = 2 \Rightarrow$ cana-de-açúcar; $i = 3 \Rightarrow$ cerrado; e $i = 4 \Rightarrow$ pousio. Para o município de Araguaina, $i = 1 \Rightarrow$ pastagem de alta tecnologia; e $i = 2 \Rightarrow$ pastagem de baixa tecnologia. Para o município de Sítio Novo do Tocantins, $i = 1 \Rightarrow$ agricultura familiar.

$$IERO = \frac{\sum_{i=1}^n IPS_i}{n} \quad (10)$$

Onde

a) IPS_i = Índice de Perda de Solo.

Para esse caso, adotou-se as médias ponderadas de perda de solo em função de cada tipo de cultivo dentro de cada microbacia. Esses valores foram comparados por meio da expressão matemática 1, em que se adotou como melhor valor a perda de solo nula, ou seja, a não ocorrência de perda de solo e para o pior valor adotou-se a maior perda de solo nos cultivos realizados nas três microbacias.

Para o município de Pedro Afonso, $i = 1 \Rightarrow$ soja; $i = 2 \Rightarrow$ cana-de-açúcar; $i = 3 \Rightarrow$ cerrado; e $i = 4 \Rightarrow$ pousio. Para o município de Araguaina, $i = 1 \Rightarrow$ pastagem de alta tecnologia; e $i = 2 \Rightarrow$ pastagem de baixa tecnologia. Para o município de Sítio Novo do Tocantins, $i = 1 \Rightarrow$ agricultura familiar.

As perdas de solo em cada cultivo dentro de cada microbacias foram calculadas por meio da Equação Universal de Perda de Solo - EUPS (WISHMEIER ; SMITH, 1965; WISHMEIER ; SMITH, 1978; BERTONI ; LOMBARDI NETO, 2008), segundo a expressão matemática:

$$A = R * K * LS * C * P \quad (11)$$

Onde, segundo Silva (2007):

a) A = perda anual de solo ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$);

b) R = fator erosividade da precipitação e da enxurrada ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$);

c) K = fator erodibilidade do solo, definido pela intensidade de erosão por unidade de índice de erosão da chuva, para um solo específico mantido continuamente sem cobertura, mas sofrendo as operações normais, em um declive de 9 % e comprimento de rampa de 25 m ($t \text{ h}^{-1} \text{ MJ mm}^{-1}$).

d) L = fator comprimento da encosta, definido pela relação de perdas de solo entre uma encosta com um comprimento qualquer e uma encosta com 25 m de comprimento, para o mesmo solo e grau de inclinação, adimensional;

e) S = fator grau de declividade, definido pela reação de perdas de solo entre um terreno com uma declividade qualquer e um terreno com declividade de 9 %, para o mesmo solo e comprimento de rampa, adimensional;

f) C = fator de cobertura do solo e manejo da cultura, definido pela relação de perdas de solo entre um terreno cultivado e um terreno mantido continuamente descoberto, em condições semelhantes àquelas em que o fator K é avaliado, adimensional; e

g) P = fator prática de controle de erosão, definido pela relação de perdas de solo entre um terreno cultivado com determinada prática e as perdas quando se planta morro abaixo, adimensional.

Os fatores R, K, L e S dependem das condições climáticas, do solo e do terreno, definindo o potencial natural de erosão. Os fatores C e P são antrópicos, ou relacionados com as formas de ocupação e uso das terras.

Os fatores K e R foram calculados utilizando-se o software Erosividade Brasil (SILVA et al., 2006).

Os fatores LS serão calculados pela expressão matemática:

$$LS = 0,00984 * L^{0,63} * S^{1,18} \quad (12)$$

Onde:

A L = comprimento de rampa (m); e

b) S = declividade (%).

Os valores de L e S foram obtidos por meio de geoprocessamento, com o programa Google Earth Professional[®]. Foram tomadas 50 medidas de comprimento de rampa em cada microbacia e os valores L e S obtidos pelas médias dessas amostragens. Sendo considerado como comprimento de rampa a distância média entre os divisores de água e o leito do rio principal da microbacia.

Para cada classe de uso de solos atribuiu-se os valores dos fatores C e P , conforme proposto por Bertoni ; Lombardi Neto (2008).

3.3.1.3 Índice de manejo do solo (IMANEJ)

O Índice de manejo do solo (IMANEJ = ICOR) é obtido pela expressão matemática:

$$\text{IMANEJ} = \frac{\text{IC} + 2\text{IP}}{3} \quad (13)$$

$$\text{IC} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{IC}_i}{n} \quad (14)$$

Onde:

a) IC = Índice de uso e manejo do solo

b) IC_i = Índice de uso e manejo do solo das culturas consideradas. Para esse caso, adota-se as médias ponderadas aplicadas a cada tipo de cultivo dentro de cada microbacia.

Para o município de Pedro Afonso, $i = 1 \Rightarrow$ soja; $i = 2 \Rightarrow$ cana-de-açúcar; $i = 3 \Rightarrow$ cerrado; e $i = 4 \Rightarrow$ pousio.

Para o município de Araguaina, $i = 1 \Rightarrow$ pastagem de alta tecnologia; e $i = 2 \Rightarrow$ pastagem de baixa tecnologia.

Para o município de Sítio Novo do Tocantins, $i = 1 \Rightarrow$ agricultura familiar.

$$\text{IP} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{IPC}_i}{n} \quad (15)$$

Onde:

a) IPCi = Índice de práticas conservacionistas nas culturas consideradas.

Para esse caso, adota-se as médias ponderadas aplicadas a cada tipo de cultivo dentro de cada microbacia.

Para o município de Pedro Afonso, $i = 1 \Rightarrow$ soja; $i = 2 \Rightarrow$ cana-de-açúcar; $i = 3 \Rightarrow$ cerrado; e $i = 4 \Rightarrow$ pousio.

Para o município de Araguaina, $i = 1 \Rightarrow$ pastagem de alta tecnologia; e $i = 2 \Rightarrow$ pastagem de baixa tecnologia.

Para o município de Sítio Novo do Tocantins, $i = 1 \Rightarrow$ agricultura familiar.

O Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI) é composto, portanto, por:

$$\text{ISAGRI} = \frac{\text{IEA} + \text{IDEG} + \text{ICOR}}{3} \quad (16)$$

3.3.2 Métodos de análise de água e solo cujos resultados foram utilizados na determinação do índice de estado do ecossistema agrícola (IEA) e do índice de manejo do solo (IMANEj)

3.3.2.1 Métodos de análises utilizados para se determinar o Índice de Qualidade da Água (IQA)

Para a determinação do IQA procedeu-se à coleta de amostras de água nas seguintes épocas: agosto de 2008; janeiro de 2009; junho de 2009; julho de 2009; e agosto de 2009, em três microbacias localizadas nos municípios de Sítio Novo do Tocantins-TO, extremo norte do Estado; Araguaina-To, Região Norte e Pedro Afonso-TO, região central do Tocantins. Com a periodicidade adotada, permitiu-se efetuar análises em épocas anterior, durante e após o plantio. Dessa forma pode-se melhor aferir os efeitos provocados pela ação antrópica.

As amostras foram coletadas em recipientes assépticos, de plástico, de 1.500 mL. Os frascos foram submergidos parcimoniosamente nas águas fluviais para que o líquido penetrasse devagar e sem permitir a entrada de resíduos sólidos e, ou bolhas de ar. Após coletadas as amostras, os frascos foram lacrados, devidamente identificados, acondicionados em embalagem térmica contendo gelo, para manter a temperatura de, aproximadamente, 4 °C e encaminhadas, imediatamente, para análises. Todas as amostras foram coletadas em triplicatas.

As determinações de oxigênio dissolvido foram realizadas nos mesmos pontos de coleta das amostras de água, também em triplicata.

3.3.2.1.1 Métodos para determinação dos parâmetros físico-químicos da água

Todas as determinações dos parâmetros físico-químicos para se avaliar a qualidade da água foram realizadas segundo as técnicas preconizadas pela APHA (2005), cujos princípios e objetivos de cada determinação são descritos a seguir.

3.3.2.1.1.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O termo pH é usado universalmente para expressar o grau de acidez ou basicidade de uma solução, ou seja, é o modo de expressar a concentração de íons de hidrogênio nessa solução. A escala de pH é constituída de uma série de números variando de 0 a 14, os quais denotam vários graus de acidez ou alcalinidade. As águas superficiais possuem um pH entre 4 e 9. Em algumas situações apresentam-se ligeiramente alcalinas devido à presença de carbonatos e bicarbonatos. Em lagoas com grande população de algas, nos dias ensolarados, o pH pode subir muito, chegando a 9 ou até mais. Isso porque as algas, ao realizarem fotossíntese, retiram muito gás carbônico, que é a principal fonte natural de acidez da água (PEIXOTO, 2007). A resolução do CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005, seção II, artigo 14, inciso I, alínea m, determina que o padrão de qualidade de águas doces classes I, II e III estão em torno de 6,0 a 9,0 (BRASIL, 2005).

Para a determinação dos pH's neste trabalho utilizou-se o método eletrométrico (APHA, 2005), por meio de um potenciômetro digital marca Quimis, modelo Q400A, que após aferido forneceu os valores de pH por leitura direta. Estes valores foram utilizados para compor o IQA das amostras de água estudadas.

3.3.2.1.2 Turbidez

A turbidez em água é devida à presença de materiais em suspensão de diversos tamanhos e composições. Segundo Peixoto (2007) a presença destes materiais em suspensão numa amostra de água causa a dispersão e a absorção da luz que atravessa a amostra, em lugar de sua transmissão em linha reta. A turbidez é a expressão desta propriedade óptica e é indicada através da unidade inglesa NTU (UNT- Unidade Nefelométrica de Turbidez). Segundo a resolução do CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005, a turbidez pode assumir vários padrões para as classes de água doce, desde valores máximos de 40 UNT a 100 UNT,

dependendo da classificação das águas doces (BRASIL, 2005).

Para a determinação da turbidez das amostras de água neste trabalho utilizou-se um potenciômetro digital marca Hanna Instruments, modelo HI 88713, que após aferido forneceu os valores de turbidez por leitura direta (APHA, 2005). Estes valores foram utilizados para compor o IQA das amostras de água estudadas.

3.3.2.1.1.3 Oxigênio dissolvido

A determinação do oxigênio dissolvido é de fundamental importância para se avaliar as condições naturais da água e detectar impactos ambientais como eutrofização e poluição orgânica. Assim, quanto maior a carga de matéria orgânica na água, maior o número de microorganismos decompositores e, conseqüentemente, maiores o consumo de oxigênio. Do ponto de vista ecológico, o oxigênio dissolvido é uma variável extremamente importante, pois é necessário para a respiração da maioria dos organismos que habitam o meio aquático. (BENEDETTI; FIORUCCI, 2005).

As determinações do oxigênio dissolvido neste trabalho foram realizadas *in locu*, por meio do método eletrométrico, no qual se utilizou um oxímetro microprocessado marca Alfakit, com calibração automática e compensação de temperatura, salinidade e altitude que, após aferido, forneceu leituras diretas da concentração de oxigênio na água, utilizadas na composição do IQA (APHA, 2005).

3.3.2.1.1.4 Nitrogênio amoniacal total

A amônia é a mais reduzida forma de nitrogênio orgânico em água e inclui NH_3 (amônia) e NH_4^+ (amônio) dissolvidos. Não obstante a amônia ser apenas um pequeno componente no ciclo total do nitrogênio, contribui para a fertilização da água tendo em vista que o nitrogênio é um nutriente essencial às plantas. Águas naturais contém concentrações de nitrogênio amoniacal inferiores a $0,1 \text{ mg L}^{-1}$. A amônia é uma substância tóxica não persistente e não cumulativa e sua tipicamente baixa concentração não afeta ao homem nem a mamíferos em geral. Peixes são mortos por asfixia em águas com grande quantidade de amônia, pois esta reduz a capacidade de transporte de oxigênio do sangue destes animais. Além do mais, altas concentrações de sais de amônia na água podem danificar os concretos de barragens; e a interação da amônia com o cloro pode afetar a eficiência da desinfecção da água (McNEELY, 1979).

Neste trabalho utilizou-se o método colorimétrico do fenato para a determinação do nitrogênio amoniacal na água para compor o IQA. Tal método consiste no preparo de uma curva de calibração para posterior determinação espectrofotométrica do N amoniacal das amostras no comprimento de onda de 640 nm (APHA, 2005). Nessas determinações utilizou-se um espectrofotômetro visível marca Thermo Scientific modelo Genesys 10Vis.

3.3.2.1.1.5 Nitrito

A presença de compostos de nitrogênio na água é usualmente admitida como indicação da presença de matéria orgânica. O nitrito é uma das formas de nitrogênio que é encontrada em águas de superfície em pequena quantidade, pois é instável na presença de oxigênio. Ele ocorre como uma forma intermediária entre a amônia e o nitrato (nitrificação) ou entre nitrato e gás nitrogênio (desnitrificação). Referido íon pode ser utilizado como uma fonte de nitrogênio para as plantas (McNEELY, 1979).

Neste trabalho utilizou-se a técnica espectrofotométrica de determinação do nitrito, em que o íon nitrito é quantificado por meio da formação de um complexo de coloração púrpura avermelhada em pH 2 a 2,5, pela diazotação do ácido sulfanílico com o dicloreto de N - (1-naftil) – etilenodiamina (APHA, 2005). Nessas determinações utilizou-se um espectrofotômetro visível marca Thermo Scientific modelo Genesys 10Vis.

3.3.2.1.1.6 Nitrato

O nitrato (NO_3^-) é a principal forma do nitrogênio combinado encontrado em águas naturais, e é o resultado da completa oxidação dos compostos de nitrogênio. A nitrificação (conversão de amônia ou nitrito a nitrato) é o principal processo de conversão de nitrogênio em seu ciclo biogeoquímico. A maioria das águas de superfície contém nitrato, contudo, a presença desse íon em altas concentrações pode indicar condições sanitárias inadequadas. Sabe-se que resíduos de humanos e animais apresentam altas concentrações de nitrato (McNEELY, 1979). Segundo o CONAMA (BRASIL, 2005) a quantidade de nitrato, na água de abastecimento, deve ser inferior a 10 mg L^{-1} .

Para a determinação da concentração de nitratos nas amostras de águas avaliadas neste trabalho, para compor o IQA, utilizou-se a técnica da redução quantitativa do nitrato (NO_3^-) a nitrito (NO_2^-) em coluna de cádmio. Para tal preparou-se uma curva de calibração para determinações espectrofotométricas em um comprimento de onda de 543 nm, que após

aferido forneceu as concentrações de nitrato nas amostras de água (APHA, 2005). Nessas determinações utilizou-se um espectrofotômetro visível marca Thermo Scientific modelo Genesys 10Vis.

3.3.2.1.1.7 Fósforo total

O Fósforo ocorre em águas naturais e em efluentes geralmente na forma de fosfatos de vários tipos (orto, piro e metafosfatos e polifosfatos), bem como fosfatos orgânicos. As formas podem estar solúveis ou em partículas ou em corpos de organismos aquáticos. Nos processos analíticos, deve-se converter a forma do fósforo de interesse em fosfatos solúveis para a posterior determinação colorimétrica do fósforo contido nas amostras (STRICKLAND; PARSONS, 1965). Nesse trabalho o fósforo total das amostras de água foi determinado espectrofotometricamente após digestão à quente com mistura sulfo-nítrica, pelo método do ácido ascórbico, que baseia-se na reação do molibdato de amônio e do antimonil tartarato de potássio com o ortofosfato, em meio ácido, para formar o ácido fosfomolibdico que reduz a intensidade do azul de molibdênio na presença do ácido ascórbico (STRICKLAND; PARSONS, 1965). As determinações foram realizadas, espectrofotometricamente, após calibração do espectrofotômetro visível marca Thermo Scientific modelo Genesys 10Vis (APHA, 2005).

3.3.2.1.1.8 Clorofila a

A clorofila *a* é o pigmento fotossintético presente em todos os organismos fitoplanctônicos sejam eucarióticos (algas) ou procarióticos (cianobactérias). Segundo BERNARDO (1995), a presença de algas e/ou cianobactérias em altas concentrações nas águas pode trazer efeitos diretos na sua qualidade, tais como: aumento de matéria orgânica particulada; aumento de substâncias orgânicas dissolvidas, que podem conferir odor e sabor à água; atuar como precursora da formação de compostos organo-clorados, que são tóxicos; incremento à cor da água; aumento do pH e de suas flutuações diárias; diminuição do teor de oxigênio da água, dentre outros. Segundo o CONAMA (BRASIL, 2005) o teor de clorofila *a* em águas classe II deve ser inferior a $30 \mu\text{g L}^{-1}$. A clorofila *a* nas amostras de água foi determinada após filtração de parte dessas amostras, com o intuito de concentrar o teor de clorofila para posteriores determinações espectrofotométricas segundo determinado pela APHA (2005), para tanto se utilizou o espectrofotômetro visível marca Thermo Scientific modelo Genesys 10Vis.

3.3.2.2 Métodos de análises utilizados para se determinar o Índice de Qualidade Física do Solo (IQF)

A qualidade do solo é um indicador fundamental da sustentabilidade das atividades agropecuárias. A avaliação dessa qualidade por meio de atributos do solo é bastante complexa devido à grande diversidade de usos, à multiplicidade de inter-relações de fatores físicos, químicos e biológicos que controlam processos e aos aspectos relacionados à sua variação no tempo e no espaço. Nesse aspecto, os sistemas de preparo do solo promovem modificações nas propriedades físicas como a agregação do solo (CASTRO FILHO et al., 1998), a densidade e a porosidade do solo (DE MARIA et al., 1999). A macroporosidade é drasticamente reduzida com a compactação do solo, que resulta numa maior resistência do solo à penetração (DIAS JUNIOR; PIERCE, 1996). De forma geral estas propriedades funcionam como indicadores de possíveis restrições ao crescimento radicular das culturas e foram avaliadas para compor o IQF dos solos estudados.

3.3.2.2.1 Determinação da resistência do solo à penetração

Para os testes de resistência do solo à penetração, utilizou-se o penetrômetro de impacto segundo metodologia preconizada por Stolf et al. (1983). Todas as determinações foram realizadas em triplicatas.

Tal técnica tem como princípio impactar o solo com uma haste com ponta em forma de lança, movida por um cilindro com massa conhecida sobre uma superfície fixa localizada anteriormente à ponta da lança, transferindo-se a força impactante ao solo, de tal sorte que o número de impactos é relacionado com a resistência do solo à penetração da haste. Esta resistência à penetração é diretamente proporcional ao volume de poros do solo (macroporos e microporos), que, por sua vez, está relacionado com a penetrabilidade de raízes e capacidade de infiltração de água no solo.

Com os resultados obtidos, traça-se as curvas de resistência do solo à penetração, utilizadas para compor o IQF.

3.3.2.2.2 Determinação da porosidade do solo

A porosidade do solo refere-se ao volume de espaços vazios do solo, sendo dividida, empiricamente, em macroporos (poros com diâmetro $\geq 0,05$ mm) e microporos (poros com

diâmetro < 0,05 mm). Os fenômenos de infiltração de água no solo (fluxo descendente) ocorrem principalmente pelos macroporos, enquanto que a armazenagem (retenção) de água ocorre nos microporos. A compactação do solo tende a reduzir principalmente os valores de macroporosidade, razão pela qual há redução da infiltração de água e, conseqüentemente, aumento do risco de erosão.

As amostras de solo utilizadas nessa determinação foram coletadas, em triplicatas, com um amostrador de Uhland em anel volumétrico com volume conhecido. A porosidade total das amostras de solos foi obtida por meio da saturação completa de amostras indeformadas de solo. Estas foram pesadas e levadas à estufa a 110 °C, por 48 horas (ou até atingir peso constante). As amostras foram novamente pesadas, indicando massa de solo seco (Ms). E assim, por diferença de massa do solo saturado e do solo seco em estufa, obteve-se a massa de água referente ao volume total de poros do solo. Com esta mesma massa (Ms), pode-se obter a porosidade total calculada através da expressão: $P = (1 - D_s/D_p)$, sendo D_s : densidade do solo (obtida pelo método do anel volumétrico e método da proveta) e D_p : densidade de partículas (obtida através do método do balão volumétrico), de acordo com EMBRAPA (1997).

3.3.3 Aplicação do ISAGRI em cenários hipotéticos

Para se avaliar a possibilidade de impactos ambientais nas microbacias de Sítio Novo do Tocantins, Araguaina e Pedro Afonso, localizadas no Estado do Tocantins, estudou-se diferentes possibilidades envolvendo atividades agropecuárias em cada uma delas. Para tanto, foram realizadas simulações, por meio de permutas de referidas atividades entre todas elas, o que se denominou cenários hipotéticos. À semelhança do adotado anteriormente, no caso aplicar-se-á o ISAGRI como forma de se proceder às medições desejadas.

Para efeito da operacionalização dos cenários projetados, utilizou-se a seguinte metodologia quanto à formatação dos índices a serem aplicados. De início considerou-se os dados fixos inerentes à região para onde o cenário foi projetado. Por exemplo, se o cenário prevê que na microrregião de Pedro Afonso, onde se cultiva a soja, implementou-se a atividade pecuária, então na montagem do índice levou-se em conta os dados fixos pertinentes à microrregião de Pedro Afonso, como relevo, do qual se extraiu o comprimento de rampa e a declividade; as características edafo-climáticas, donde se obteve a erodibilidade e a erosividade e as informações pertinentes à água.

Os dados decorrentes das atividades que compõem o cenário desejado foram coletados na microbacia de origem. No caso são aqueles inerentes às características da cultura e, ou cobertura vegetal, manejo e práticas conservacionistas, sendo eles: práticas de manejo, uso de defensivos, uso de adubos e fertilizantes, cobertura vegetal, penetrabilidade e porosidade.

Assim, como exemplo, onde se prevê a atividade pecuária em Pedro Afonso, buscou-se em Araguaina, local definido para a pecuária, os índices de cobertura vegetal, uso de defensivos, fertilizantes, penetrabilidade e porosidade.

3.3.4 Localização das áreas para determinação dos Índices de Sustentabilidade Ambiental Agrícola em três microbacias do Estado do Tocantins

Os estudos para determinação dos Índices de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI), ora propostos, foram realizados no Estado do Tocantins, Brasil, especificamente em três microbacias, quando não se considerou propriedades rurais individualizadas, senão as regiões em sua globalidade. A primeira delas localiza-se no extremo norte do Estado, no município de Sítio Novo do Tocantins, em uma zona conhecida como “Bico do Papagaio”.

Nas coordenadas geográficas 5°34'55,60" Sul e 47°38' 01,70" Oeste dessa microbacia foram coletas amostras de solo e realizados testes de penetrabilidade para compor os sub-índices do ISAGRI (Figura 3. 2). Coletas de amostras de água foram realizadas na nascente do Córrego Grota do Joaquim, coordenadas 5°34'49,92" Sul e 47° 37'58,26" Oeste, amostra 1, e em um ponto intermediário da microbacia, amostra 2, coordenadas geográficas 5°32'48,02" Sul e 47°38'10,24" Oeste (Figura 3.2).

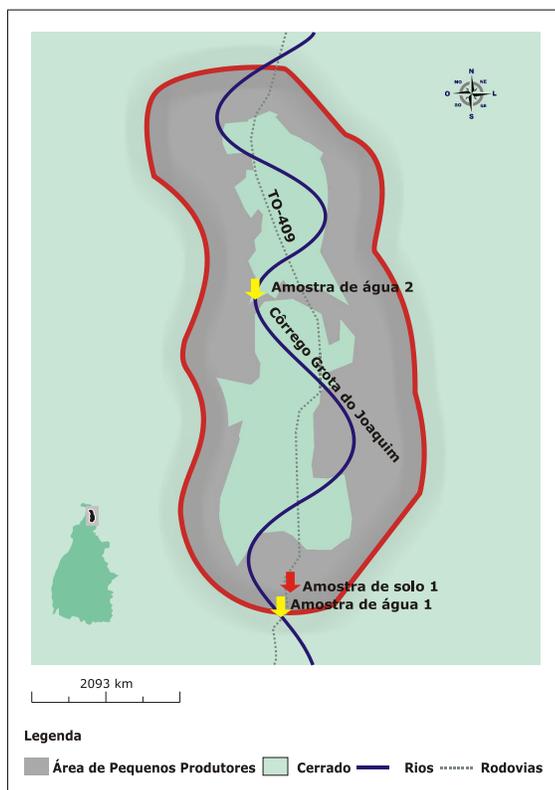


Figura 3.2 - Localização dos pontos de coleta de amostras de solo, água e realização dos testes de penetrabilidade na microbacia do município de Sítio Novo do Tocantins-TO.

Fonte: Elaboração própria (2009).

A segunda microbacia, objeto de estudo, localiza-se na Região Norte do Estado, município de Araguaina, cujos pontos de coletas de amostras d'água foram: coordenadas geográficas 7°12'40,79'' Sul e 48°27'44,85'' Oeste, nascente do Córrego Grotá Rica, amostra 1; coordenadas geográficas 7°13'30,86'' Sul e 48°24'8,20'' Oeste, amostra 2, Córrego Grotá Rica; e coordenadas geográficas 7°13'30,46'' Sul e 48° 22' 51,30'' Oeste, final da microbacia do Córrego Grotá Rica (Figura 3.3).

As amostras de solo foram coletadas nas coordenadas geográficas 7°12'25,04'' Sul e 48°22'38,81'' Oeste. Nessa mesma área realizou-se teste de penetrabilidade de solo, que em conjunto com os resultados obtidos nas análises de amostras de água e solos foram utilizados para compor o ISAGRI da microbacia (Figura 3.3).

A terceira microbacia estudada localiza-se na Região Central do Estado, município de Pedro Afonso (Figura 3.4). As amostras de água foram coletadas nas coordenadas geográficas 9°25'43,94'' Sul e 48° 6'3,48'' Oeste, nascente do Ribeirão Lajeado, coordenadas geográficas 9°13'15,68'' Sul e 48°05'36,64'' Oeste, ponto intermediário do Ribeirão Lajeado; e coordenadas geográficas 9°08'33,04'' Sul e 48°04'48,29'' Oeste, foz do Ribeirão Lajeado (Figura 3.4).

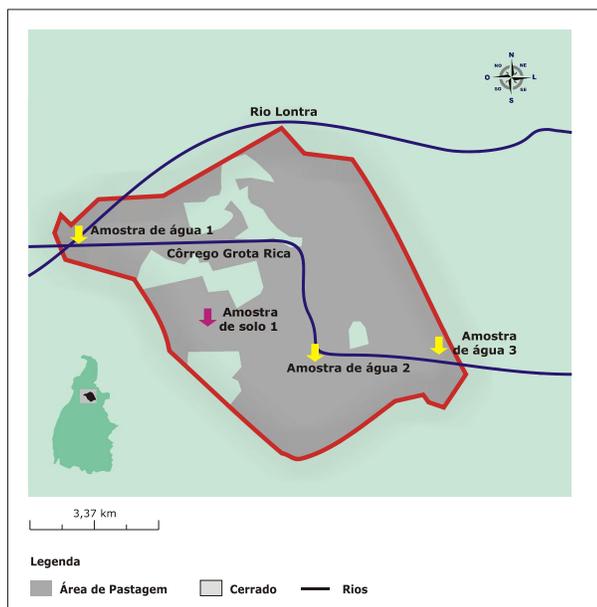


Figura 3.3 - Localização dos pontos de coleta de amostras de solo, água e realização dos testes de penetrabilidade na microbacia do município de Araguaina-TO.
 Fonte: Elaboração própria (2009).

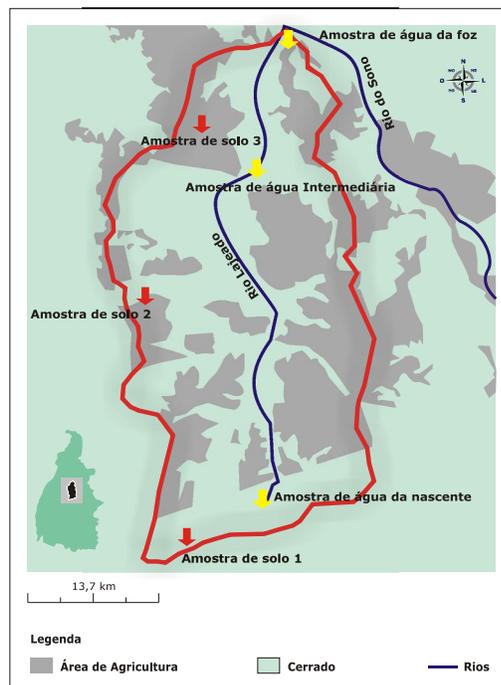


Figura 3.4 Localização dos pontos de coleta de amostras de solo, água e realização dos testes de penetrabilidade na microbacia do município de Pedro Afonso-TO.
 Fonte: Elaboração própria (2009).

3.3.5 Termômetro de indicação de sustentabilidade

Com o objetivo de se avaliar o nível de sustentabilidade de uma atividade antrópica, Silva (2007) estabeleceu o “termômetro de indicação de sustentabilidade”, com base nos principais indicadores de sustentabilidade agrícola ambiental (Figura 3.5).

Esse termômetro classifica uma determinada atividade antrópica em níveis, sendo que, quanto mais próximo de 1,00 o valor dos índices, maior o nível de sustentabilidade ambiental agrícola.

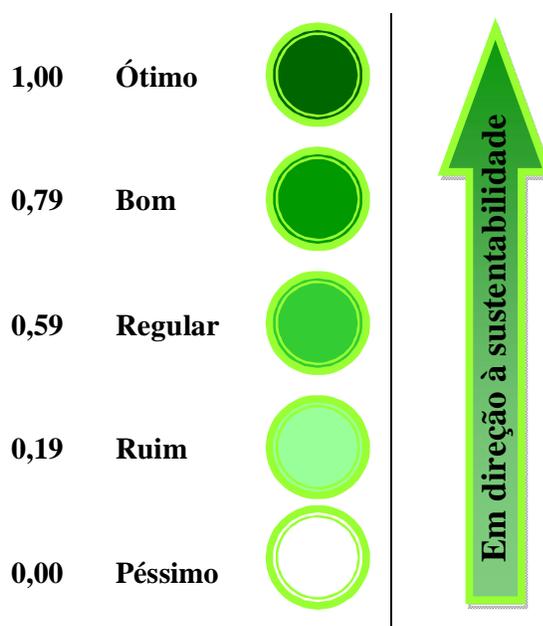


Figura 3.5- Níveis de indicação de sustentabilidade.
Fonte: Silva(2007).

Os critérios de classificação da sustentabilidade ambiental agrícola medido com a utilização do termômetro foram:

- Valores situados no intervalo 0,80 e 1,00: ótima sustentabilidade;
- Valores situados entre 0,60 e 0,79: boa sustentabilidade;
- Valores situados no intervalo 0,40 e 0,59: sustentabilidade regular;
- Valores situados no intervalo entre 0,20 e 0,39: sustentabilidade ruim; e
- Valores situados no intervalo entre 0,00 e 0,19: péssima sustentabilidade.

3.4 Resultados

3.4.1 Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI) e seus subíndices extraídos da microbacia de Pedro Afonso-TO

Dentre as diversas metodologias existentes para se avaliar a sustentabilidade ambiental de uma determinada atividade agrícola, considerou-se mais interessante adotar a metodologia desenvolvida por Silva (2007), Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola, (ISAGRI), que adota a abordagem PER, proposta pela OECD (1997a).

Conforme já mencionado, esta abordagem é aceita internacionalmente. É de fácil execução e entendimento; é aplicável a diferentes níveis, escalas e atividades humanas, apresentando possibilidade de agregação dos diversos indicadores para se chegar ao índice de sustentabilidade ambiental agrícola.

Assim sendo, o ISAGRI foi aplicado a três microbacias situadas nos municípios de Pedro Afonso, Araguaina e Sítio Novo do Tocantins, no Estado do Tocantins. Cada uma dessas microbacias se caracteriza por representar as principais atividades agropecuárias desenvolvidas em cada uma das microrregiões que foram objeto de estudo desse trabalho.

Na microbacia de Pedro Afonso a principal atividade agrícola é o cultivo de soja. No município de Araguaina a principal atividade produtiva é a pecuária de corte. Já no município de Sítio Novo do Tocantins destacam-se a pecuária e a agricultura de pequeno porte, caracterizada pela presença maciça de pequenos produtores rurais.

3.4.1.1 Índice de Estado do Ecossistema Agrícola (IEA)

O Índice de Estado de Ecossistema Agrícola pretende mostrar a situação em que se encontra o ecossistema na microbacia estudada e, conforme já mencionado, é formado pelo Índice de Qualidade da Água (IQA) e pelo Índice de Qualidade Física do Solo (IQF).

3.4.1.1.1 Índice de Qualidade da Água (IQA)

O valor médio do IQA nas três épocas das amostras coletadas na nascente foi de 0,829 (Tabela 3.2) – melhor valor observado naquela microbacia, evidentemente devido à sua localização, fora da área de ação dos agricultores. A média do IQA observada dentre as três

épocas na parte intermediária do ribeirão foi de 0,646; e em sua foz 0,707, regiões tomadas pelo plantio de soja (Tabela 3.2).

O valor observado na região central reflete o efeito direto da ação antrópica na área e as consequências da utilização de defensivos e fertilizantes atingindo os mananciais d'água. O valor observado na foz, um pouco maior que aquele verificado na região central da bacia é atribuído à resiliência do ribeirão.

Para melhor entendimento do fato, acrescenta-se que a vazão do Ribeirão Lajeado, na foz, é de $32,7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Tabela 3.3). Com isso, observa-se que graças ao processo de resiliência a qualidade final da água do Ribeirão Lajeado encontra-se em um nível relativamente melhor que aquele observado na sua região central.

Assim, sob o ponto de vista do IQA, nas condições atuais de cultivo, verificou-se que o plantio de soja não vem causando danos significativos ao meio ambiente na região de Pedro Afonso-TO. No entanto, abrindo-se o IQA percebeu-se que duas de suas variáveis, nitrogênio amoniacal e fósforo, apresentaram-se alteradas para as amostras coletadas na foz do Ribeirão Lajeado, comparativamente àquelas retiradas em sua nascente (Tabela 3.4).

Os teores observados para o nitrogênio amoniacal e fósforo na nascente são, respectivamente, 0,029 e 0,070 mg L^{-1} e na foz 0,172 e 0,228 mg L^{-1} (Tabelas 3.4 e A1.27).

Os teores de P e N encontrados na reserva indígena encontram-se abaixo dos valores estipulados pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2005) para águas classe II³ (Tabela 3.4).

Contudo, em função dos teores de nitrogênio amoniacal e fósforo observados na foz do ribeirão (Tabela 3.4), fica o sinal de alerta para a eventualidade do risco de eutrofização, mesmo que isso não ocorra “in loco”, mas possivelmente em áreas de acumulação dessas águas.

³ Águas classe II – água doce que pode ser destinada:

a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000; d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e e) à aquicultura e à atividade de pesca.

Tabela 3.2 - Índices de qualidade da água nas três microbacias estudadas

Microbacias	Identificação do recurso hídrico	Índice de qualidade da água (IQA)			
		Nascente Média(*)	Intermediário Média(*)	Foz Média(*)	Média Total
Pedro Afonso -TO	Ribeirão Lajeado	0,829	0,646	0,707	0,727
Araguaina -TO	Córrego Grota Rica	0,759	0,837	0,673	0,756
Sítio Novo do Tocantins -TO	Córrego Grota do Joaquim	0,759	0,837	0,673	0,756

Fonte: Elaboração própria

(*) Média correspondente a três amostras repetidas em três épocas distintas.

Tabela 3.3 - Vazão dos recursos hídricos na nascente, no ponto intermediário e na foz, em cada uma das três microbacias estudadas

Microbacias	Identificação do Recurso hídrico	Vazão dos recursos hídricos nos pontos de coleta ($m^3 s^{-1}$)		
		Nascente	Intermediário	Foz
Pedro Afonso -TO	Ribeirão Lajeado	0,217	19,312	32,700
Araguaina -TO	Córrego Grota do Joaquim	0,382	0,501	0,930
Sítio Novo do Tocantins -TO	Córrego Grota Rica	0,021	0,172	0,273

Fonte: Elaboração própria (2009).

O processo de eutrofização de mananciais hídricos é desencadeado pelo excesso dos dois nutrientes supracitados nas águas promovendo a proliferação excessiva de algas, cuja atividade biológica reduz o teor de oxigênio na água, aumenta a concentração de dióxido de carbono e outros compostos tóxicos, contribuindo para a deterioração da qualidade do corpo hídrico.

Esse processo de eutrofização leva à mortandade de peixes que ao se decomporem liberam mais CO_2 , reduzindo mais e mais o teor de oxigênio, piorando gradativamente a qualidade da água. Esse quadro agrava-se em ambientes lânticos, águas paradas – o que poderá ocorrer num prazo relativamente curto à jusante da microbacia em estudo, ao concluir-se a construção da Hidrelétrica de Estreito localizada ao norte do Tocantins e sudoeste do Maranhão.

Assim, na realidade, o incremento da agricultura na região, com base na tecnologia disponível, já deveria ser precedido de estudos mais acurados quanto à proteção ambiental.

Ressalta-se, ainda, que nas proximidades da área em estudo encontra-se em fase de implantação um projeto para cultivo de cana-de-açúcar, cuja área estimada é de 33.000 ha. Com isso, os efeitos deletérios ao ambiente local podem se agravar em curto prazo, caso não sejam adotadas medidas preventivas cabíveis.

3.4.1.1.2 Índice de Qualidade Física do Solo (IQF)

Analisando-se o Índice de Qualidade Física do Solo (IQF), que se compõe da média entre os Índice de Porosidade do Solo (IPOR) e do Índice de Resistência do Solo à Penetração (IRP), na microbacia de Pedro Afonso, habitada pelos índios Xerentes, observou-se, como se pressupunha, um solo com excelente qualidade física: IQF de 0,933 (Tabela 3.5) – muito próximo da qualidade física teoricamente ideal.

Devido, exclusivamente, se tratar de um ambiente mantido preservado ao longo do tempo. No entanto, quando se analisou a área contígua, ocupada pelo plantio de soja, mesmo em se tratando de plantio direto, observou-se o pior Índice de Qualidade do Solo dentre todas as áreas avaliadas no Estado – IQF de 0,482 (Tabela 3.5), revelando que mesmo umas das formas menos agressivas de sistemas de cultivos, traz sérios riscos ambientais à nível de compactação do solo. Pois, o Índice de Porosidade do solo se torna razoavelmente reduzido com a atividade da monocultura da soja (Tabela 3.5).

É importante observar que o IPOR registrado na reserva indígena (Tabela 3.5) foi de 0,888, apresentando porosidade 220 % superior àquele apresentado na área cultivada com soja, corroborando a informação destacada por Silva (2007, p.134): “os solos cultivados têm menor percentagem de porosidade quando comparados com os mesmos solos não cultivados”.

Conforme mencionado por Bouma et al. (1991, 2002) apud Silva (2007) a porosidade é de grande importância para os processos físico-químicos e biológicos, como infiltração, condutividade, drenagem, retenção de água, difusão de nutrientes, crescimento de microorganismos e raízes.

Ainda ressaltando a importância da porosidade, Romeiro (2004, p. 92) registrou que “a presença de folhas mortas, galhos secos e matéria orgânica em decomposição, aliados à presença significativa de microrganismos, leva o solo a manter sua porosidade” – o que favorece a formação de uma estrutura ideal para a retenção de água e para a infiltração.

Assim, a situação de solo com baixa porosidade significa a perda das propriedades ora descritas o que, fatalmente, tende a prejudicar o desempenho das plantas. Naturalmente, o

desmatamento, o cultivo da terra (este último mesmo à base do plantio direto) contribuem fortemente para a queda no nível de porosidade do solo.

No que se refere ao índice de resistência à penetração: $IRP = 0,688$ (Tabela 3.5), registrado na foz do ribeirão, não obstante encontrar-se numa faixa ainda considerada boa, também inspira cuidados.

Conforme visto anteriormente, a tendência é de que na medida em que baixe o nível de porosidade do solo, aumente o de resistência à penetração e diminua o IPOR na área cultivada, que já é considerado muito baixo (Tabela 3.5). Conforme Letey (1985) apud Silva (2007, p.134), “o crescimento das plantas está diretamente relacionado com a resistência do solo à penetração”.

Na mesma linha, Merotto e Mundstock (1999) apud Silva (op. cit.) afirmam que a maior resistência do solo à penetração pode influenciar no desenvolvimento radicular (IJMA; KNO, 1991); no crescimento da parte aérea das plantas (MASLE; PASSIOURA, 1987) e na partição de carboidratos entre raiz e parte aérea (MASLE; FARQUHAR, 1988). Assim, o nível de resistência do solo à penetração exerce papel primordial no desenvolvimento das plantas, podendo ao longo do tempo trazer danos ao meio ambiente.

Em síntese, a microbacia de Pedro Afonso apresentou Índice de Estado do Ecossistema Agrícola (IEA) considerado bom (Figura 3.6). Nesse quesito, a microbacia de Sítio Novo do Tocantins apresentou melhor desempenho, que foi atribuído ao sistema produtivo e manejo de solo adotado naquele local (Tabela 3.6).

3.4.1.2 Índice de Vetores de Degradação (IDEG)

O Índice de Vetores de Degradação (IDEG) que compõe o ISAGRI é constituído pelos índices de erosão (IERO), do potencial de contaminação do uso de defensivos agrícolas (IDEF); e do potencial de contaminação do uso de fertilizantes (IFERT), que passam a ser discutidos.

Tabela 3.4 - Indicadores de qualidade da água determinados nas amostras de água coletadas em três pontos distintos nas microbacias do Ribeirão Lajeado em Pedro Afonso-TO, Córrego Grota Rica em Araguaína-TO e Córrego Grota do Joaquim em Sítio Novo do Tocantins-TO

Parâmetro	Índice CONAMA (Águas Classe II)	Melhor valor	Pior valor	Valor observado	Índice do parâmetro	Valor observado	Índice do parâmetro	Valor	Índice do parâmetro
				Rib. Lajeado	Cór. Grota Rica	Cór. Grota do Joaquim		observado	parâmetro
Ph	6,00 < pH < 9,00	7,50	4,61	5,50	0,309	6,70	0,722	5,79	0,409
Turbidez (UNT)	< 100,000	1,000	70,000	6,556	0,919	12,444	0,834	27,833	0,611
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	> 5,000	8,400	7,100	7,722	0,478	8,053	0,733	7,490	0,300
Nitrogênio amoniacal total (mg L ⁻¹)	< 3,700	0,008	0,693	0,204	0,713	0,238	0,664	0,221	0,689
Nitrito (mg L ⁻¹)	< 1,000	0,000	0,005	0,001	0,800	0,002	0,688	0,001	0,893
Nitrato (mg L ⁻¹)	< 10,000	0,068	0,443	0,140	0,808	0,213	0,612	0,220	0,594
Fósforo total (mg L ⁻¹)	< 0,030	0,024	1,200	0,249	0,809	0,091	0,943	0,103	0,933
Clorofila a (µg L ⁻¹)	< 30,000	0,000	16,430	0,306	0,981	2,370	0,856	1,102	0,933

Fonte: Elaboração própria (2009).

Tabela 3.5 - Índices de porosidade, de resistência à penetração e de qualidade física do solo, nas três microbacias estudadas

Microbacias	Ocupação do solo	Índice de porosidade (IPOR)	Índice de resistência do solo à penetração (IRP)	Índice de qualidade física do solo (IQF)
Pedro Afonso	Reserva Xerente	0,888	0,979	0,933
Pedro Afonso	Plantio de soja	0,277	0,688	0,482
Araguaina	Pastagem	0,437	0,862	0,649
Sítio Novo do Tocantins	Pequenos produtores	0,774	0,910	0,842

Fonte: Elaboração própria (2009).

Tabela 3.6 - Índice de estado do ecossistema agrícola nas microbacias estudadas

Descrição	Pedro Afonso		Araguaina		Sítio Novo do Tocantins	
	Valor	Peso	Valor	Peso	Valor	Peso
Índice de qualidade da água – IQA	0,727	2,0	0,756	2,0	0,670	2,0
Índice de qualidade física do solo – IQF	0,704	1,0	0,649	1,0	0,842	1,0
Índices de estado do ecossistema agrícola – IEA	0,712		0,685		0,785	

Fonte: Elaboração própria (2009).

3.4.1.2.1 Índice de erosão (IERO)

O desmatamento é o primeiro grande passo para se chegar à erosão, face ao papel exercido pela floresta como reguladora das enxurradas e controladora da degradação dos solos.

Nesse sentido Bertoni e Lombardi Neto (2008) explicam que “a existência de uma integração biológica da comunidade florestal com o clima e com o solo superficial”, quando a copa das árvores e os arbustos de diferentes tamanhos protegem a parte superior do solo.

Segundo Bertoni e Lombardi Neto (2008), a capacidade da cobertura do solo para protegê-lo contra a erosão depende de certas características como, por exemplo, a capacidade de cobertura da área, capacidade de produção da massa de resíduos de sua parte aérea, das raízes produzidas dentre outros fatores.

Nesse sentido, de acordo com Dos Anjos e Van Raij (2004), o sistema de plantio direto na palha, sem o revolvimento do solo por aração e gradagem, constitui-se num sistema de manejo que se tem destacado no controle da erosão. Esse procedimento, de alguma forma, pelo menos minimiza os efeitos decorrentes do desmatamento e da erosão. De forma mais sistematizada, pode-se dizer que sua adoção resulta numa queda na perda de solo e nutrientes e aumento dos teores de matéria orgânica e de água armazenada no solo. Em consequência, verifica-se melhora na qualidade do solo com destaque para seus atributos físicos, químicos e biológicos, em termos de maior disponibilidade de nutriente e de volume de biomassa microbiana, e a conseqüente elevação dos teores de carbono e nitrogênio.

No contexto, ainda de acordo com a última citação, a frequência e a intensidade das chuvas e do vento, em qualquer condição de solo, também aumentam os riscos da erosão. Lembrando-se que o aspecto mais relevante está na distribuição das chuvas e na força com que os pingos atingem o solo em um dado período de tempo.

Segundo dos Anjos e Van Raij (2004) um dos aspectos graves do processo de erosão é que ele atinge facilmente as partículas mais finas do solo, a argila e a matéria orgânica, que são as frações do solo mais ativas do ponto de vista físico-químico e as mais ricas em nutrientes, e, também, as mais suscetíveis de remoção pelo processo erosivo. Daí ele tornar-se sério obstáculo à sustentabilidade no caso da produção agropecuária, podendo comprometer severamente a produtividade e a fertilidade do solo.

De acordo com Alvarenga et al. (apud DOS ANJOS; VAN RAIJ, 2008, p.93), a pedoforma, a textura, a estrutura, o teor de matéria orgânica, a profundidade e o material de origem são fatores intrínsecos do solo, também com significativa influência sobre a erosão.

Por último, para esse breve registro, consigna-se a acentuada influência da topografia do terreno, no caso representada por dois parâmetros: a declividade da área sob estudo e o comprimento da rampa, sobre a erosão.

Quanto maior qualquer um dos dois, maior será a velocidade com que a água em suspensão escorre e maior o tamanho e a quantidade do material por ela arrastado e, por consequência, maior as perdas de solo observadas. Com isso pode ocorrer o assoreamento de cursos de água, a sedimentação de reservatórios, a poluição de mananciais por resíduos da agricultura, ou seja, por fertilizantes, herbicidas, fungicidas, pesticidas etc; além da

elevação dos custos de tratamento da água para consumo ou para uso industrial. Acrescenta-se, ainda, o aumento da probabilidade de enchentes com reflexos nos ecossistemas aquáticos e prejuízos para a fauna e flora (DOS ANJOS; VAN RAIJ, 2004, p. 90).

Ao analisar-se a situação hoje existente na microbacia do Lajeado, à luz do IERO, constatou-se que a área de reserva do cerrado nela existente (57,41 %) encontra-se acima da área mínima estabelecida pela legislação vigente, em toda a região objeto deste estudo, que é de 35 %, conforme determinado pelo o artigo 16 do Código Florestal, lei 4.771/65, com a nova redação da Lei 7.803/8. Como visto anteriormente, maior cobertura vegetal implica em menor perda de solo, que no caso é muito baixa, $0,065 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e, por consequência, em IERO (0,761) elevado (Tabela 3.7). É oportuno que se registre a importância da floresta como reguladora de enxurrada e controladora da degradação dos solos dada a integração biológica da comunidade florestal com o clima e com o solo superficial (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008).

Por outro lado, segundo Dos Anjos e Van Raij (2008, p. 92), à medida que se reduz a área de solo com cobertura vegetal, ocorre menor absorção da água ficando o solo mais vulnerável à erosão e mais deficiente em nutrientes.

Nas áreas cultivadas com soja, cana-de-açúcar e área de pousio, na mesma microbacia, verificaram-se valores de perda de solo muito superiores àquelas encontradas na reserva Xerente (Tabela 3.7), apesar dos agricultores locais adotarem a técnica do plantio direto, considerada uma das técnicas menos agressivas em termos de manejo de solos.

Vale ressaltar, no entanto, que mesmo com valores de IERO, muito superiores nas áreas cultivadas em comparação ao encontrado na reserva indígena, Esses são valores aceitáveis e dentro de um grau de sustentabilidade considerado regular, à vista do método de classificação adotada nesse trabalho.

Tabela 3.7 - Índice de erosão, por categoria de uso nas microbacias estudadas

Microbacia	Ocupação do solo	Área	Perda anual de solo (A)	Melhor valor (mv)	Pior valor (pv)	R	K	LS	C	P	IERO
		Há				MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ ano ⁻¹	t h MJ ⁻¹ mm ⁻¹				
Pedro Afonso (TO)	Cerrado	26.069,32	0,065						0,0004	0,30	0,999
	Soja	15.154,41	34,726						0,1069	0,60	0,428
	Cana-de-açúcar	1.914,14	23,677	0,00	60,70	11.788,80	0,03	1,33	0,0754	0,58	0,610
	Área de pousio	2.273,16	37,620						0,1069	0,65	0,380
	Original	45.411,03‡	14,507*						-	-	0,761§
Araguaina (TO)	Pastagem	6.239,00	0,706			10.975,70	0,02	0,60	0,0075	0,62	0,988
Sítio Novo do Tocantins (TO)	Pastagem	2.476,54	5,530			10.684,90	0,07	1,81	0,0075	0,51	0,909

‡ Área total da microbacia estudada no município de Pedro Afonso-TO, em função das diferentes formas de ocupação do solo.

* Média ponderada das perdas de solo, em função das diferentes formas de ocupação do solo da microbacia estudada no município de Pedro Afonso-TO.

§ Média ponderada do IERO na microbacia de Pedro Afonso-TO, considerando-se a totalidade da área e formas de ocupação do solo.

Fonte: Elaboração própria (2009).

Nas microbacias de Araguaina e Sítio Novo do Tocantins as perdas de solo foram superiores àquela verificada para a reserva indígena Xerente, no entanto muito inferiores ao observado para as áreas cultivadas de Pedro Afonso (Tabela 3.7), apresentando IERO's de 0,988 e 0,909, respectivamente – valores considerados muito bons, segundo o método de classificação utilizado.

Quanto ao fator LS percebe-se que não obstante a inclinação média (S) observada na microbacia de Pedro Afonso ser relativamente baixa, 4,10 %, o que é bom para o índice, o comprimento médio de sua rampa (L) é significativamente maior que o das duas outras regiões sob estudo.

Seu valor médio é de 2.245,54 m em contraposição aos 605,14 e 231,23 m apresentados, respectivamente, pelas microbacias de Araguaina e Sítio Novo do Tocantins. Esse fato inibe a vantagem da inclinação baixa tornando-se, portanto, prejudicial ao índice. Ou seja, para efeito desse indicador, o ideal é que o terreno apresente baixa inclinação e rampas menores.

3.4.1.2.2 Índice do Potencial de Contaminação do Uso de Defensivos Agrícolas (IDEF)

Em se tratando do volume de defensivos utilizados na lavoura de soja na microbacia de Pedro Afonso, verificou-se que o mesmo é relativamente baixo, 0,671, razão pela qual o IDEF, nesta microbacia, alcança um valor que merece atenção (Tabela 3.8). Vale ressaltar que algumas considerações adicionais a respeito desta questão se fazem necessárias.

Conforme alguns posicionamentos, a partir de circunstâncias especiais que envolvem o próprio mercado, ao longo das cinco últimas décadas teria ocorrido uma evolução dos defensivos agrícolas, com suas características químicas apresentando significativas alterações, principalmente no que se refere à eficiência agrônômica, à ecotoxicologia e à toxicologia (MENTEN, 2009).

No que se refere à questão da eficiência agrônômica, a figura 3.6 mostra que na década de 1960 consumia-se, no País, em média 2.097 g ha⁻¹ de inseticidas, 1.393,5 g ha⁻¹ de fungicidas e 1.097,5 g ha⁻¹.

Tabela 3.8 - Índice do potencial de contaminação pelo uso de defensivos agrícolas, nas microbacias estudadas

Microbacia	Cobertura do solo	Área (ha)	Volume aplicado		Pior valor	Melhor valor	IDEF
			Média	L ha ⁻¹			
	Soja	15.154,41		5,17			
Pedro Afonso (TO)	Cerrado	26.069,32		0,00			0,671
	Cana-de-açúcar	1.914,14		1,50		1,79	
	Pousio	2.273,16		0,00		5,43	
Araguaina (TO)	Pastagem	6.239,14		1,00		1,00	0,816
Sítio Novo do Tocantins (TO)	Pastagem	2.476,54		0,23		0,23	0,958

Fonte: Elaboração própria (2009).

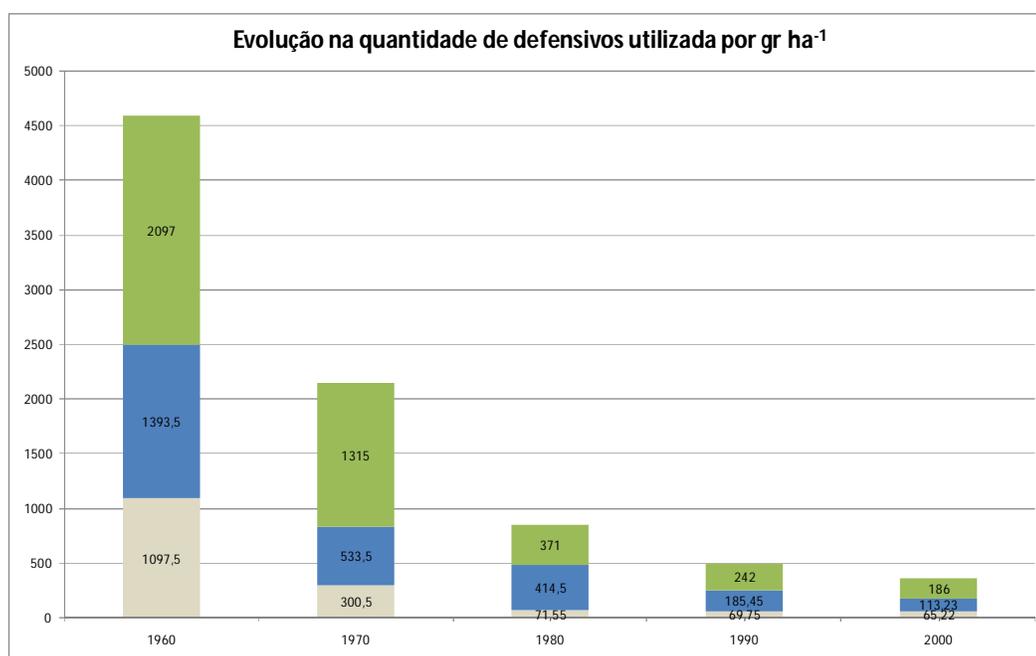


Figura 3.6 - Evolução na quantidade de defensivos agrícolas utilizados no Brasil. Verde: inseticidas, Azul: fungicidas, Cinza: herbicidas. (elaboração própria com base em dados da ANDEF (2004).

No ano de 2000 esses valores teriam caído, respectivamente, de forma vertiginosa, para 186,00; 113,23; e 65,22 g ha⁻¹, o que demonstra a eficiência agrônômica alcançada, onde menores doses ou menores quantidades de ingredientes ativos são necessárias para se alcançar os mesmos objetivos no controle de pragas, doenças e plantas daninhas.

Quanto à ecotoxicologia, também teria havido uma evolução dos produtos para sítios de ação mais específicos para as espécies alvo, atingindo grande grau de especificidade, com efeito apenas nas espécies em questão. Além disso, outro aspecto importante a observar é a redução de resíduos ativos das moléculas aplicadas a campo. Nesse sentido a legislação tem barrado, com rigidez cada vez maior, produtos com poder residual nas lavouras e nos produtos agrícolas, conforme Menten (2009).

No que se refere à toxicologia, a toxidez dos ingredientes ativos estaria mostrando clara evolução na segurança quanto à saúde humana e de animais. O DL 50 (quantidade de ingrediente ativo em mg kg^{-1} de animal vivo necessária para causar a morte de 50 % da população (ratos) teria subido fortemente para padrões mais seguros, conforme demonstra a Figura 3.7, onde se observa que na década de 1960 com apenas 68,4 mg de ingrediente ativo por quilograma de rato vivo, matava-se 50 % da população sob análise. No entanto, no ano 2000 seriam necessários 13.565 mg para que ocorresse o fato, com a mesma população e na mesma proporção, o que demonstra a espetacular evolução observada no sentido de se neutralizar a toxidez dos ingredientes ativos enquanto agentes contrários à saúde humana.

Como será visto no caso do IFERT e aqui de forma ainda mais acentuada, os aspectos desta provável evolução em parte se tornam exequíveis graças ao apelo da população que busca a produção de alimentos com menor uso de elementos de origem da agroquímica e com maior segurança alimentar e sustentabilidade ambiental.

Segundo a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) (BRASIL, 2004), responsável direta, juntamente com o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) e o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), pelo registro e fiscalização de defensivos agrícolas, as classes de maior toxicidade ao homem e ao ambiente terão cada dia mais dificuldade em passar pelo longo processo de registro e, em consonância com as empresas produtoras, têm buscado claramente a tendência de eliminar produtos de maior toxicidade e efeitos residuais no meio.

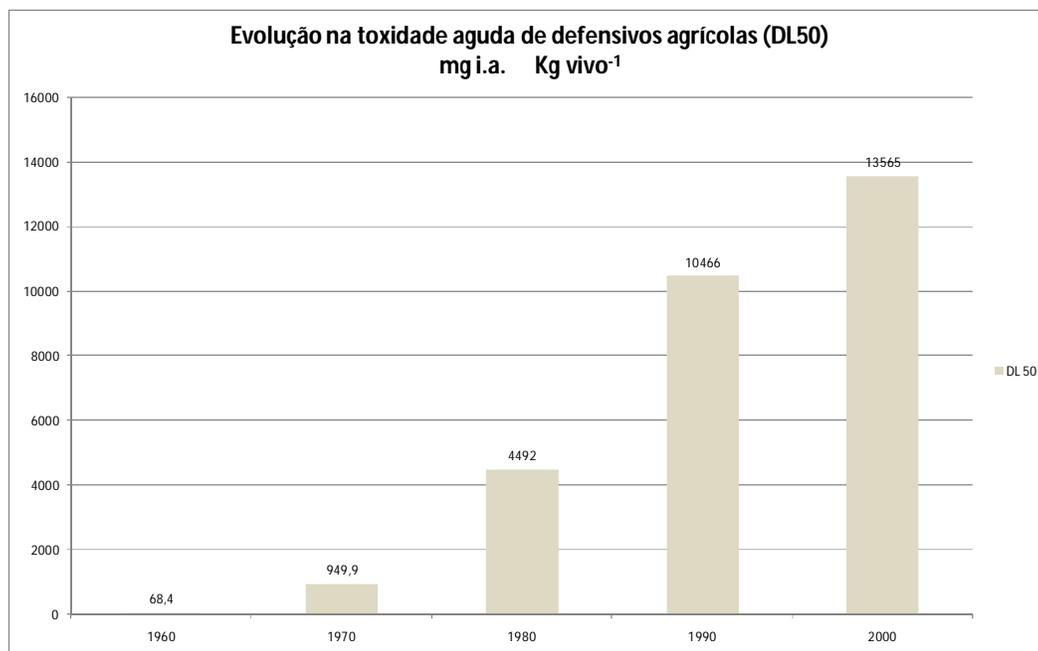


Figura 3.7 - Evolução da toxicidade de defensivos no Brasil (elaboração própria com base em dados da ANDEF, 2004)

Como visto, a pressão social, as circunstâncias de mercado e a resultante evolução tecnológica apontam para melhores perspectivas em relação ao futuro, com o aparecimento de produtos menos prejudiciais ao homem e à natureza, oriundos de qualquer que seja o ramo da ciência.

Por outro lado, é importante ressaltar que os números acima se referem a valores médios, estando nesse meio princípios ativos ainda altamente prejudiciais tanto ao meio ambiente quanto ao homem.

Abordando a questão sob outra visão, Romeiro (2004, p.112-122) apresenta o seguinte posicionamento ao analisar o consumo de agrotóxicos no País:

Em 1964 consumiu-se 16 mil toneladas de ingrediente ativo (i.a.), sendo que em 1960 a área ocupada com lavoura era de 28 milhões de hectares. No entanto, em 1998 foram consumidas 128 toneladas de i.a. enquanto a área plantada chegava a apenas 50 milhões de hectares, ou seja, a área com culturas agrícolas cresceu 78% enquanto o consumo de agrotóxicos elevou-se em 700%, ressaltando-se que se trata de números médios, e que existe grande diferença de consumo entre regiões, quando umas fazem uso intensivo desse insumo, enquanto em outras praticamente não o utilizam. Nas Regiões Sudeste, Sul e Centro-Oeste, em 1998, consumia-se cerca de 92,9% do total utilizado no Brasil. [...] Por outro lado, o consumo médio por unidade de área cultivada teria passado de 0,8 quilo de ingrediente ativo por hectare (kg i.a. /ha) em 1970 para 7 quilos de ingrediente ativo por hectare (7kg i.a. /ha) em 1998. A soja é a cultura de maior consumo nacional de agrotóxicos, no que se refere à quantidade de ingredientes ativos. Em

1998 sua demanda foi de 42015 t equivalente a 32,6% do consumido no País. No entanto, quando se observa o consumo em unidade por área, a soja apresenta consumo de apenas 3,2 kg/ha, uma das relações mais baixas da agricultura, contra, por exemplo, o tomate que chega a 52,5 kg/ha. [...] Outro aspecto que merece destaque nesse contexto é quanto as formas de transporte dos agrotóxicos após sua aplicação em áreas agrícolas. A respeito destacam-se o escoamento superficial e a lixiviação. O primeiro atua na contaminação das águas superficiais quando da carreação do solo erodido ou em solução em cujas partículas agregam-se os agrotóxicos. Com a lixiviação tender-se a contaminar as águas subterrâneas, chegando-se aos aquíferos.

Em resumo, trata-se de insumos empregados em grande quantidade na lavoura de soja, face o tamanho da área cultivada no país, causando efeitos deletérios a toda cadeia trófica.

3.4.1.2.3 Índice de Potencial de Contaminação pelo Uso de Fertilizantes (IFERT)

O IFERT (Tabela 3.9) representa peso importante na composição do IDEG (Tabela 3.10) e, por consequência, do ISAGRI, considerando-se o volume relativamente grande de fertilizantes utilizado no plantio da soja. Essa circunstância é de fácil explicação levando-se em conta os efeitos negativos que se conhece quanto à contaminação provocada ao meio ambiente pelo seu uso.

O IFERT observado na microbacia de Pedro Afonso foi de 0,659 (Tabela 3.9) – lembrando-se que, conforme visto no capítulo que trata da metodologia, na sua elaboração levou-se em consideração uma média ponderada das formas alternativas de uso do solo e das quantidades aplicadas do insumo em cada uma delas, quando for o caso. No entanto, essa questão merece também ser vista sob outro ângulo.

Não obstante o oligopólio existente na produção e comercialização desse tipo de insumo e o espírito de sobrevivência do capital, que nem sempre considera o lado humano em suas decisões operacionais, acredita-se que o controle social mais efetivo, que tende a ocorrer com frequência crescente, já que as populações espalhadas pelo mundo tornam-se cada vez mais esclarecidas e, portanto, mais conscientes, possa, de alguma forma, interferir no processo de pesquisa e produção desses insumos com o objetivo de que alcancem qualidades cada vez menos ofensivas ao meio ambiente. Por enquanto, ao que parece, esse processo é mais visível em relação aos defensivos, conforme visto no tópico anterior.

Tabela 3.9 - Índice do potencial de contaminação pelo uso de fertilizantes nas microbacias estudadas

Microbacia	Uso	Área (ha)	Volume aplicado		Pior	Melhor	IFERT
			Média	Valor	Valor	valor	
----- Kg/ha -----							
Pedro Afonso (TO)	Soja	15.154,41	350,00				
	Cerrado	26.069,32	0,00	125,23			0,659
	Cana	1.914,14	200,00				
Araguaina (TO)	Pousio	2.273,16	0,00		367,50	0	
	Pastagem	6.239,14	100,00	5,00			0,728
Sítio Novo do Tocantins (TO)	Pastagem	2.476,54	1,82	1,82			0,995

Fonte: Elaboração própria (2009).

Tabela 3.10 - Índice de vetores de degradação nas microbacias estudadas

Descrição	Pedro Afonso (TO)		Araguaina (TO)		Sítio Novo do Tocantins (TO)	
	Valor	Peso	Valor	Peso	Valor	Peso
Índice de erosão – IERO	0,761	3,0	0,988	3,0	0,909	3,0
Índice do potencial de contaminação pelo uso de defensivos agrícolas– IDEF	0,671	1,0	0,816	1,0	0,958	1,0
Índice do potencial de contaminação pelo uso de fertilizantes – IFERT	0,659	1,0	0,728	1,0	0,995	1,0
IDEG	0,723		0,902		0,936	

Fonte: Elaboração própria (2009).

O IFERT, juntamente com o IDEF, calculados para a microbacia de Pedro Afonso, apresentaram desempenhos menos satisfatórios dentre os que formam o ISAGRI. No entanto, considerados bons à luz da classificação adotada (Figura 3.5, Tabelas 3.8 e 3.9).

Em síntese, os IDEFs encontrados nas microbacias estudadas foram classificados como bons, revelando que, até o presente momento, não há comprometimento relevante do meio ambiente quanto aos vetores de degradação ambiental (Figura 3.5).

3.4.1.3 Índice de Manejo do Solo (IMANEJ)

Como visto anteriormente, inclusive no capítulo referente à metodologia, sabe-se que quanto maior a área com cobertura florestal e área plantada com a utilização do sistema de plantio direto, maior será o valor do IMANEJ, sendo, portanto, mais sustentável o sistema produtivo ora citado.

Na microbacia de Pedro Afonso-TO a área destinada à reserva florestal é de 57,41 %, calculada por meio de geoprocessamento, portanto bem superior ao limite estabelecido pela Lei, que no caso é de 35 %.

Observou-se também que em toda a área plantada utiliza-se o sistema de plantio direto. A esse respeito, conforme visto em Dos Anjos e Van Rajj (2004, p. 93) essa forma de plantio constitui-se num sistema de manejo com razoável efeito no controle da erosão.

O plantio direto e maior reserva florestal influenciam de forma significativa, respectivamente, os fatores P, práticas conservacionistas e C, uso e manejo do solo e, por consequência, o IMANEJ (equação 13) que, não obstante, mantém-se num patamar apenas regular, sendo estimado em 0,533 (Tabela 3.11). No entanto, quando se analisa o índice específico para a área plantada com soja, seu valor é preocupante, apenas 0,156 (Tabela 3.11), o que significa que, sob o ponto de vista da sustentabilidade, em relação ao manejo e às práticas conservacionistas hoje existentes, o nível alcançado pela atividade ainda está muito aquém do desejável (Tabela 3.11).

Tabela 3.11 - Índice de manejo do solo nas microbacias estudadas

Micro Bacia	Uso	C	P	IC	IP	IMANEJ
Pedro Afonso	Cerrado	0,0004	0,30	1,000	0,610	0,805
	Soja	0,1069	0,60	0,091	0,221	0,156
	Cana-de-açúcar	0,0754	0,58	0,360	0,247	0,303
	Pousio	0,1069	0,65	0,091	0,156	0,124
Média						0,533
Araguaina	Pastagem	0,0075	0,00	0,939	1,000	0,790
Sítio Novo do Tocantins	Agricultura familiar	0,0075	0,51	0,939	0,338	0,638

Fonte: Elaboração própria (2009).

Em termos de manejo de solo, e, em função das áreas cultivadas com soja, cana-de-açúcar e área em pousio o índice médio de manejo do solo para a microbacia de Pedro Afonso foi classificado como regular (Figura 3.5 e Tabela 3.11) e nas demais microbacias foi atribuída a classificação boa, com melhor desempenho para a microbacia de Araguaina (Figura 3.5 e Tabela 3.11).

3.4.1.4 Índice de sustentabilidade ambiental agrícola (ISAGRI)

Conforme visto no capítulo pertinente à metodologia, uma média ponderada envolvendo os índices acima considerados gera o ISAGRI 0,656, (Tabela 3.12), para a microbacia de Pedro Afonso (TO), onde predomina o plantio direto de soja. Obteve-se o resultado em comento baseando-se na realidade hoje observada naquela região. Segundo o critério adotado nesse trabalho, o índice alcançado atinge nível considerado bom, em termos de sustentabilidade.

Tabela 3.12 - Índice de sustentabilidade ambiental agrícola nas microbacias estudadas

Descrição	Pedro Afonso (TO)	Araguaina (TO)	Sítio Novo do
			Tocantins (TO)
ISAGRI = (IEA+IDEG+IMANEJ)/3	0,656	0,792	0,786

Fonte: Elaboração própria (2009).

3.4.2 Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI) e seus subíndices extraídos da microbacia de Araguaina-TO

3.4.2.1 Índice de Estado do Ecossistema Agrícola (IEA)

3.4.2.1.1 Índice de Qualidade da Água (IQA)

O índice apresentado pela microbacia, IQA 0,756 (Tabela 3.13), ainda se encontra num limite considerado bom, portanto dentro de uma faixa aceitável de sustentabilidade, ante a ação antrópica ali verificada.

Tabela 3.13 - Índice de qualidade da água e suas variáveis nas microbacias estudadas

Descrição dos cenários		IQA	pH	Turbidez	Oxigênio Dissolvido	Nitrogênio Amoniacal Total	Nitrato	Nitrito	Fósforo Total	Clorofila a
Araguaina (TO) original		0,756	0,722	0,834	0,733	0,664	0,688	0,612	0,943	0,856
Nascente	Índices	0,759	0,724	0,874	0,483	0,751	0,923	0,438	0,933	0,944
	Dados Brutos					0,178			0,102	
Meio	Índices	0,837	0,740	0,821	0,973	0,747	0,781	0,699	0,961	0,972
	Dados Brutos					0,181			0,070	
Foz	Índices	0,673	0,700	0,807	0,742	0,492	0,359	0,699	0,935	0,651
	Dados Brutos					0,356			0,101	
Pedro Afonso (TO) original		0,727	5,503	6,556	7,722	0,204	0,001	0,140	0,249	0,306
Nascente (cerrado)	Índices	0,829	0,311	0,986	0,527	0,969	0,953	0,946	0,961	0,976
	Dados Brutos					0,029			0,070	
Meio (soja)	Índices	0,646	0,315	0,870	0,415	0,410	0,728	0,819	0,639	0,976
	Dados Brutos					0,412			0,449	
Foz (soja)	Índices	0,707	0,301	0,903	0,492	0,760	0,720	0,659	0,827	0,992
	Dados Brutos					0,172			0,228	
Sítio Novo do Tocantins (TO) original		0,670	0,409	0,611	0,300	0,689	0,893	0,594	0,933	0,933
Nascente	Índices	0,696	0,524	0,536	0,358	0,674	0,880	0,703	0,951	0,941
	Dados Brutos					0,231			0,082	
Meio	Índices	0,657	0,409	0,611	0,300	0,689	0,907	0,486	0,933	0,925
	Dados Brutos					0,221			0,103	
Foz	Índices	0,658	0,295	0,686	0,242	0,704	0,893	0,594	0,914	0,933
	Dados Brutos					0,211			0,125	

Fonte: Elaboração própria (2009).

Para análise mais pormenorizada, focaliza-se seu desdobramento onde se observa que, o índice encontrado na nascente, IQA 0,759, do Córrego Grota Rica é melhor que o da sua foz, IQA 0,673, localizada no centro da ação antrópica (Tabela 3.13). Registre-se que o córrego que forma esta microbacia apresenta vazão de $0,930 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Tabela 3.3); portanto bem menor e menos volumoso do que o Ribeirão Lajeado, na microbacia de Pedro Afonso $32.700 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Tabela 3.3) e, naturalmente, com menor capacidade de resiliência.

Diferentemente do observado no IQA da microbacia do Ribeirão Lajeado, em Pedro Afonso, aqui o nível de fósforo encontrado na água é baixo (Tabela 3.3), não causando nenhuma preocupação, o que é compatível com a realidade, dado o predomínio local da atividade pecuária com uso quase nulo de fertilizante.

No que se refere à presença do nitrogênio amoniacal, observa-se crescimento significativo entre os valores presentes nas amostras iniciais, respectivamente 0,178 e 0,181 e o de sua foz, $0,356 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabela 3.13).

Esse crescimento justifica-se, provavelmente, em decorrência da presença com maior intensidade de animais de grande e médio portes, na região, provenientes da bovinocultura, caprinocultura e suinocultura que, através do excremento dos animais, provocam referida alteração. Por razões de ordem técnica, a serem explicitadas e conforme indica o citado IQA da foz, o nível do nitrogênio amoniacal ainda está dentro de um limite aceitável sob o ponto de vista da sustentabilidade.

3.4.2.1.2 Índice de qualidade física do solo (IQF)

À vista desse parâmetro, a atividade ora pesquisada encontra-se num patamar ainda razoável de sustentabilidade, com IQF de 0,649, resultante de um IPOR baixo, de 0,437, e um IRP de bom nível, 0,862 (Tabela 3.14). No entanto, o índice de porosidade baixo pode significar para o futuro a elevação na resistência à penetração do solo, dificultando o crescimento do sistema radicular das plantas, o desenvolvimento de suas folhas e a queda de sua produtividade. Dependendo da forma de manuseio das pastagens, com o passar do tempo pode-se chegar ainda ao pior cenário, que seria a sua degradação.

Tabela 3.14 - Índice de estado do ecossistema agrícola (IEA) e seus subíndices nas microbacias estudadas

Descrição dos cenários		IPOR	IRP	IQF	IEA
Araguaina (TO) original					0,685
Nascente	Índices				0,686
	<i>Dados brutos</i>				
Meio	Índices	0,437	0,862	0,649	0,712
	<i>Dados brutos</i>				
Foz	Índices				0,657
	<i>Dados brutos</i>				
Araguaina (TO) agricultura familiar, área total		0,774	0,910	0,842	0,813
Araguaina (TO) cerrado, área total		0,888	0,979	0,933	0,874
Pedro Afonso (TO) original		0,572	0,836	0,704	0,712
Nascente (cerrado)	Índices	0,888	0,979	0,933	0,898
	<i>Dados brutos</i>				
Meio (soja)	Índices				0,537
	<i>Dados brutos</i>	0,277	0,688	0,482	
Foz (soja)	Índices				0,537
	<i>Dados brutos</i>				
Sítio Novo do Tocantins (TO) original					0,785
Nascente	Índices				0,793
	<i>Dados brutos</i>				
Meio	Índices	0,774	0,910	0,842	0,780
	<i>Dados brutos</i>				
Foz	Índices				0,781
	<i>Dados brutos</i>				
Sítio Novo do Tocantins (TO), cerrado, área total		0,888	0,979	0,933	0,846

Fonte: Elaboração própria (2009).

Esse é o grande problema a afligir a exploração pecuária no Estado. Segundo a Secretaria da Agricultura e Pecuária hoje haveria cerca de 5 milhões de hectares de pastagens em processo de degradação, valor esse que significa um elevado percentual da área destinada à atividade no Estado. A grande preocupação é, não só no sentido de recuperação dessa área, como também em evitar o esgotamento de outras áreas de pastagens.

Observa-se que sob esse enfoque os resultados ora apresentados registram pior

desempenho quando comparados àqueles verificados na microbacia do Córrego Grota do Joaquim, município de Sítio Novo do Tocantins, explorada por pequenos produtores, com IPOR 0,774 e IRP 0,91 (Tabela 3.14), sugerindo-se que, pelo menos quanto à manutenção da qualidade física dos solos, a atividade econômica dos pequenos produtores resulta mais sustentável que a dos pecuaristas.

O pior desempenho fica por conta dos produtores de soja, na microbacia do Ribeirão Lajeado, onde mesmo com o uso do plantio direto, na área efetivamente plantada pela leguminosa, o índice de porosidade chega apenas a 0,277 e o de resistência à penetração alcança 0,688 (Tabela 3.14). Sob o ponto de vista desse parâmetro, o plantio de soja, na microbacia do Ribeirão Lajeado, é a menos sustentável dentre as três atividades sob análise.

3.4.2.2 Índice de Vetores de Degradação (IDEG)

3.4.2.2.1 Índice de Erosão (IERO)

O desempenho desse parâmetro foi muito bom, IERO 0,988, onde se registrou perda de solo de apenas 0,706 t ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 3.15), o que confere à atividade, nesse quesito, um grau muito bom de sustentabilidade. Isto não obstante os produtores locais não obedecerem à legislação ambiental, principalmente no que concerne à conservação de reserva legal em floresta. Assim procedendo, os valores acima referidos seriam ainda mais representativos, conforme veremos mais adiante, quando serão construídos vários cenários alternativos, envolvendo a problemática em discussão.

A explicação para o bom desempenho obtido pelo IERO é que a área sob análise está coberta com pastagens e, nesse caso, conforme OADES (1984) apud Romeiro (2004, p. 93), “como as gramíneas possuem maior densidade do sistema radicular, são eficientes no controle da erosão, uma vez que retêm as partículas do solo”. Observa-se que a perda de solo na microbacia é de 0,706 t ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 3.15), sendo considerada relativamente pequena, quando comparada à perda de solo na microbacia de Pedro Afonso, demonstrada na tabela a seguir.

Tabela 3.15 - Perda de solo, Índice de vetores de degradação e seus subíndices e Índice de manejo do solo nas microbacias estudadas

Descrição dos cenários	Perda de solo (t ha⁻¹ ano⁻¹)	IERO	IDEF	IFERT	IDEG	IMANEJ
Araguaina (TO) original	0,706	0,988	0,816	0,728	0,902	0,790
Sítio Novo do Tocantins original	5,514	0,909	0,958	0,995	0,936	0,638
Pedro Afonso original	14,507	0,761	0,671	0,659	0,723	0,533

Fonte: Elaboração própria (2009).

3.4.2.2.2 Índice do Potencial de Contaminação do Uso de Defensivos Agrícolas (IDEF)

Considerando a quase inexistência de lavouras, o volume de utilização local de defensivos é insignificante, o que resulta num IDEF de bom valor: 0,816 (Tabela 3.15).

Sob o ponto de vista desse parâmetro, percebeu-se, assim, que a exploração pecuária apresenta desempenho bem mais sustentável que o registrado no cultivo da soja, não obstante o uso, mesmo que em pequena escala, de herbicidas com alto grau de toxidez empregado no combate a ervas daninhas que costumam acometer parte das pastagens e que não são erradicadas com o processo de roçada.

O que causa preocupação nesse particular aspecto é a falta de uma tecnologia mais adequada no processo de recuperação das pastagens, feita através de lavouras, principalmente de milho, sem nenhum cuidado maior com a recomposição do solo o que de alguma forma pode contribuir, num contexto de médio a longo prazo, para seu processo de degradação, já referido anteriormente.

3.4.2.2.3 Índice de potencial de contaminação por uso de fertilizantes (IFERT)

No caso da microbacia de Araguaina o IFERT foi de 0,728 (Tabela 3.15), um bom índice, o que é de fácil explicação, considerando-se que a principal atividade nela observada centra-se na pecuária, e com índice muito baixo de consumo de fertilizantes, observando-se queda significativa na utilização desse insumo em relação ao verificado na microbacia do Ribeirão Lajeado, em Pedro Afonso, praticamente dedicada ao cultivo da soja.

3.4.2.3 Índice de manejo do solo (IMANEJ)

Conforme visto, na microbacia de Araguaina, a cobertura do solo é toda em capim, não se obedecendo a obrigatoriedade de se manter a reserva florestal legal. Não obstante isso, em decorrência da proteção dada pelo capim, seu IMANEJ é de 0,79 (Tabela 3.15), considerado limite entre o bom e o ótimo. No entanto, caso se obedecesse a provisão da devida reserva florestal, seu o valor com certeza chegaria a um nível ainda melhor.

3.4.2.4 Índice de sustentabilidade ambiental agrícola (ISAGRI)

A partir de uma média ponderada dos índices já comentados anteriormente, chegou-se ao ISAGRI 0,792 para a atividade sob análise, na microbacia do Córrego Grota Rica, em Araguaina, que representa um nível de sustentabilidade considerado limite entre o bom e o ótimo (Figura 3.5 e Tabela 3.12), segundo critério adotado nesse trabalho. Lembre-se que no caso não se fez a provisão da reserva florestal exigida pela Lei.

A esse respeito, é importante que se considere um cenário adicional ao presente caso, levando-se em conta que a reserva florestal exigida pela Lei seja obedecida, com o que se poderá medir o grau de influência da reserva legal na melhoria do ISAGRI e, por consequência, na sustentabilidade da exploração pecuária na região.

Esse e outros cenários adicionais serão construídos mais adiante como forma de melhor entendimento do problema.

Sob o ponto de vista da qualidade da água, nota-se que a ação antrópica verificada na microbacia resulta numa faixa dentro da sustentabilidade. No entanto, diante de maior pressão, o nitrogênio amoniacal pode chegar a nível mais alto, em relação ao hoje observado na foz do rio, 0,356 (Tabela 3.13), que já é significativo, e com isso comprometer a sustentabilidade da atividade ali considerada.

Esse é o mesmo caso para o IQF, que não obstante apresentar um valor razoável, 0,649, e ter um IRP de bom nível, 0,862, revela um IPOR, 0,437 (Tabela 3.14), preocupante, com a perspectiva de problemas no futuro com dificuldade no crescimento do sistema radicular, com o desenvolvimento de suas folhas, queda na produtividade, excesso de lotação nos campos, com a má qualidade no seu manejo e a consequente degradação.

Por degradação de pastagens entende-se um processo evolutivo através do qual os pastos perdem sua capacidade de apascentamento e produtividade – normalmente em vista de manejo inadequado – resultando na conseqüente queda no desempenho dos animais e sérias agressões ao solo. Não é possível a recuperação natural das áreas degradadas (MACEDO et al., 2000).

Nesse sentido, já é real e também preocupante o nível de pastagens degradadas no Estado, onde, como já referido, se estima a existência de 5 milhões de hectares nessa situação – o que reflete de forma significativa na elevação da taxa de desmatamento observado, como também na redução da capacidade de apascentamento por hectare verificada na pecuária, onde a relação unidade animal por hectare em média é relativamente baixa.

Já a questão da perda de solos na microbacia sob análise apresenta resultados não tão preocupantes, IERO 0,988 e uma perda de solo estimada em $0,71 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 3.15) e com a qualidade da água num nível de sustentabilidade também ainda aceitável, bem diferente da perda de solo registrada na área plantada com soja na microbacia do Ribeirão Lajeado de $34 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, conforme já comentado.

3.4.3 Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI) e seus subíndices extraídos da microbacia de Sítio Novo do Tocantins-TO

3.4.3.1 Índice de Estado do Ecossistema Agrícola (IEA)

3.4.3.1.1 Índice de Qualidade da Água (IQA)

Observe-se que não obstante sujeito a um volume de fertilizante e defensivo infinitamente menor que o lançado na microbacia de Pedro Afonso, o IQA médio de Sítio Novo do Tocantins, 0,670, é pior que o daquela localidade, que é de 0,727. A explicação está na importante diferença existente entre os rios que formam referidas microbacias. Enquanto o Ribeirão Lajeado, de Pedro Afonso, como já registrado anteriormente, apresenta uma vazão de $1.962,03 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, o Córrego Grota do Joaquim, no município de Sítio Novo, registra uma vazão de apenas $16,38 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Com isso, a resiliência apresentada pelo primeiro assimila bem a forte ação antrópica ali existente, o que não ocorre no caso sob análise. Observe-se que acontece uma piora pouco significativa entre o IQA registrado

na nascente do rio, 0,676 e o da sua foz, 0,658. A explicação está no fato da pequena extensão do corpo hídrico em referência, de apenas 2,5 km, e da homogeneidade da ação antrópica observada ao longo de toda sua extensão.

Como era de se esperar, o nível de fósforo total observado em toda a extensão do rio está dentro dos limites permitidos pelo CONAMA, não havendo necessidade de nenhuma correção, isto pelo fato de praticamente não se utilizar nenhum tipo de fertilizante na região.

Assim, sob o ponto de vista do IQA, observa-se que em Sítio Novo do Tocantins maior pressão na ação antrópica local pode levá-lo a um nível considerado apenas regular à luz da sustentabilidade.

3.4.3.1.2 Índice de Qualidade Física do Solo (IQF)

Nesse parâmetro a atividade rural familiar apresentou desempenho muito bom, onde o IQF é 0,84, sendo o IPOR 0,77 e o IRP 0,91, estando a agropecuária ali praticada dentro de um nível de sustentabilidade também muito bom. Não obstante toda a área ter sido desmatada e portando não se dispor de floresta que venha contribuir para se alcançar o bom índice de porosidade encontrado, presume-se que tal ocorrência deva-se ao uso do imóvel com menor pressão, principalmente em termos da quantidade de animais por área.

Acredita-se, ainda, que sua forma de exploração agrícola, praticamente de subsistência e explorada de forma empírica, ou seja, utilizando-se de processos rudimentares de produção, de alguma maneira também contribua para os resultados alcançados. Fica a sugestão de pesquisa que venha elucidar as dúvidas ora suscitadas.

3.4.3.2 Índice de Vetores de Degradação

3.4.3.2.1 Índice de Erosão (IERO)

Foram muito bons os resultados de, IERO 0,909 e perda de solo 5,514 t ha⁻¹ ano⁻¹ nesta microbacia (Tabela 3.15). No entanto, em se cumprindo a legislação ambiental no que se refere à manutenção da reserva legal, o resultado seria ainda melhor. Lembrando-se, por oportuno, que esses resultados ainda poderão ser melhorados caso se cumpram as

determinações legais quanto às restrições de uso de solo nas áreas mais inclinadas.

Outros cenários também serão criados para as condições vigentes nesta microbacia, o que permitirá, como já dito, a obtenção de maiores informações que venham esclarecer melhor as dúvidas existentes.

3.4.3.2.2 Índice do Potencial de Contaminação do Uso de Defensivos Agrícolas (IDEF)

Os pequenos produtores de Sítio Novo do Tocantins, conforme já mencionado, dedicam-se quase que exclusivamente à pequena exploração pecuária, com emprego de tecnologia rudimentar e praticamente não usando algum tipo de defensivo. Em consequência o seu IDEF alcança o significativo valor de 0,958 (Tabela 3.15), um dos mais relevantes dentre os observados neste trabalho, prestando boa colaboração para elevação do IDEG, 0,936 (Tabela 3.15) e do ISAGRI 0,783 (Tabelas 3.10).

3.4.3.2.3 Índice de potencial de contaminação por uso de fertilizantes (IFERT)

À semelhança do que ocorre na situação apontada anteriormente, em Sítio Novo do Tocantins os pequenos produtores praticamente não usam fertilizante em sua atividade. Infelizmente não por utilizarem tecnologia alternativa, mas em função mesmo de trabalharem de forma empírica. Com isso o seu IFERT alcança o significativo valor de 0,995 (Tabela 3.15).

3.4.3.3 Índice de manejo do solo (IMANEJ)

Como já foi esclarecido em outro momento, em Sítio Novo do Tocantins o uso do solo é feito através de pequenas propriedades, que se dedicam quase que exclusivamente à bovinocultura, complementada por uma agricultura de subsistência, praticada em escala muito reduzida.

É necessário recordar que na microbacia sob estudo também não se observa a manutenção da reserva florestal exigida pela Lei e as pequenas lavouras cultivadas não adotam o sistema de plantio direto. Diante desse quadro, seu IMANEJ é de apenas 0,533 (Tabela 3.15), Sob seu enfoque, a atividade praticada na região apresentaria um nível de

sustentabilidade considerado apenas regular.

Como já afirmado anteriormente, serão criados outros cenários, mais adiante, inclusive um onde o pré-requisito da reserva florestal legal seja cumprido, e, assim, que se permita estimar o valor desse parâmetro na determinação do IMANEJ e, por consequência, no ISAGRI.

3.4.3.4 Índice de sustentabilidade ambiental agrícola (ISAGRI)

Para Sítio Novo do Tocantins chegou-se ao ISAGRI 0,786 (Tabela 3.12), nível considerado bom sob o ponto de vista da sustentabilidade, levando-se em conta o modelo aqui adotado.

Seguindo-se o mesmo critério utilizado nas outras microbacias, abriu-se o ISAGRI para que fosse possível avaliar com maior nível de detalhe os seus componentes. Segue-se uma síntese dos resultados obtidos.

Com relação ao IQA, os resultados obtidos foram relativamente inferiores aos registrados em Pedro Afonso, onde havia grande pressão decorrente do alto volume de fertilizantes e defensivos lá utilizados no cultivo da soja. Já em Sítio Novo do Tocantins o uso desses insumos é praticamente nulo. A explicação provável do comportamento do índice está na capacidade de resiliência bem maior do Ribeirão Lajeado, em Pedro Afonso.

Muito bom também foi o resultado do IPOR e do IRP para a região, o que coloca a atividade dos pequenos produtores numa situação privilegiada quanto à manutenção da sustentabilidade do solo.

No mesmo sentido registrou-se excelente resultado quanto ao nível do IDEF e do IFERT, o que era de se esperar considerando-se que os pequenos produtores da região praticamente não utilizam referidos insumos.

No entanto, alguns fatos contribuíram de forma negativa nesse processo, sem os quais o índice obtido seria ainda melhor.

Primeiro registre-se a alta inclinação das terras existentes na microbacia, o que tende baixar o IERO. No entanto, essa tendência foi compensada pelo relativo pequeno tamanho da rampa, tanto assim que o IERO calculado foi de 0,855, considerado como ótimo à luz do parâmetro adotado nesse trabalho.

Outro aspecto que também pesa negativamente é o fato de toda a área disponível da

microbacia estar desflorestada, não se resguardando a reserva florestal legal, o que também contribui para a redução do IERO.

É oportuno ressaltar que, por falta de dados suficientes, é impossível efetuar-se análise estatística, envolvendo algum tipo de regressão, em qualquer dos resultados obtidos neste estudo.

3.4.4 Breves comentários concernentes a aspectos mais gerais envolvendo as três microbacias

Os pequenos produtores de Sítio Novo do Tocantins alcançaram o ISAGRI 0,786 e os pecuaristas de Araguaina ISAGRI 0,792 (Tabela 3.12), considerados de nível bom em termos de sustentabilidade, segundo o critério adotado neste trabalho. Já o ISAGRI 0,656 obtido pelos sojicultores de Pedro Afonso chega apenas ao patamar tido como regular. Registra o pior desempenho entre as três categorias de produtores objeto deste estudo.

A partir da análise dos dados observados, merece destaque os ótimos resultados alcançados com a porosidade e resistência à penetração do solo, IPOR 0,774 e IRP 0,910 na microbacia de Sítio Novo do Tocantins (Tabela 3.14) o que de fato tornou-se um diferencial, principalmente quando relacionados àqueles obtidos pelos agricultores da soja em Pedro Afonso, IPOR 0,277 (Tabela 3.14).

Esses números indicam importante diferença resultante das duas atividades. Enquanto o solo que serve de base às atividades exercidas pelos pequenos produtores apresenta altos níveis de porosidade e baixa resistência à penetração, condições favoráveis e muito importantes à prática da agropecuária.

Ocorre o contrário nos solos de Araguaina e, principalmente, em Pedro Afonso, os quais apresentam baixa porosidade e alta resistência à penetração (Tabela 3.14). Nesses, sua exploração pela agropecuária torna-se mais difícil e onerosa, e a área cultivada mais suscetível à erosão.

Tem-se, assim, um fato concreto e importante no sentido de que, nesse aspecto, a agricultura familiar é mais sustentável que a pecuária e mais ainda quanto à monocultura da soja. Acredita-se, sem uma base mais consistente de informações que possa garanti-lo, que isso ocorra face à existência de menor pressão por parte dos pequenos produtores sobre a terra, ou seja, por usarem menor quantidade de unidade animal por área; pelo uso mais frequente do pousio; pelo menor uso de máquinas pesadas; pela complexidade de

atividades exercidas no uso da terra; por motivações culturais, inclusive por encarar a terra como um meio de sobrevivência familiar para o longo prazo e não algo que dê respostas econômicas mais imediatas.

Observou-se, ante o exposto, um quadro com muitas indagações e poucas certezas, dentre estas últimas a importante verificação do diferencial resultante entre solos explorados pela monocultura da soja e, ainda, a pecuária, em relação aos solos onde se pratica a pequena produção. A ideia é de que se trata de uma questão a merecer pesquisas específicas.

Também a favor do resultado alcançado em Sítio Novo do Tocantins, existe o fato de que os pequenos produtores locais praticamente não fazem uso de defensivos e fertilizantes, o que influi bastante no nível de sustentabilidade de sua atividade, segundo o modelo aqui adotado. Do ponto de vista negativo, pesa-lhes o fato de sua área ser toda desflorestada e do não uso da técnica do plantio direto em suas lavouras.

Observando aspectos gerais do ISAGRI ainda pertinentes a Sítio Novo do Tocantins, existem, dentre outros, dois motivos externos, um favorável e outro desfavorável ao seu desempenho, e que independem da vontade dos produtores locais. Ambos são importantes na definição do volume de solo perdido.

Primeiro, que o valor da inclinação média da microbacia de Sítio Novo do Tocantins é relativamente alto, 9,8 %, que influi de forma positiva na perda de solo o que, naturalmente, é ruim sob o ponto de vista da sustentabilidade.

Por outro lado, verificou-se que o valor médio da rampa observado naquela localidade é o menor das três regiões estudadas. Esse fato, ao contrário do anterior, reduz a perda de solo, com o que se provocou certa compensação em relação à relativamente alta taxa de declividade observada. Assim, o índice da perda de solo local manteve-se dentro de um nível considerado muito bom.

Já para os pecuaristas de Araguaina, ISAGRI 0,792, que também alcançaram nível de sustentabilidade considerado bom, sob o ponto de vista agregado do índice praticamente não apresentaram nenhuma diferença em termos do valor alcançado pelos pequenos produtores de Sítio Novo do Tocantins, ISAGRI 0,786 (Tabela 3.12).

No desempenho da categoria destaca-se inicialmente seu IERO, no valor de 0,988 (Tabela 3.15), o mais alto registrado entre todos os outros. Nessa conquista foram importantes alguns fatores externos à vontade dos produtores.

O primeiro deles a taxa de declividade observada na microbacia, num valor percentual razoável, 7,20 %, aliada a um valor de rampa de tamanho relativamente pequeno, 605,14 m, o que resultou em condições favoráveis a se minimizar a perda de solo. De fato, considerando-se esses e outros elementos também externos, como erodibilidade, erosividade, estrutura do solo e ainda outros de responsabilidade dos pecuaristas como, por exemplo, o fato da área da microbacia praticamente encontrar-se toda coberta com capim, tudo isso influenciou positivamente o IERO e, portanto, o baixo índice de perda de solo verificado, favorecendo, sob esse aspecto, a sustentabilidade da exploração pecuária naquela região.

Ressalva-se, é claro, que o uso do capim, em termos de potencial para perdas de solo, leva vantagem em comparação a um quadro em que a terra esteja sem cobertura. Naturalmente que, sob esse enfoque, o ideal seria o solo coberto com a floresta original, quando a perda seria mínima.

Por outro lado, dadas as características locais da atividade, dentre elas o provável alto número de animais apascentados por área; a deficiência no manejo das pastagens, inclusive a forma inadequada de sua recuperação, ocorre uma elevação no seu IPOR 0,437 (Tabela 3.14), que se torna fator preocupante para o futuro, diante da perspectiva de elevação do seu IRP e de, posteriormente, se tornarem degradadas.

Esse valor assusta mais quando se considera o alto percentual de pastagens degradadas existentes no Estado. Assim, atualmente, grande parte da área total do Estado destinada à pecuária encontra-se degradada ou em processo de degradação.

Sob o aspecto acima aludido, a exploração pecuária nas condições hoje praticadas não seria sustentável, cabendo às autoridades e pecuaristas maior atenção no que se refere ao desenvolvimento de técnicas e práticas que venham dar sustentabilidade ao processo.

Analisando-se o resultado obtido pelos sojicultores de Pedro Afonso, ISAGRI 0,656 (Tabela 3.12), como já afirmado anteriormente, considera-se, na visão agregada do índice, seu valor como bom, de conformidade com os parâmetros assumidos nesse trabalho. No entanto, observou-se ser o pior resultado obtido dentre os três pesquisados, significando que a atividade daqueles agricultores detém o pior nível de sustentabilidade, em comparação à atividade dos pequenos produtores de Sítio Novo do Tocantins, que assumem o melhor desempenho, juntamente com os pecuaristas de Araguaina. Não obstante o resultado alcançado considerado bom, ao se analisar o interior do índice,

observa-se, como visto, certos aspectos preocupantes, que chegam a ameaçar a sustentabilidade daquela atividade.

Um dos mais graves está no fato de que na área plantada de soja registra-se o pior índice de porosidade dentre as três regiões objeto desse estudo, IPOR 0,277 (Tabela 3.14), acompanhado de um índice de resistência à penetração, IRP 0,688 (Tabela 3.14), apenas regular.

Esses valores influenciam diretamente na maior dificuldade para infiltração da água; no aumento do volume de escoamento superficial de águas; na maior perda de solo; no assoreamento de corpos hídricos e nas conseqüentes dificuldades de desenvolvimento das plantas e queda na produtividade agrícola, dentre outros.

Outro aspecto também muito sério é que, em vista do alto volume de fertilizantes utilizados no plantio, comprovou-se que a partir do plantio da safra até o mês de agosto ocorre a presença de excesso de fósforo total nas águas do Ribeirão Lajeado, que corre no centro da área plantada, em toda sua longitude.

Os valores daquele elemento estão em desconformidade com a resolução CONAMA no 274, de 2000 (BRASIL, 2010) – Tabela 3.4. Como já dito, o grande risco é de que a junção do excesso de fósforo total com o de nitrogênio pode levar a eutrofização, principalmente em locais de água parada, provocando o aparecimento e crescimento de algas, falta de oxigênio da água, que se torna insalubre, mortandade de peixes, mais redução do oxigênio e maior nível de insalubridade, ou seja, um desastre ecológico.

O perigo é de que, havendo crescimento desordenado da área explorada na região, sem controle rigoroso por parte das autoridades competentes, poderá ocorrer dano ambiental muito sério, com a contaminação da água. Nesse sentido, como visto anteriormente, a informação que se tem é de que a BUNGE pretende ali explorar cerca de 33.000 ha com o plantio de cana-de-açúcar. Planeja-se ampliar referido plantio sem a ocorrência de novas derrubadas, utilizando-se apenas áreas já abertas anteriormente, hoje ocupadas com pastagens e até mesmo com cultivo de soja. Ainda não se deu conhecimento público de maiores detalhes da operação. No entanto, ao que tudo indica nem toda a área a ser explorada estará dentro da microbacia sob estudo, mas boa parte sim.

Hoje as lavouras sob a influência da microbacia do Ribeirão Lajeado, ocupando uma área de 17.078,55 ha, sendo 15,154,41 ha com o plantio de soja e 1.919,14 ha com mudas de cana de açúcar, utilizam-se de cerca de 5.686,18 t de fertilizantes. Com o projeto

de elevação da área plantada, haveria um acréscimo de mais 4.000 t de fertilizante lançado na região, o que equivaleria a um aumento de aproximadamente 70 % na quantidade usada do referido insumo.

Para um quadro que hoje já inspira cuidados no que se refere ao excesso de fósforo, de fato, a situação merece atenção. É de se considerar, no entanto, que nem toda a área a ser plantada com a cana de açúcar pertence à microbacia do Ribeirão Lajeado, não obstante está ligado a ela. No entanto, isto não é motivo suficiente para o arrefecimento das preocupações, uma vez que a situação atual já é séria e que, de qualquer forma, parte da área plantada será na microbacia sob estudo, caso se concretize o projeto em implantação.

Assim, ao se considerar os indicadores ora focalizados, a sojicultura na região já apresenta sérios aspectos de insustentabilidade e que merecem cuidados especiais das áreas competentes do Estado, dos próprios produtores, e da sociedade civil no exercício do controle social. Nesse contexto é imprescindível o desenvolvimento de técnicas e manejos que venham compatibilizar crescimento com respeito ao meio ambiente.

A essa altura talvez não assuste tanto as posições, até certo ponto relativamente extremas, de Solow, que servem de base à teoria ambiental neoclássica, envolvendo a relação entre tecnologia e a substituição de ativos ambientais por ativos construídos. Aqui também se pensa na tecnologia como forma de resolver os pontos, ou parte deles, considerados como causadores de impactos ambientais negativos ao longo desta análise, só que respeitados os princípios básicos da sustentabilidade.

3.4.4.1 Discussão de particularidades pertinentes ao ISAGRI referente a vinte e sete cenários hipotéticos montados para as três microbacias estudadas

A tabela 3.16 apresenta os valores de ISAGRI, IQA, IPOR, IRP, IQF, IEA, IERO, IDEF, IFERT, IDEG, IMANEJ e perda de solo relativos a cada um dos vinte e sete cenários montados para as microbacias situadas nos três municípios objeto de estudo.

Para facilidade de entendimento, procedeu-se aos comentários, a seguir, sobre os resultados apresentados pelos cenários que chamam mais a atenção.

3.4.4.1.1. Discussão de resultados envolvendo Pedro Afonso-TO

De início, analisou-se o cenário no qual ocorre o plantio convencional e a área plantada é aquela prevista em lei, no que se refere à constituição da reserva florestal. Recorde-se que a exigência legal – RL para a região é de que se mantenha 35 % do cerrado nativo, mais as Áreas de Preservação Permanente (APP's). Nesse caso a perda de solo é de $26,357 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, observando-se, o mais grave, que o ISAGRI é de apenas 0,466, o que torna eventual realização do referido cenário insustentável (Tabela 3.16 e Figura 3.6).

Seguindo-se a novo cenário, compara-se a seguir o resultado da hipótese anterior com o de outra onde, na mesma área, ao invés do plantio convencional, fosse aplicada a técnica do plantio direto. Aí então a perda seria de $22,595 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 3.16), ocorrendo uma queda na perda de solo de $3,76 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ quando se opta pelo plantio direto em lugar do convencional o que, em termos percentuais, equivale a 14,27 %. Haveria ligeira elevação no ISAGRI, que passaria para 0,492 (Tabela 3.16) . No entanto o novo cenário continuaria na faixa da insustentabilidade.

A seguir destacou-se o cenário onde não se respeita a legislação ambiental, não havendo a constituição de reserva legal, ou seja, acontece o cultivo em toda a área existente. Nesse caso, se o plantio ocorrer na forma convencional, a perda de solo é de $40,514 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 3.16), quando o ISAGRI atingiu o menor valor observado dentre todos os cenários projetados, ou seja, 0,291, o que o torna detentor do pior índice de sustentabilidade.

Por outro lado, tratando-se de plantio direto, a perda caiu para $34,726 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e o ISAGRI foi de 0,332, pouco mais elevado que o anterior e, no entanto, ainda dentro da faixa de insustentabilidade (Tabela 3.16). NA presente situação observou-se uma redução de $5,788 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de um sistema para o outro, o que equivale em termos percentuais a uma queda de 14,29 % na perda de solo por $\text{t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

O que interessa evidenciar aqui é a situação de fato existente em Pedro Afonso, nas condições atuais, onde a perda média ponderada encontrada para a região foi de apenas $14,507 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, considerando-se a ocorrência de plantio direto, associado à existência de uma reserva florestal cobrindo 57,4 % da área, ou seja, 22,4 % superior ao exigido pela Lei, comparada ao quadro previsto nesse cenário.

Tabela 3.16 - Cenários hipotéticos de ocupação do solo para as três microbacias estudadas

Descrição dos cenários	ISAGRI											Perda de Solo
		IQA	IPOR	IRP	IQF	IEA	IERO	IDEF	IFERT	IDEG	IMANEJ	(t ha ⁻¹ ano ⁻¹)
Pedro Afonso original	0,656	0,727	0,572	0,836	0,704	0,712	0,761	0,671	0,659	0,723	0,533	14,507
Pedro Afonso substituindo área de soja por pastagens	0,802	0,727	0,437	0,862	0,649	0,675	0,938	0,927	0,886	0,925	0,805	3,759
Pedro Afonso substituindo área de soja por agricultura familiar	0,817	0,727	0,774	0,910	0,842	0,804	0,941	0,974	0,975	0,954	0,694	3,610
Pedro Afonso soja plantio convencional obedecendo à lei	0,466	0,727	0,277	0,688	0,482	0,564	0,566	0,381	0,381	0,492	0,341	26,357
Pedro Afonso soja plantio direto obedecendo à lei	0,492	0,727	0,277	0,688	0,482	0,564	0,628	0,381	0,381	0,529	0,383	22,595
Pedro Afonso pastagens obedecendo à lei	0,837	0,727	0,437	0,862	0,649	0,675	0,973	0,880	0,823	0,924	0,912	1,659
Pedro Afonso agricultura familiar obedecendo à lei	0,827	0,727	0,774	0,910	0,842	0,804	0,977	0,972	0,997	0,980	0,697	1,369
Pedro Afonso soja plantio convencional área total	0,291	0,727	0,277	0,688	0,482	0,564	0,333	0,048	0,048	0,219	0,091	40,514
Pedro Afonso soja plantio direto área total	0,332	0,727	0,277	0,688	0,482	0,564	0,428	0,048	0,048	0,276	0,156	34,726
Pedro Afonso pastagens área total	0,843	0,727	0,437	0,862	0,649	0,675	0,959	0,816	0,728	0,884	0,970	2,518
Pedro Afonso agricultura familiar área total	0,804	0,727	0,774	0,910	0,842	0,804	0,966	0,958	0,995	0,970	0,638	2,071
Pedro Afonso cerrado área total	0,890	0,727	0,888	0,979	0,933	0,865	0,999	1,000	1,000	0,999	0,805	0,065
Araguaina soja plantio convencional obedecendo à lei	0,531	0,756	0,277	0,688	0,482	0,574	0,878	0,381	0,381	0,679	0,341	7,391
Araguaina soja plantio direto obedecendo à lei	0,549	0,756	0,277	0,688	0,482	0,574	0,896	0,381	0,381	0,690	0,383	6,336
Araguaina pastagens obedecendo à lei	0,835	0,756	0,437	0,862	0,649	0,685	0,992	0,880	0,823	0,936	0,884	0,465
Araguaina agricultura familiar obedecendo à lei	0,833	0,756	0,774	0,910	0,842	0,813	0,994	0,972	0,997	0,990	0,697	0,384
Araguaina soja plantio convencional área total	0,390	0,756	0,277	0,688	0,482	0,574	0,813	0,048	0,048	0,507	0,091	11,361
Araguaina soja plantio direto área total	0,417	0,756	0,277	0,688	0,482	0,574	0,840	0,048	0,048	0,523	0,156	9,738
Araguaina original	0,792	0,756	0,437	0,862	0,649	0,685	0,988	0,816	0,728	0,902	0,790	0,706
Araguaina agricultura familiar área total	0,812	0,756	0,774	0,910	0,842	0,813	0,990	0,958	0,995	0,985	0,638	0,581
Araguaina Cerrado área total	0,893	0,756	0,888	0,979	0,933	0,874	1,000	1,000	1,000	1,000	0,805	0,038
Sítio Novo soja plantio direto obedecendo à lei	0,362	0,670	0,277	0,688	0,482	0,545	0,010	0,381	0,381	0,158	0,383	60,099
Sítio Novo do Tocantins pastagens obedecendo à lei	0,822	0,670	0,437	0,862	0,649	0,656	0,928	0,880	0,823	0,898	0,912	4,357
Sítio Novo do Tocantins agricultura familiar obedecendo à lei	0,813	0,670	0,774	0,910	0,842	0,785	0,941	0,972	0,997	0,958	0,697	3,584
Sítio Novo pastagens área total	0,823	0,670	0,437	0,862	0,649	0,656	0,890	0,816	0,728	0,842	0,970	6,703
Sítio Novo do Tocantins original	0,786	0,670	0,774	0,910	0,842	0,785	0,909	0,958	0,995	0,936	0,638	5,514
Sítio Novo do Tocantins cerrado área total	0,883	0,670	0,888	0,979	0,933	0,846	0,997	1,000	1,000	0,998	0,805	0,173

Fonte: Elaboração própria(2009).

Com isso evidenciou-se uma diferença equivalente a $26,007 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, a menor, quando o cenário for de plantio convencional e de $20,219 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, conforme deduzido dos dados apresentados na Tabela 3.16, no caso em que já se preveja um quadro de plantio direto. A partir desses números, que são significativos, resta muito clara a necessidade do cumprimento rigoroso da Lei ambiental que trata da reserva florestal, inclusive no que se refere às restrições estabelecidas quanto aos declives do solo, como também quanto à utilização do sistema de plantio direto.

O próximo cenário assume a hipótese de que, em Pedro Afonso, se faça o plantio de pastagens, obedecendo-se a Lei ambiental quanto ao estabelecimento da reserva florestal. Nesta circunstância resulta uma perda de solo de $1,659 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de perda de solo (Tabela 3.16). Como visto anteriormente, na mesma área cultivando-se a soja, à base do plantio direto, a perda é de $22.595 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 3.16). Esse resultado mostra a expressiva diferença entre as duas atividades em relação a esse quesito.

Por último, observa-se o cenário que prevê a prática da agricultura familiar em Pedro Afonso, no lugar do cultivo de soja, também na área existente, com observância da área de reserva legal. Nesse caso, a perda de solo foi de $1.369 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 3.16), resultado menor, porém muito próximo do verificado quando da implantação de pastagens na área da soja que, conforme visto acima, registraria uma perda de $1.659 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 3.16). Assim, fica consignada a grande diferença observada na perda de solo, quando se compara a atividade pecuária e de pequenos produtores com a agricultura empresarial.

3.4.4.1.2 Discussão de resultados envolvendo Araguaina-TO

De início, admitiu-se o cenário onde permanece o plantio de pastagem, no entanto, com obediência da reserva florestal exigida pela Lei. Nesse caso a perda de solo foi de $0,465 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. No entanto, sabe-se que a região está toda coberta de pastagens, salvo faixa sem expressão econômica eventualmente cultivada com o objetivo de recuperação da própria pastagem. Ou seja, com o quadro original, a perda de solo é de $0,706 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 3.16). Assim, pela não observância da reserva florestal legal ocorre uma perda adicional de $0,241 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 3.16), ou seja, 51,83 % além do que aconteceria desde que obedecida a Lei.

De acordo com os resultados já apresentados, observou-se que o plantio de pastagem em Pedro Afonso, respeitada a reserva florestal legal, resulta numa perda de solo de $1,659 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. No entanto, em Araguaina, o cultivo de pastagem, também se respeitando a reserva legal, provoca uma perda de solo de apenas $0,465 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Portanto, a exploração pecuária na microbacia sob estudo em Araguaina gera uma perda de solo, a menor, do que a que ocorreria em Pedro Afonso, caso lá se plantasse capim, de $1,194 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 3.16), ou seja, Pedro Afonso teria uma perda de solo 256,77 % a mais que Araguaina.

A causa principal desse diferencial estaria no valor da rampa de Pedro Afonso que chega a 2.245,54 m, enquanto a registrada em Araguaina é de 605,14 m. Essa diferença seria ainda maior não fosse parcialmente compensada pela declividade do solo em Araguaina, de 7,20 %, maior que a de Pedro Afonso, que é de 4,10 %.

Agora considerando-se o cenário que prevê o plantio de soja na microbacia de Araguaina, com a utilização do sistema de plantio direto e mantendo-se a reserva florestal exigida pela Lei, nesse contexto, a perda de solo é de $6,336 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e o ISAGRI é 0,549 (Tabela 3.16). Observe-se que nestas condições, em Pedro Afonso, a perda é de $22,595 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 3.16) o que significa tratar-se de uma situação considerada de sustentabilidade apenas regular (Fig. 3.6). Assim, no caso, em Pedro Afonso verificou-se uma perda de solo, em relação ao que se observaria em Araguaina, de $16.259 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ por cada hectare plantado, no ano. Em termos percentuais, o acréscimo é de 256,61 %, o que representa um valor extremamente significativo.

Mais uma vez, o motivo maior desta diferença está principalmente no tamanho da rampa observado em Pedro Afonso, com valor bem superior ao das demais microbacias objeto desse estudo, e que influencia a elevação da quantidade de solo perdido. De qualquer forma, sob o ponto de vista desta variável, a recomendação seria de se plantar soja na microbacia de Araguaina.

Registre-se, por oportuno, dois cenários onde se prevê o plantio de soja na área total, com completa desobediência à lei que define a reserva florestal. No primeiro caso o plantio dá-se na forma convencional, o que implica num ISAGRI de 0,390. No outro, ocorre o sistema de plantio direto, onde o ISAGRI é de 0,417. Como se observou, em ambos os cenários chegou-se a um resultado de insustentabilidade.

Por último, considerou-se o cenário que prevê a implantação da agricultura familiar

na região, com a observância da devida reserva florestal. Nesse caso a perda de solo prevista é de apenas $0,384 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 3.16). Lembrando-se que, nesta circunstância, na microbacia de Sítio Novo do Tocantins, a perda de solo observada é de $3,584 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 3.16), ou seja, à luz desta variável seria muito mais eficiente que os pequenos produtores se estabelecessem em Araguaina, onde causariam uma perda de solo significativamente menor do que a verificada em Sítio Novo do Tocantins.

A razão principal desta diferença está no valor bem mais acentuado da inclinação do solo observada em Sítio Novo do Tocantins, 9,8 % frente a 7,2 % registrada em Araguaina e 4,2 % em Pedro Afonso. Naturalmente, quanto maior a inclinação, maior a perda.

3.4.4.1.3 Discussão de resultados envolvendo Sítio Novo do Tocantins

O primeiro cenário ora proposto foi de que se cultive a soja em Sítio Novo do Tocantins à base do plantio direto e obedecendo-se a constituição da devida reserva florestal. Dessa tabela resultou uma perda de solo de $60,099 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e o ISAGRI de 0,362 (Tabela 3.16) a maior perda prevista em todas as simulações projetadas nesse trabalho, resultando numa situação de insustentabilidade (Figura 3.6)

Em Pedro Afonso esse valor caiu para $22,595 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 3.16) e em Araguaina reduziu-se a apenas $6,336 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 3.16), tornando-se como já afirmado, o local mais indicado, sob o ponto de vista do IERO, para o cultivo de soja. Por outro lado, como se observou, a pior indicação ficaria para Sítio Novo do Tocantins, tornando-se praticamente insustentável o cultivo da leguminosa em sua microbacia.

Outro cenário interessante também aqui projetado foi no sentido de que se ajustasse a pastagem existente na região de maneira que se constitua a devida reserva florestal. Nesse caso a perda de solo seria de $4,357 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 3.16). Por outro lado, cultivando-se pastagem em toda a área, como praticamente ocorre naquela localidade, a perda de solo eleva-se para $6,703 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, o que equivale a um aumento de 53,84 % no volume de solo perdido.

Ao concluir esta discussão, dois aspectos devem ser ressaltados. Primeiro que um parâmetro ou indicador poderia sugerir a insustentabilidade de uma ação ou, ao contrário, que ela seja sustentável. No entanto, deve-se ter todo cuidado, pois outras variáveis

também deveriam ser consideradas antes de uma definição. Essa observação é aplicável, por exemplo, quando se analisou os diversos componentes que formam a EUPS.

Segundo, por falar nessa equação, fica aqui uma observação em vista dos elementos C e P hoje formulados a partir de uma realidade que não é a mais compatível com a prática vivenciada por nossos pequenos produtores. Por isso aqui fica sugestão para realização de futuras pesquisas que venham estabelecer parâmetros mais adequados à formulação dos referidos elementos.

3.4.5 Vida útil do solo: projeções de sustentabilidade

Objetivando conferir um sentido de dinâmica a esta análise, a ideia foi de projetar-se no tempo a quantidade de anos necessária para que, diante da perda de solo prevista para as regiões sob estudo e admitindo-se a hipótese de que não haveria nenhum tipo de reposição, referida perda chegue ao nível de 200 mm. No entanto, em função da falta de dados necessários, não foi possível a montagem de uma curva de regressão devida. Assim, só nos coube apelar para uma forma mais rudimentar que nos fornecesse essa projeção.

De início, utilizou-se da história da implantação do município de Pedro Afonso, onde se registrou que até a década de 1940 o cerrado local praticamente permanecia intocado, ou seja, era minimamente alterado, mantendo-se a presença da cobertura vegetal natural. A partir de então começou a implantação das primeiras fazendas dedicadas à pecuária, onde historicamente implementou-se a substituição do cerrado pelas pastagens extensivas. A região permaneceu sob a égide da pecuária até meados da década de 1990, quando se iniciou ao período de cultivo da soja, que chega aos dias atuais.

Assim, têm-se os seguintes parâmetros: análise da perda de solos na área de cerrado não alterada, onde se assenta a tribo dos Xerentes, que é a primeira etapa da microbacia do Ribeirão Lajeado, objeto deste estudo. Ai tomou-se como o ponto zero para nossa projeção, equivalendo-se ao ano 1940.

O segundo ponto deu-se a partir do cálculo da perda solo feito para a área de cerrado, ainda hoje formada em pastagens, na microbacia do Córrego Grota Rica, em Araguaína. Trata-se de uma *proxy* que representa a fase da pecuária vigente em Pedro Afonso de 1940 a 1995.

O terceiro ponto é dado pelo cálculo da perda de solo estimada para a soja em Pedro Afonso nos dias atuais. Representa um espaço no tempo entre 1995 e 2010.

Considere-se, ainda, que o ponto assumido em Sítio Novo do Tocantins representa a perda de solo em face da atividade dos pequenos produtores e, o utilizado em Araguaína, a dos pecuaristas. Naturalmente Pedro Afonso responde pela atividade pertinente ao plantio da soja.

Acrescente-se, ainda, que na década de 1940 começou a derrubada dos cerrados locais. Ou seja, ali dá-se o ponto zero de nossa futura reta, até onde a perda de solo teria sido mínima, estimada em $0,065 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. A partir de então, a área em forma de pastagem estaria sujeita a uma perda anual de $0,706 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, até 1995, quando começa a implantação da soja na região. A partir daí a queda sobe para $14,507 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Lembre-se que os valores ora citados já são de nosso conhecimento, conforme informado anteriormente.

A partir dos pontos e das informações comentados é que foram projetadas as retas expostas na figura 3.8, que nos fornece um indicativo, mesmo que elementar, do tempo necessário para que a perda de solo elimine a camada inicial de 200 mm do solo, nas três microbacias estudadas.

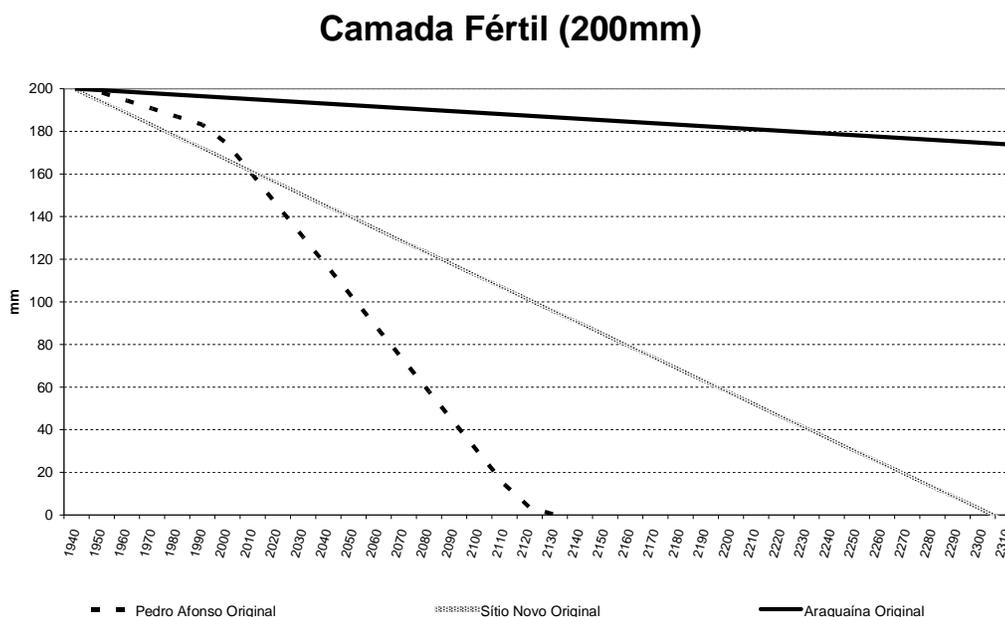


Figura 3.8 - Camada Fértil Fonte: Elaboração Própria (2009).

O gráfico demonstra a perda da camada útil ou fértil do solo ao longo do tempo e, mesmo que empiricamente, desperta uma grande preocupação quanto à manutenção do sistema produtivo encontrado na microbacia de Pedro Afonso, onde a camada inicial do solo fértil estaria exaurido por volta do ano de 2130.

A visualização da reta que representa a perda de solo para o caso da lavoura de soja dada sua inclinação sugere ser significativa a velocidade com que ocorre a perda nesta atividade.

No caso das atividades previstas para pequenos produtores e pecuaristas e esse processo dar-se-ia num prazo maior. A previsão seria que a camada inicial do solo chegaria à exaustão, aproximadamente no ano de 2310 e 4780, respectivamente.

Ressalta-se que cerca de 75 % do sistema radicular que efetivamente busca a absorção de água e nutrientes se encontra nas camadas superficiais onde se concentram os elementos vitais para a manutenção da vida vegetal e de sua produtividade.

3.5 CONCLUSÕES

3.5.1 Pequenos produtores de Sítio Novo do Tocantins-TO e o ISAGRI

De conformidade com os resultados apresentados pelo ISAGRI, a atividade exercida pelos pequenos produtores radicados na microbacia do Córrego Grota Rica, em Sítio Novo do Tocantins, juntamente com a dos pecuaristas de Araguaina, são as que apresentam os melhores índices de sustentabilidade, isto frente ao outro sistema de produção rural praticado no Estado, ou seja, o sistema voltado à monocultura da soja. O índice encontrado pelos pequenos produtores foi de 0,786 – alcançando o nível bom, considerando-se o parâmetro adotado nesse trabalho.

Esse resultado indica que a ação antrópica praticada pelos referidos produtores ainda se encontra num nível de sustentabilidade aceitável, com isso confirmando-se a hipótese a respeito assumida no trabalho, na qual se prevê ser sustentável a relação dos pequenos produtores, no exercício de sua atividade produtiva, com o meio ambiente. O resultado mostra o sistema produtivo praticado pelos pequenos produtores como um dos mais sustentáveis, sob o ponto de vista ambiental.

No entanto, é importante que se leve em conta os aspectos particulares que no conjunto dão a conformação final do índice, inclusive comentários relativos a suas eventuais limitações, que já foram abordados nas discussões apresentadas anteriormente, para que se possa fazer melhor juízo a respeito do assunto.

3.5.2. Pecuaristas de Araguaina-TO e o ISAGRI

No que se refere à ação dos pecuaristas e seu reflexo no meio ambiente, o índice de sustentabilidade encontrado para a microbacia de Araguaina (TO) – ISAGRI 0,792 – foi quase igual ao alcançado pelos pequenos produtores de Sítio Novo do Tocantins, naturalmente que apresentando diferenças apreciáveis quando se analisa a estrutura interna de cada um.

À semelhança do caso anterior, de acordo com o parâmetro assumido neste trabalho, os efeitos negativos sobre o meio ambiente produzidos pelos pecuaristas, no exercício de sua atividade, estão dentro de uma faixa considerada boa, sob o ponto de vista da sustentabilidade. Dessa forma nesse quesito também se confirma a hipótese assumida no trabalho de que a atividade dos pecuaristas é sustentável ambientalmente.

Uma das preocupações anotadas quanto aos riscos inerentes a essa atividade é o de se chegar à degradação das pastagens e dos solos, mal que efetivamente ocorre no Estado com grande prejuízo para sua economia.

Esse risco pode decorrer do pisoteio animal, do manejo mal aplicado, dentre outros, o que leva à redução do índice de porosidade e ao aumento da resistência à penetração, daí em prejuízo do desenvolvimento das pastagens, redução contínua em sua capacidade de apascentamento, à erosão e, por fim, à degradação.

O quadro atual já causa certo nível de preocupação, tendo em vista o baixo índice de porosidade observado na microbacia, IPOR 0,437. Resultados bem melhores, para o IPOR, sugerem que esse quadro no caso dos pequenos produtores de Sítio Novo do Tocantins não apresenta a mesma gravidade, talvez pelo fato de sua exploração do solo dá-se de forma menos intensiva, inclusive com alocação de um menor número de animais por área e à intercalação de outros produtos nas áreas cultivadas.

3.5.3 Sojicultores de Pedro Afonso-TO e o ISAGRI

Dos três sistemas de produção analisados neste estudo o que merece maiores cuidados é o praticado pelos sojicultores. O valor do ISAGRI 0,656 encontrado para medir a sustentabilidade do seu processo produtivo é o mais baixo, não obstante ainda se encontrar numa faixa de sustentabilidade classificada como boa. Assim, também se confirma a hipótese de trabalho que previa tratar-se de uma atividade ambientalmente sustentável.

Por outro lado, coloca-se a preocupação com o índice muito baixo de porosidade encontrado na área de plantio da leguminosa, IPOR equivalente a 0,277.

Como já dito anteriormente, trata-se de valor preocupante, principalmente considerando-se que os produtores locais já adotam certos cuidados de proteção do solo, como a prática do plantio direto e, não obstante, registrar-se um IPOR tão baixo.

O temor é de que possa haver no futuro elevação do índice de resistência à penetração do solo; que haja menor absorção de água; que haja aumento na força da correnteza da água de chuva, com maior carreamento de solo, tudo isso prejudicando a produção e a produtividade agrícola.

Outra preocupação também muito séria é com a presença de fósforo nas águas do Ribeirão Lajeado, com teor acima do permitido pelo CONAMA (Tabela A1.27), por período prolongado, com o agravante da construção de uma represa a jusante da região de plantio onde, como já dito anteriormente, pode acontecer um processo de eutrofização.

É importante lembrar que o referido rio corta toda a área de plantio da soja considerada nesse trabalho. Desta forma, é de se observar que em decorrência das preocupações aqui expressas, torna-se importante registrar que se admite o sistema de produção voltado para o plantio de soja como sustentável, feitas as ressalvas ora apontadas.

4 VALORAÇÃO ECONÔMICA DE RECURSOS AMBIENTAIS

4.1 INTRODUÇÃO

O presente capítulo cuida da valoração das externalidades negativas e do custo de reposição do solo decorrentes das atividades agropastoris ocorridas nas microbacias do Ribeirão Lajeado, em Pedro Afonso, do Córrego Grota Rica, em Araguaina, e do Córrego Grota do Joaquim, em Sítio Novo do Tocantins.

No caso são valoradas as perdas sofridas pela natureza em decorrência das ações antrópicas – objeto das análises efetuadas no capítulo anterior, quando se definiu o grau de sustentabilidade pertinente a referidas ações, por meio do Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI), considerando-se os níveis de agressão impostos ao solo e às águas. Em paralelo, são consideradas as diversas situações envolvendo os cenários tratados naquele capítulo.

4.2 OBJETIVOS

4.2.1 GERAL

a) Valorar as externalidades negativas, possíveis, como também os custos de reposição das perdas de solo, decorrentes da ação antrópica ocorrida nas microbacias sob análise.

4.2.2 Específico

a) Valorar as possíveis externalidades negativas provenientes da contaminação e do assoreamento dos leitos dos mananciais hídricos que compõem as áreas sob estudo; e, também, valorar os custos de reposição das perdas de solo, todas decorrentes da ação antrópica ocorrida nas microbacias do Ribeirão Lajeado, em Pedro Afonso; do Córrego Grota Rica, em Araguaina e do Córrego Grota do Joaquim, em Sítio Novo do Tocantins. Referido procedimento estende-se aos diversos cenários considerados neste estudo.

4.3 HIPÓTESE RELATIVA À VALORAÇÃO

Os custos de reposição que permitam uma volta, mesmo que parcial, ao estado inicial do solo, anterior ao da ação antrópica, somados aos custos de produção, são menores do que o valor dos bens produzidos. Expectativa válida para os resultados previstos nos três sistemas produtivos objeto deste estudo.

Retrata-se a seguir alguns métodos considerados, de alguma forma, apropriados para o processamento da valoração proposta.

4.4 MATERIAL E MÉTODOS

4.4.1 MÉTODOS DE VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS RECURSOS AMBIENTAIS: ALGUNS COMENTÁRIOS

A valoração dos bens e serviços ambientais tem exercido um papel importante dentro do contexto ambiental, principalmente quando se refere à avaliação de danos que lhes foram causados. Serve especialmente como instrumento de estimação para tomada de decisão dos gestores públicos.

Observa-se que o surgimento de externalidades negativas para a população origina-se na maioria das vezes no próprio caráter público e no livre acesso das pessoas aos recursos ambientais, corroborando para isso a ausência de preço definido no mercado ambiental, o que pode tornar seu uso abusivo e indiscriminado, não permitindo a internalização dos custos ambientais pelos agentes.

Para Campanhola e Rodrigues (1997), as externalidades negativas têm sua valoração conforme o grau de importância do bem ambiental perdido ou deteriorado no ambiente. Nesse sentido, cita-se o caso da erosão do solo, quando a valoração dar-se-á considerando-se os nutrientes nele contidos e que foram perdidos, ou, ainda, em casos em que a área torna-se inapta para a agricultura, quando ela ocorre com a utilização do valor de mercado da área danificada.

Segundo Schweitzer (1990), é essencial que se proceda à valoração ambiental objetivando a contenção da degradação dos recursos naturais, de forma a impedir que eles alcancem os limites da irreversibilidade.

A existência de propostas para que os agentes econômicos mensurem e

internalizem os custos da degradação, através da precificação dos recursos naturais, é uma evidência bastante abordada pela literatura na área de políticas ambientais na atualidade. Em razão dos custos da deterioração dos recursos naturais não serem contabilizados nos processos econômicos e, para que esses recursos continuem produtivos, um preço terá que ser agregado.

Pearce; Turner (1991) consideram que a falta de precificação no mercado ambiental proporciona uma maior demanda de determinado ativo ambiental, ao contrário do que se tivesse um preço positivo. Afirma que isso coloca em risco a capacidade de sustentação do ecossistema.

Para Marques; Comune (1996) o fato de a maioria dos ativos ambientais não possuir substitutos e a inexistência de sinalização de “preços” para seus serviços provoca a distorção quanto à percepção dos agentes econômicos. Para os autores isso leva a falhas de mercados e provoca, por conseguinte, uma divergência entre “custos privados e sociais”.

Motta (1997) considera que estimar o valor econômico de recursos ambientais é obter o valor monetário destes em relação aos outros bens e serviços disponíveis na economia, conforme afere-se em seu texto:

A tarefa de valorar economicamente um recurso ambiental consiste em determinar quanto melhor ou pior estará o bem-estar das pessoas devido a mudanças na quantidade de bens e serviços ambientais, seja na apropriação por uso ou não (MOTTA, 1997, p. 13).

O estudioso Pearce (1993) explica que um dos objetivos dos métodos de valoração é estimar os valores econômicos para os recursos naturais, simulando um mercado hipotético para estes bens que não possuem um preço definido. Não se trata de transformar um bem ambiental num produto de mercado, mas de mensurar as preferências dos indivíduos sobre as alterações em seu ambiente.

A literatura científica referente aos métodos de valoração econômica dos recursos naturais não estabelece um padrão universalmente aceito para classificação de todos aqueles existentes. Razão pela qual alguns pesquisadores procuram obter o valor do recurso diretamente sobre as preferências das pessoas, utilizando, para tanto, mercados hipotéticos ou de bens complementares para chegarem à Disposição a Pagar (DAP) dos indivíduos – estes são os métodos diretos. Por outro lado, os denominados métodos indiretos procuram alcançar o valor do recurso através de uma função de produção que

relacione o impacto das alterações ambientais a produtos com preços no mercado.

De acordo com Motta (1997), Os métodos de valoração classificam-se como: métodos da função de produção e métodos da função de demanda.

Os métodos de valoração diretos ou de função de demanda apresentam a seguinte composição: preços hedônicos, custo de viagem e de valoração contingente. Eles podem ser divididos em dois subgrupos. O primeiro é representado pelo método de valoração contingente, que simula um mercado hipotético para captar diretamente a disposição a pagar ou a receber das pessoas para o bem ou serviço ambiental. O segundo, formado pelos métodos de preços hedônicos e custo de viagem, procura obter indiretamente a disposição a pagar ou a receber dos indivíduos através de um mercado de bens complementares.

O método de valoração contingente utiliza o processo de perguntar às pessoas o quanto elas estariam dispostas a pagar pela restauração ou preservação do ambiente ou quanto estariam dispostas a receber como compensação pela queda na qualidade ambiental.

Já o método dos custos de viagem é geralmente aplicado na valoração de ambientes protegidos como parques, áreas de lazer, locais de proteção ambiental. Consideram-se, nestes custos, os gastos com as viagens para estes locais, sendo o custo o somatório de todos os valores relacionados com a viagem.

Quanto ao método de preços hedônicos⁴, ressalta-se aqui o entendimento de Motta (1997) quanto a seu significado e abrangência:

A base deste método é a identificação de atributos ou características de um bem composto privado cujos atributos sejam complementares a bens ou serviços ambientais. Identificando esta complementaridade, é possível mensurar o preço implícito do atributo ambiental no preço de mercado quando outros atributos são isolados (MOTTA, 1997, p. 23)

No mercado de bens complementares, o modelo de preço hedônico é aquele que resulta de uma alteração em qualquer atributo particular, ou seja, relaciona o preço de um bem com um conjunto de qualidades ou características que se espera que possam influenciar o valor deste bem. Trata-se de uma mudança no preço de um bem, que resulte de uma alteração em qualquer atributo particular a qual é denominada preço hedônico ou implícito. Utilizam-se para tanto, preços de mercado para bens e serviços ambientais, a fim de que seja estimado um valor ambiental.

⁴ Conhecido também por “método do preço implícito”.

Os métodos indiretos de valoração ou de função de produção são os de produtividade marginal e os de mercados de bens substitutos. Esses últimos são divididos em custos de reposição; gastos defensivos ou custos evitados, custos de controle e custos de oportunidade. Através deles busca-se uma estimativa do valor econômico do recurso ambiental, baseando-se no preço de mercado de produtos afetados pelas alterações ambientais. Na ausência de mercado para o produto afetado, a estimativa se baseia no mercado de bens substitutos.

No método de produtividade marginal uma função de produção representa uma combinação tecnológica de insumos e fatores para a produção de um bem. Atribui-se, assim, um valor ao uso da biodiversidade relacionando a quantidade ou a qualidade de um recurso ambiental diretamente à produção de outro produto com preço definido no mercado. É realizada a mensuração do impacto no sistema produtivo, dada uma variação marginal na provisão do bem ou serviço ambiental e, a partir desta variação, estima-se o valor econômico de uso do recurso ambiental.

Os gastos defensivos ou custos evitados são bastante utilizados em estudos de mortalidade e morbidade humana. O método estima o valor de um recurso ambiental através dos gastos com atividades defensivas, substitutas ou complementares, que podem ser consideradas uma aproximação monetária em relação às mudanças destes atributos ambientais. Por exemplo, os gastos com tratamento de água (ou compra de água tratada) que são necessários no caso de poluição de mananciais, ou, os gastos com medicamentos para remediar efeitos na saúde, causados pela poluição.

Os custos de controle representam os gastos necessários para se evitar o desgaste do bem ambiental e manter a qualidade dos benefícios gerados à população. É o caso do tratamento de esgoto para evitar a poluição dos rios e do sistema de controle de emissão de poluentes de uma indústria, que serve para evitar a contaminação da atmosfera.

Os custos de reposição servem para avaliar os gastos necessários para repor a capacidade produtiva de um recurso natural degradado. Esses custos seriam os valores reais, a preço de mercado, capazes de restaurar os serviços ambientais que tenham sido destruídos.

No método custo de oportunidade são representadas as perdas econômicas da população em virtude das restrições de uso dos recursos ambientais. O benefício da conservação seria o valor de uso direto do recurso ambiental, estimado pela receita perdida

em virtude do não aproveitamento em outras atividades econômicas.

Os resultados dos métodos acima apresentados são expressos em valores monetários, por serem estes a medida padrão da economia. Um resumo dos principais grupos de métodos e seus respectivos subgrupos é ilustrado na figura 4.1

A valoração ambiental é um mecanismo importante no dimensionamento de impactos ambientais, bem como da necessidade que se tem de mensurar os custos e os benefícios com as atividades humanas decorrentes da evolução do nosso processo de conhecimento. Por exemplo: a queda na produtividade agrícola pode demonstrar o custo

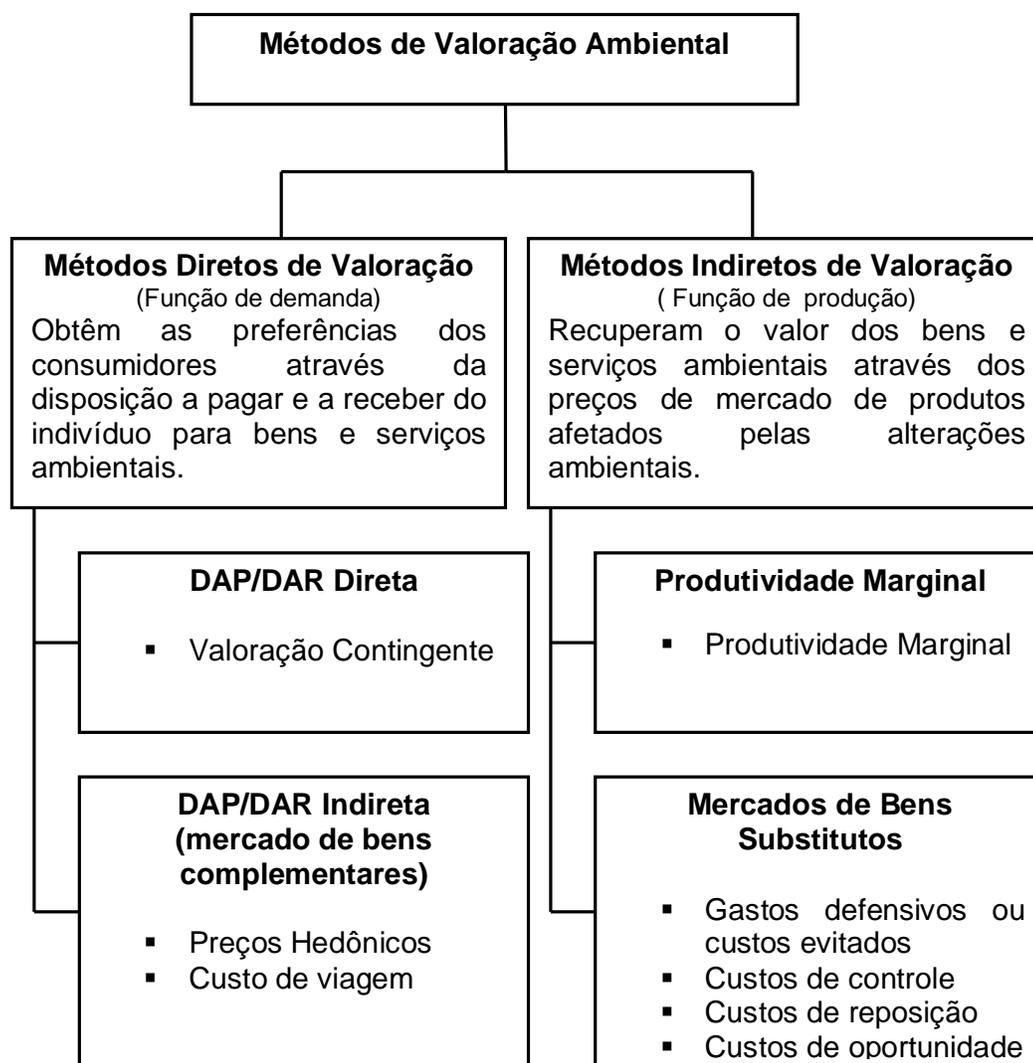


Figura 4.1 - Métodos de valoração ambiental Fonte: Motta (1997).

ambiental da degradação do solo e as reduções na produtividade econômica devido à escassez e, ou à contaminação de recursos hídricos evidenciam o impacto da perda desses recursos.

Quanto ao valor econômico total de um recurso natural, este pode ser classificado em duas categorias: valor de uso e valor de não uso.

Valor de uso é aquele que os indivíduos atribuem a um recurso natural pelo seu uso no presente ou seu uso potencial no futuro, podendo atribuir-lhe preços de mercado praticados ou preços de outros bens substitutos. Este valor de uso pode ser desagregado em valor de uso direto, valor de uso indireto e pelo valor de opção. Este último quando o indivíduo percebe como sendo o valor potencial, do uso direto e indireto da natureza no futuro, e que se disponha a pagar para conservar os recursos naturais para tais usos.

O valor de não uso refere-se ao valor dissociado do uso, expressando o valor intrínseco do uso e refletindo, desta forma, o seu valor de existência.

O valor econômico do recurso natural é igual ao somatório dos seus valores de uso direto, indireto, de opção e de existência, conforme se apresenta na figura 4.2

O valor econômico total é composto pelo valor de uso + valor de opção + valor de existência.

O valor de uso é o atribuído ao ambiente pelas próprias pessoas que usam de fato ou ocasionalmente os insumos naturais, pagando ou não.

O valor de opção é um valor indireto atribuído ao ambiente com base no risco de perda. É o quanto consentimos em pagar hoje para ter direito de exploração desse recurso no futuro.

Já o valor de existência é a dimensão ética e a parcela mais difícil de ser conceituada. Representa o valor atribuído ao meio ambiente em si, é o valor intrínseco.

Dentre os métodos de valoração ambiental apresentados, escolheu-se o Método de Custo de Reposição para a valoração dos custos de reposição do solo, decorrentes das atividades agropastoris ocorridas nas microbacias do Ribeirão Lajeado, em Pedro Afonso; do Córrego Grota Rica, em Araguaina, e do Córrego Grota do Joaquim, em Sítio Novo do Tocantins, por considerar-se como o que mais se coaduna com o objeto da análise.

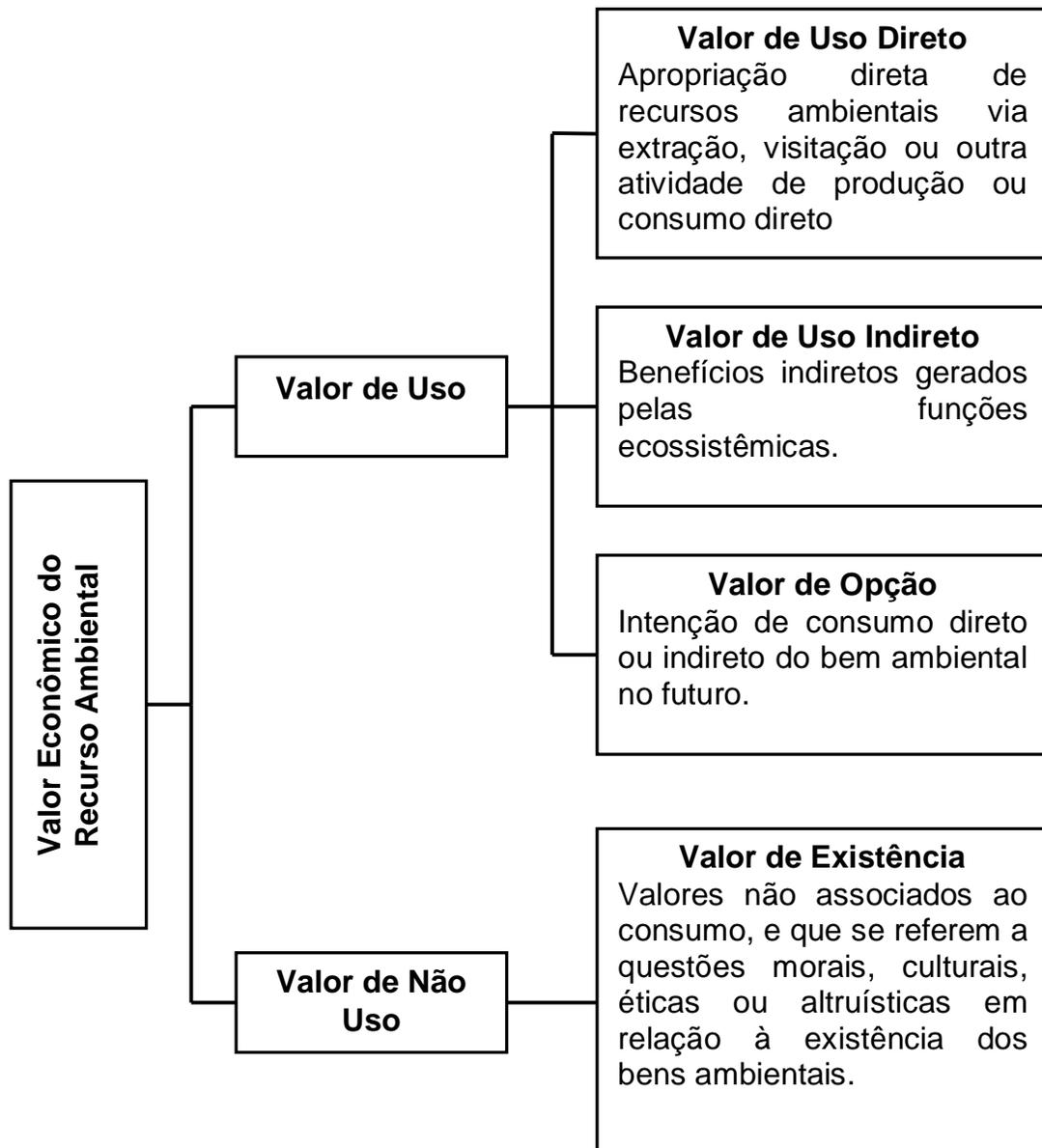


Figura 4.2- Decomposições do valor econômico de um recurso ambiental Fonte: Motta(1997).

4.4.2 Método Custo de Reposição (MCR) – Solo

Os métodos de valoração econômica ambiental são técnicas específicas para quantificar, em termos monetários, os impactos econômicos e sociais. De acordo com os resultados a serem obtidos, pode-se fazer uma avaliação do predomínio de um ou de outro fator, benefício ou custo e se obter subsídios técnicos para a escolha da melhor opção, inclusive em termos sociais.

O Método Custo de Reposição (MCR) baseia-se no custo de reposição ou restauração de um bem danificado e entende esse custo como uma medida do seu benefício.

A estimativa ou a valoração dos benefícios gerados por um recurso ou bem ambiental é calculada pelos gastos necessários para a reposição ou reparação, após o mesmo ser danificado (WILLIS; GARROD, 1989). A exemplo os custos de reflorestamento em áreas desmatadas, que garantam o nível de produção madeireira ou dos custos de adubação, fertilizantes, para manutenção da produtividade agrícola em áreas onde o solo foi degradado. Suas estimativas baseiam-se em preços de mercado para reparar o bem danificado, partindo-se do pressuposto que o recurso ambiental possa ser devidamente recuperado.

Pearce (1993) afirma que o MCR é frequentemente utilizado como uma medida do dano causado. No entanto, o autor adverte que os riscos em se impor uma reparação dos danos ambientais sinaliza para a sociedade que os benefícios excedem os custos, ou seja, independentemente de sua dimensão, os custos são uma medida mínima dos benefícios a serem adquiridos.

A desvantagem deste método é que, por mais elevados que sejam os gastos na tentativa para recuperação do meio ambiente, a completa restauração ainda estará longe de devolver toda biodiversidade anteriormente existente. Uma fertilização artificial do solo não conseguiria repor elementos que no processo de formação do solo levaram milhões de anos para concretizar (FONSECA, 2007). Nesse sentido, as avaliações tendem a ser subestimadas. Entretanto, a valoração ambiental proporciona uma avaliação dos prejuízos econômicos ocasionados pela alteração dos recursos ambientais.

No entanto, é oportuno salientar a dificuldade que se tem em atribuir valores monetários apropriados a determinados ativos ambientais como, por exemplo, habitats

naturais, espécies em extinção, a irreversibilidade associada à destruição de certos serviços de ecossistemas ou à perda de biodiversidade que, conforme Ehrlich; Ehrlich (apud CAVALCANTI, 2001, p. 154), constitui “o mais sério perigo ambiental singular que confronta a humanidade”. Assim, é necessário que se reconheça a fragilidade deste trabalho quanto à não identificação e valoração das perdas de biodiversidade decorrentes da ação antrópica analisada. Na realidade, à luz da tecnologia e meios disponíveis, trata-se de uma missão que hoje ainda apresenta barreiras de difícil transposição.

A operacionalização desse método é feita pela agregação dos gastos efetuados na reparação dos efeitos negativos provocados por algum distúrbio na qualidade ambiental de um recurso utilizado numa função de produção. As despesas baseiam-se no consumo de um bem privado que representa os gastos incorridos pelo consumidor para repor os ativos produtivos que foram danificados pela poluição ou por um gerenciamento inadequado.

Logo, estes custos podem ser interpretados como um valor mínimo, aceitável para medidas que reduzam a poluição ou melhorem as práticas de gerenciamento local, prevenindo o dano ambiental. Os custos de reposição revelam, portanto, os custos para recuperação de um dano que está ocorrendo.

A respeito do assunto, é oportuno registrar o posicionamento expresso por Vieira et al. (2009) onde se considera que o termo degradação pode ser aplicado a duas macrossituações: degradação ambiental ou ecológica e degradação da capacidade produtiva.

Na primeira, a degradação ambiental ou perturbação no ecossistema, verifica-se quando ocorre a perda de funções críticas, como, por exemplo, modificações nas quantidades de carbono armazenado, água transpirada pela vegetação ou retenção e ciclagem de nutrientes, ou seja, a “degradação do ecossistema”. Esse processo pode levar à extinção de espécies e à diminuição da resiliência dos ecossistemas.

Na segunda situação, a degradação da capacidade produtiva, de modo geral, associa-se a práticas agrícolas insustentáveis, como o uso contínuo da queima, a prática no uso abusivo de fertilizantes e herbicidas químicos, nos monocultivos sem rotações, no sobrepastejo, entre outras. Em consequência, chega-se à exaustão da fertilidade natural dos solos e à diminuição geral de sua saúde, quanto aos aspectos físicos, químicos e biológicos (microorganismos e macrofauna).

Conforme já colocado anteriormente, capítulo 2, dadas as dificuldades, ou à quase impossibilidade, neste trabalho não se levará em conta a valoração das perdas decorrentes da ação antrópica sofridas pela biodiversidade. Assim não se considera o disposto na primeira situação acima referida.

O foco da questão compatibiliza-se então com a segunda alternativa. Entretanto, o que se busca é a valoração das externalidades negativas provenientes da contaminação dos leitos dos mananciais hídricos e do seu assoreamento; e, ainda, a valoração dos custos de reposição das perdas de solo, todas decorrentes da ação antrópica ocorrida.

Como não permaneceu a contaminação dos leitos dos rios e considerando que a questão do assoreamento foi equacionada, conforme esclarecido no capítulo 3, anterior, resta efetuar a valoração do custo de reposição do solo perdido. Ou seja, o que se pretende é simplesmente valorar aquilo que se perdeu do solo em função da ação antrópica, de forma que ele possa continuar produzindo com a mesma capacidade. Mais especificamente, o que se propõe é a recuperação de sua capacidade produtiva (VIEIRA et al., 2009), sob o ponto de vista de sua atividade agropecuária. Ressaltando-se, como já anotado anteriormente, que os custos de reposição servem para avaliar os gastos necessários para repor a capacidade produtiva de um recurso natural degradado, restaurando os serviços ambientais que tenham sido destruídos.

Assim, preocupações com recuperação de Áreas de Proteção Permanente – APPs, com Reservas Legais ou com reflorestamentos não se constituem objeto deste estudo.

Se os custos de reposição forem calculados e não forem maiores que o valor do bem produzido danificado, se diz que é economicamente eficiente fazer a reposição. Se os custos de medidas preventivas forem menores que os custos de reposição, adotam-se estas como medidas mais econômicas.

Por outro lado, ao se tratar da questão dos custos, é importante levar em consideração os casos que incorrem em custos internos e externos. Os primeiros de responsabilidade do degradador e os últimos repassados a terceiros. Assertiva feita por Rodrigues (2005, p. 138) esclarece bem o assunto:

Para se realizar a valoração econômica dos efeitos do processo de erosão / sedimentação é necessária uma compreensão prévia dos impactos ambientais causados pelo agente degradador. O processo de erosão dos solos tem basicamente dois tipos de efeitos: internos e externos. Os efeitos internos estão associados com a perda da eficiência da produção agrícola associados com o processo erosivo. Nesse sentido, esses custos são absorvidos pelos próprios

produtores rurais, aumentando assim seus custos de produção no médio e longo prazo. Já os efeitos externos são absorvidos por outros agentes econômicos que sofrem fundamentalmente com o processo de assoreamento dos recursos hídricos, sendo que estes custos não estão incluídos nos custos privados do produtor / degradador.

Pelas suas características, o MCR é o método mais indicado para o processo de valoração das externalidades negativas, bem como do custo de reposição do solo e dos seus nutrientes.

É claro, como já visto anteriormente, que se tem consciência de que esta reposição ocorre apenas parcialmente, dada a impossibilidade de se repor todos os elementos que compõem a estrutura do solo que, em parte, se perderam ao longo do processo.

Ressalte-se, por oportuno, tratar-se de um exercício de conotação mais teórica, com o objetivo de se encontrar um valor que, na medida do possível, se aproxime do que se perdeu. Lembrando-se que nem sempre esse procedimento é normalmente utilizado na prática. É o caso, por exemplo, do referido na alínea “a”, abaixo, que por sinal em parte já foi considerado no modelo adotado por Pedroso et al. (2007) e pouco mais desenvolvido neste trabalho.

Para efeito do processo de valoração das externalidades negativas como também dos custos de reposição da perda de solo, decorrentes da ação antrópica ocorrida na microbacia sob análise, dadas as dificuldades ainda enfrentadas pela ciência e a limitação natural deste trabalho, o foco da presente análise centra-se nos reflexos oriundos da sojicultura que foram observados no solo e na água.

A ideia seria, de início, valorar a recuperação da água porventura contaminada durante o processo produtivo. Para tanto, fez-se o acompanhamento sistemático das análises das amostras coletadas em três pontos do Ribeirão Lajeado.

O primeiro na sua nascente, localizada na reserva dos índios Xerentes, área praticamente protegida da ação humana. O segundo na região central do Ribeirão, onde ocorre volume significativo de plantio. E o terceiro localizado a poucos metros de sua foz, onde ele deságua no rio do Sono.

Ressalta-se que foram feitas diversas coletas nesses pontos ao longo da safra 2008/2009, de forma a se ter informações laboratoriais que cobrissem não só o período anterior ao plantio, mas também o durante e o pós-plantio. Fez-se coleta até o final do mês de agosto/2009.

Postas estas considerações, a seguir descreve-se algumas ações e presta-se informações pertinentes ao processo de recuperação do solo e da água e de como valorar, mesmo que parcialmente, as perdas observadas:

a) retornar a areia e fragmentos de rocha que se acumularam no leito do rio, através da dragagem, espalhando-a ao longo da área degradada;

b) repor ao solo os nutrientes possíveis. Nesta reposição, no que se refere ao nitrogênio, dada sua volatilidade, utilizar o esterco – elemento orgânico que possui grande quantitativo dessa substância;

c) lembrar-se que existe parte dos nutrientes do solo cuja reposição não é factível, bem como todos os outros elementos químicos ligados e/ou adsorvidos às partículas de solo e material orgânico que foram removidos ou transportados para o leito dos rios e posteriormente para os oceanos. É difícil a previsão da gama de espécies do material perdido e sua quantificação, razão pela qual não se procede a sua valoração. Ela é considerada irrecuperável;

d) dada a dificuldade de recuperação de todos os elementos disponíveis no solo, a presente análise centrou-se nos três considerados de extrema importância: o nitrogênio, o fósforo e o potássio;

e) o silte e a argila perdidos, também de difícil recuperação, não serão valorados. Conforme Simões de Castro (2007, p.155), “80 % ou mais da argila é dispersível em água, o que facilita seu ataque e mobilização”. Por seu turno, o silte é a estrutura mais leve e, portanto, de maior mobilidade de todas as que compõem o solo;

f) em função do que se perde irremediavelmente, o solo tratado poderá ser utilizado, no entanto, sem alcançar sua qualidade natural inicial;

g) em vista dos componentes do solo, perdidos e não quantificados, conclui-se que haverá uma subavaliação das importâncias assumidas na valoração;

h) para cálculo da quantidade estimada de areia que resultou no leito do rio, partiu-se da análise laboratorial da estrutura do solo de cada região considerada no estudo, onde se definiu o percentual médio de areia ali existente (tabela A1. 26) em anexo). Aplicou-se referido percentual sobre o valor resultante da Perda de Solo Bruta (PSA_t) observada na região, deduzida da sua Perda de Solo Natural (PNS_t), sendo este último um valor que ocorreria independente da ação antrópica observada, obtendo-se, assim, o quantitativo da areia resultante, a ser restituído.

i) utilizou-se a mesma metodologia citada na alínea “g” acima para cálculo dos percentuais médios de nitrogênio, fósforo e potássio presentes nos solos das áreas em estudo, a partir dos resultados das análises laboratoriais consignados no anexo A2.1 ap.30. Aplicou-se referidos percentuais sobre o montante da Perda de Solo pela Atividade Humana (PSA_h) registrada na região, o que resulta no total da perda observada de cada nutriente. Os valores obtidos foram multiplicados pelos respectivos preços de mercado, resultando no custo total de cada nutriente, conforme tabelas 4.5.1, 4.5.2 e 4.5.3, anexas.

Um aspecto a ressaltar é que, quando se observa a valoração do solo perdido pelo imóvel rural, sob o ponto de vista do agropecuarista, considera-se a questão simplesmente como um custo devido à sua própria má gestão, que estará prejudicando a si próprio, já que a produtividade de sua área cultivada tenderá à queda. Sua alternativa será, a partir de certo ponto, para melhor aproveitá-la, bancar o custo de reposição. Aqui se trata dos custos internos, citados em Rodrigues (2005).

Sabe-se, é claro, que durante o período de queda da produtividade haverá uma elevação dos preços dos produtos, fazendo com que os consumidores, ou seja, terceiros não envolvidos, de alguma forma também sejam atingidos pelo problema. Entretanto, para efeito da análise, não se leva em conta este aspecto e considera-se que o produtor rural assumirá o custo de reposição para recuperar, mesmo que parcialmente, o solo perdido.

No entanto, quanto à areia que permaneceu depositada ao longo do leito do rio, considera-se como uma externalidade negativa, já que causada pela ação antrópica praticada por um grupo que, ao produzir determinados bens, provoca prejuízo a terceiros que nada têm a ver com o fato. O valor desse prejuízo não se incorporou aos preços dos bens produzidos. Lembre-se que a utilização do leito dos rios, em especial para navegação, será prejudicada, devido ao nível do assoreamento. Vale ressaltar que o assoreamento em nível mais acentuado leva à redução significativa do volume de água, reduzindo a carga d'água disponível para irrigação.

É oportuno registrar que, neste caso, os agropecuaristas ao recuperarem seu solo estarão implementando o desassoreamento do rio e com isso estarão cessando os efeitos da externalidade negativa que haviam provocado.

Para cálculo dos custos de reposição no trabalho utilizou-se o modelo de Pedroso et

al. (2007), abaixo demonstrado, que por sua vez foi adaptado a partir do estudo original de Dixon e Hufschmidt (1986). Naquele estudo foi aplicado o método de valoração custo reposição, que associa diretamente alterações na qualidade ambiental com as ocorridas na produtividade e no produto final da atividade econômica:

$$RC = (S_t - S_{t+1}) \left[\sum_{j=1}^K N_j P_j + \frac{Pr}{Bd} \right]$$

Onde:

- a) RC : é o custo de substituição dos nutrientes e sedimento erodido removidos (€ha^{-1}); e
- a) $S_t - S_{t+1}$: é a perda de solo do tempo t para $t+1$ ($t \text{ ha}^{-1}$).

$$\sum_{j=1}^K N_j P_j$$

Onde:

- a) N_j : é a quantidade de nutrientes no solo (kg t^{-1}), preço do P_j : preço do nutriente (€kg^{-1}), $j = 1, \dots, K$;
- b) Pr : custo da dragagem de 1 m^3 de sedimentos (€m^{-3}); e
- c) Bd : densidade do solo a granel (t m^{-3}).

Considerando-se as necessidades específicas que envolvem este estudo, algumas alterações foram processadas no modelo de Pedroso et al. (2007), que resultaram no seguinte:

$$CR = PSA_t \left[\sum_{j=1}^k N_j P_j \right] + PA [CD + CC + CE]$$

Onde:

- a) CR : é o custo de reposição dos nutrientes e sedimentos erodidos, removidos da bacia hídrica em decorrência da atividade antrópica ($\text{R\$ ha}^{-1}$), tabelas

4.5.1, 4.5.2 e 4.5.3; e

b) PSA_t : é a perda de solo ($t\ ha^{-1}$) pela atividade humana no tempo t.

$$PSA_t = PSB_t - PNS_t$$

Onde:

c) PSB_t : é a perda de solo bruta no tempo t ($t\ ha^{-1}$); e

d) PNS_t : é a perda natural de solo no tempo t ($t\ ha^{-1}$). Representa a perda de solo que haveria na área independentemente da ação do homem.

Ambas calculadas de um ano para o outro mediante a EUPS⁵ – Equação Universal de Perda de Solo (WISHMEIER & SMITH, 1978), que foi adaptada para as condições brasileiras por Bertoni & Lombardi Neto (1999).

$$\sum_{j=1}^K N_j P_j$$

Onde:

a) N_j : é a quantidade de nutriente no solo ($kg\ t^{-1}$)

b) P_j : são os preços dos nutrientes ($R\$\ kg^{-1}$), $j =$ nutrientes avaliados 1, . . . K; e

c) $PA =$ perda de areia ($t\ ha^{-1}$).

$$PA = cPSA_t$$

Onde:

a) c : é a taxa percentual de areia existente na composição do solo da região (tabela A 1.28)

$$CD = \frac{P_{r1}}{B_d}$$

Onde:

⁵ A Equação Universal de Perda de Solo é um índice integrado que combina vários fatores. Assim: $A=RKLSCP$, onde A = perdas de solo prevista ($t/ha/ano$); R = índice de erosividade das chuvas; K =fator de erodibilidade do solo; L e S representam a topografia, correspondendo respectivamente a comprimento do declive (m) e declividade (%); C =uso e manejo do solo; P =prática de controle de erosão. (Sobral Filho *et al*, 1980).

a) CD: é o custo de dragagem da areia removida da bacia hídrica (R\$ t⁻¹).

Representando o custo de dragagem (R\$ t⁻¹), temos:

Onde:

a) P_{ri}: é o preço da dragagem de 1 m³ de areia (R\$ m⁻³);

b) B_d: é a densidade da areia a granel (t m⁻³), 1,5 de densidade;

$$CC = \frac{P_c}{R_d}$$

Onde:

a) CC: é o custo de carregamento da areia para fins de abastecimento da máquina espalhadeira.

Representando o custo de carregamento de transporte da areia para a área degradada (R\$ t⁻¹).

Onde:

a) P_c: é o preço do carregamento da areia, hora máquina (R\$ h⁻¹);

b) R_d: é o rendimento por hora máquina (t h⁻¹);

$$CE = \frac{CHM \times ((600 \times Cc) + (60 \times Cc \times VT \times FO) + (VT \times Tc \times Q \times FO))}{(60 \times Cc \times VT \times FO)}$$

Onde:

a) CE: é o custo de espalhamento da areia (R\$ t⁻¹).

4.4.2.1. Cálculo do custo de espalhamento resumido

Onde:

a) CHM: é o custo da hora máquina (R\$ h⁻¹);

b) VT: é a velocidade linear de trabalho do trator (km h⁻¹);

- c) Q: é a vazão estipulada para reposição ($t\ ha^{-1}$);
- d) FO: é a faixa de operação do espalhador (m);
- e) Cc: é a capacidade de carga do espalhador (t); e
- f) Tc: é o tempo necessário para carregar o espalhador (min.).

O demonstrativo completo da formula de cálculo do CE encontra-se no apêndice (Ap.1) desse trabalho.

O modelo ora adotado, no que se refere ao cálculo do custo de reposição dos nutrientes removidos do solo, baseou-se na perda de solo pela atividade humana (PSA_1), ou seja, deixa de levar em conta a perda natural de solo (PNS_1), aquela autônoma que ocorreria na área cultivada independentemente da ação antrópica.

Para e feito do cálculo da reposição dos sedimentos erodidos e removidos do solo, considerou-se, como explicitado anteriormente, que os componentes mais leves de sua estrutura foram levados pelas águas, permanecendo a areia, que deu origem aos assoreamentos. Assim, referido cálculo deu-se sobre o valor estimado da areia, diferentemente do considerado por Pedroso et al. (2007). Para tanto, por meio de análise laboratorial da estrutura do solo de cada região objeto deste estudo definiu-se o percentual de areia existente no solo, o qual foi aplicado sobre o valor do solo perdido em função da atividade humana PSA_1 , encontrando-se o volume de areia a ser dragada do rio, transportada e espalhada na área degradada.

Observe-se que ao modelo de Pedroso et al. (2007) acrescentou-se, ainda, o custo de espalhamento dos sedimentos erodidos e removidos, o que não foi feito pela autora, segundo sua própria afirmação, por falta de informações técnicas a respeito dos referidos custos, como também o custo de carregamento do solo para fins de abastecimento da máquina espalhadeira.

No caso, o cálculo do custo de reposição ocorre sobre os valores alcançados na safra agrícola 2008/2009, nas áreas efetivamente utilizadas com o plantio de soja, na microbacia do Ribeirão Lajeado, município de Pedro Afonso.

Foram feitos, ainda, os cálculos de reposição para as perdas de solo observadas nas microbacias do Córrego Grota Rica e Córrego Grota do Joaquim, localizadas, respectivamente, nos municípios de Araguaina e Sítio Novo do Tocantins – ambos no Estado do Tocantins.

Referidos cálculos são repetidos para efeito da montagem dos cenários alternativos, previstos no trabalho.

4.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.5.1 Valoração das externalidades negativas e dos custos de reposição decorrentes das atividades ocorridas na microbacia do Ribeirão Lajeado em Pedro Afonso-TO

Das análises efetuadas, observou-se que ao longo do período o comportamento dos oito elementos que formam o Índice de Qualidade da Água (IQA) manteve-se, não obstante alguma alteração, dentro dos limites previstos pela Resolução nº 357/2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)⁶, exceto o fósforo que permaneceu acima do permitido até o mês de agosto/2009. Somente em setembro de 2009 é que o nível desse elemento alcançou a faixa aceita pela norma, no entanto, uma vez que hoje não se pode executar os trabalhos necessários à recuperação da água para efeito de sua valoração, já que ela está dentro dos limites estabelecidos pela autoridade competente, só restou a tomada de duas providências:

a) O registro de que a água do Ribeirão manteve-se com níveis de fósforo superiores ao permitido pela lei por quase dez meses, conforme tabela A1.27 (Apêndice Ap. 28), sugerindo-se que a microbacia já recebe uma carga relativamente alta do referido elemento, estando, ao que tudo indica, a capacidade de resiliência do Ribeirão próxima ao seu limite máximo de tolerância. Assim, autoridades e empresários, como já dito anteriormente, devem tomar medidas mais sérias quanto ao controle de eventual expansão da área plantada na região.

b) À guisa de informação a quem se interessar pelo assunto, citar o trabalho de Rasões (2008)⁷, que trata da tecnologia para recuperação de água com excesso de fósforo e sua valoração num lago localizado nos Açores.

⁶ A Resolução do **Conama nº 357/2005**, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

⁷ RASÕES, Marília Alexandra Almeida. **Estudo sobre a precipitação química de fósforo como forma de remediação do estado trófico da Lagoa das Furnas**. Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade de Lisboa. São Miguel (Açores) - Lisboa: Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade de Lisboa 2008.

Em relação à análise do solo, o núcleo da questão girou em torno da valoração da perda de solo observada ao longo do processo produtivo, ou seja, calculou-se, no que foi possível, o custo de reposição do material perdido.

Diferentemente do que ocorreu na discussão dos resultados alcançados pelo ISAGRI, aqui são analisados, no mesmo espaço, tanto aqueles pertinentes à recuperação da perda de solo observada originalmente, como os relativos à recuperação das perdas no contexto dos diversos cenários estabelecidos quando da operacionalização do ISAGRI.

A tabela 4.1 mostra de forma discriminada os itens considerados no cálculo da reposição e os respectivos valores encontrados. A seguir, faz-se alguns comentários a respeito de aspectos e valores mais significativos a ela pertinentes.

4.5.1.1. Análise de valores e quantidades

Conforme estabelecido na metodologia já especificada, a variável perda de solo exerce papel significativo no cálculo dos custos de reposição observados ao longo do processo produtivo sob análise.

Analisando-se a situação original já conhecida de Pedro Afonso, onde além de se processar o plantio direto da soja, respeita-se uma reserva florestal de aproximadamente 57,4 %, portanto superior ao exigido pela lei, a perda de solo bruta (PSB_t) é de 14,51 t/ha/ano, a perda de solo pela atividade humana (PSA_t) é de 14.44 t ha⁻¹ ano⁻¹ e o volume de areia a ser reposta é de 8,01 t ha⁻¹ ano⁻¹.

Tabela 4.1 - Microbacia do Ribeirão Lajeado, sistema produtivo de Pedro Afonso-TO, composição do custo total de reposição

SISTEMA PRODUTIVO PEDRO AFONSO	Perda de solo bruta - PSB_t (t/ano/ha)	Perda de solo pela atividade humana PSA_t (t/ano/ha)	Perda de areia - PA (t/ano/ha) (*)	Custo de espalhamento (CE) (R\$/t.)	Custo de dragagem (CD) (R\$/t)	Custo de carregamento (CC) (R\$/t)	Custo de reposição do solo (R\$/ha)	Custo de matéria orgânica (R\$/ha)	Custo de fósforo (R\$/ha)	Custo de potássio (R\$/ha)	Custo de reposição dos nutrientes (R\$/ha)	Custo total de reposição do solo (R\$/ha)
Plantio direto de soja situação atual (Original)	14.51	14,44	8,01	40,99	58,73	8,01	107,73	69,32	0,10	1,01	70,42	178,15
Plantio convencional de soja área Total	40.51	40,45	22,43	92,28	164,49	22,43	279,21	194,15	0,27	2,82	197,24	476,45
Plantio direto de soja área Total	34.73	34,66	19,22	80,87	140,96	19,22	241,04	166,37	0,23	2,41	169,02	410,07
Plantio direto de soja obedecendo à lei	22.59	22,53	12,49	56,94	91,62	12,49	161,05	108,14	0,15	1,57	109,86	270,92
Plantio convencional de soja obedecendo à lei	26.36	26,29	14,58	64,36	106,92	14,58	185,86	126,20	0,18	1,83	128,21	314,07
Pastagem obedecendo à lei	1,66	1,59	0,88	13,83	6,48	0,88	21,20	7,65	0,01	0,11	7,77	28,97
Agricultura Familiar obedecendo à lei	1.37	1,30	0,72	13,25	5,30	0,72	19,28	6,26	0,01	0,09	6,36	25,63

(*) Resulta da aplicação do percentual médio de areia observado no solo da região, tabela. A1. 26, aplicado sobre o valor da perda de solo pela atividade humana. Fonte: Elaboração própria (2009).

Em termos de recuperação dos nutrientes o item mais significativo é a reposição da matéria orgânica perdida, no valor de R\$ 69,32 ha⁻¹, acrescido do valor relativo aos demais nutrientes considerados, seu valor total por hectare, no caso sob análise, é de R\$ 70,42.

Agora, se analisando o mesmo contexto, mas com o objetivo de se estimar o custo de reposição do solo, onde não são considerados os custos com a reposição dos nutrientes, percebeu-se neste caso, ainda, por meio da tabela 4.1, que o custo mais alto é o da dragagem, com valor de R\$ 58,73 ha⁻¹, seguido do de espalhamento, avaliado em R\$ 40,99 ha⁻¹. Acrescido do custo de carregamento, o custo de reposição do solo é de R\$ 107,73 ha⁻¹ e seu custo total, quando se considera o valor dos nutrientes, é de R\$ 178,15 ha⁻¹. Este é o valor calculado para os custos de reposição decorrentes do plantio de soja, nas condições originais já definidas neste trabalho.

Ressalta-se que a importância a que se chegou é significativa, mas, no entanto, encontra-se subestimada. Conforme já comentado anteriormente, existem diversos elementos do solo, perdidos ao longo do processo produtivo, de difícil identificação/quantificação/recuperação/valoração.

Como já falado, em relação a alterações na qualidade da água, principalmente quando se faz necessária a retirada do excesso de fósforo, já existe tecnologia disponível. No caso em estudo, ocorrendo crescimento da atividade antrópica sem um cuidado maior das autoridades competentes e dos produtores, é possível, no futuro, ser necessário computar-se esse custo na valoração das externalidades negativas verificadas na região.

No caso sob análise, o custo médio de produção previsto para o cultivo de 1 hectare de soja é de R\$ 1.139,25, enquanto obtém-se produtividade média de 44,5 sacos de 60 kg ha⁻¹, com preço de mercado estimado em R\$ 40,00 a saca de 60 kg.

Conforme especificado na tabela A1.21 (Apêndice Ap. 22), a partir destes valores concluiu-se que, em condições normais de colheita, haveria um lucro previsto de R\$ 640,75 ha⁻¹ – valor suficiente o bastante para o pagamento do custo de reposição e ainda manter-se certa margem de lucro líquido, lembrando-se que as quantias pertinentes à reposição do solo estão subavaliadas.

Um aspecto importante que permeia esta questão, cujo tratamento foge aos objetivos deste trabalho, mas que se acredita merecer mais atenção em outras pesquisas, refere-se a quem se beneficia do valor das externalidades negativas, que naturalmente não se incorporam aos preços dos produtos.

Na literatura agrícola é comum imputar-se culpa ao produtor rural como o “poluidor” e, portanto, quem deve ser penalizado. No entanto, é claro que a ação foi cometida por ele, mas acredita-se que os benefícios transportam-se principalmente aos consumidores externos que adquirem os produtos a preços socialmente injustos, prejudicando os países exportadores, normalmente não desenvolvidos. Acrescente-se que, via de regra, esses produtos são exportados *in natura* ou com grau mínimo de incorporação de mão-de-obra e farão parte de uma balança comercial onde terão como contrapartida a importação de produtos intensivos em capital e em tecnologia o que, aliado ao efeito negativo da elasticidade preço da demanda a que se sujeitam os produtos de origem do setor primário, piora ainda mais o quadro de perdas.

Quando se leva em conta o contexto maior em que se insere o produtor nacional, observa-se estar ele sujeito a um sistema oligopólico na compra de insumos tais como defensivos, fertilizantes, sementes etc e, ainda, também preso a um sistema oligopsônico quando da venda de sua produção. Assim, em linhas muito gerais, fechar-se-ia o quadro altamente restritivo a que se submete o produtor rural sob análise.

Voltou-se, agora, aos custos de reposição mais significativos observados na microbacia de Pedro Afonso, todos registrados na tabela 4.1, agora se considerando os cenários alternativos.

Iniciou-se por aquele onde se prevê que o produtor utiliza o sistema convencional de plantio e não cumpre a lei ambiental, deixando de manter a reserva florestal, o que se constitui na pior opção, em termos da valoração dos custos de reposição. Neste caso, o custo total de reposição do solo por hectare torna-se 167,44 % mais caro que o observado na situação original, ou seja, seu valor é de R\$ 476,45 ha⁻¹. O lucro previsto de R\$ 640,75 ha⁻¹ – ainda assim seria suficiente para cobrir o custo total de reposição do solo, porém com uma margem de lucro de apenas R\$ 164,30 ha⁻¹.

Analisando-se o quadro em que se utiliza o sistema de plantio direto e, no entanto, não se mantém a reserva florestal. Isto significa que se trata do cenário anterior, onde apenas se substitui o plantio convencional pelo plantio direto. Essa mudança provoca uma redução no custo total de reposição no valor de R\$ 66,38 ha⁻¹. Ou seja, neste caso o custo total de reposição é de R\$ 410,07, o lucro obtido é de R\$ 640,75 ha⁻¹, havendo, portanto, uma sobra de R\$ 230,68 – o que deixa a operação dentro de um limite mínimo de segurança.

Cenário interessante é o que prevê a aplicação da técnica de plantio direto e o respeito à reserva florestal nos limites da Lei. Lembrando-se, como já dito anteriormente, que em Pedro Afonso a reserva existente é superior ao estabelecido na lei. Nesta situação, o custo total de reposição é de R\$ 270,92 ha⁻¹ – valor que poderia ser coberto com o lucro previsto, restando cerca de R\$ 369,83 ha⁻¹ cultivado.

Observou-se que este cenário representa valores padrão a serem considerados numa operação da espécie, pois estar-se-ia trabalhando em área com boa inclinação, não obstante a desvantagem de se ter uma rampa relativamente longa, com 2.245,54 m, utilizando-se o sistema de plantio direto e respeitando-se a exigência legal da reserva florestal. Além do mais, o fato de se preservar uma reserva florestal com 22,4 % superior ao exigido por lei, implicou numa redução no custo total de reposição do solo de R\$ 92,77 ha⁻¹, correspondendo a uma redução de aproximadamente 33,9 % no valor do custo total de reposição do solo por hectare.

Num cenário onde se obedece a Lei, mas, no entanto, utiliza-se o sistema convencional de plantio, o custo total de reposição alcança o valor de R\$ 314,07 ha⁻¹, ocorrendo situação um pouco mais grave que a verificada anteriormente, já que a margem de segurança agora é menor, sendo, portanto o custo de reposição mais elevado.

Esse resultado mostra que a utilização do sistema convencional de plantio onera o custo total de reposição em R\$ 43,15 ha⁻¹ – o que significa que, numa situação onde se obedece à lei ambiental, o produtor, ao optar pelo plantio direto em lugar do convencional, estará reduzindo em cerca de 15,93 % o valor de seu custo total de reposição do solo.

Dois outros cenários também merecem destaque no cálculo do custo de reposição do solo ainda na microbacia do Ribeirão Lajeado, também com base na tabela 4.1.

O primeiro prevê a implantação da pecuária na microbacia do Ribeirão Lajeado, respeitando-se a reserva legal. Nesse caso o custo total de reposição estimado foi de apenas R\$ 28,97 ha⁻¹, o equivalente a 41,07 % de uma arroba de boi.

Utilizando-se como parâmetro os custos e receitas estimados para a pecuária na microbacia do Córrego Grota do Joaquim, em Araguaina, tabela A1.15 (Apêndice Ap. 16), observou-se no caso a existência de um lucro operacional de R\$ 1.048,59 ha⁻¹, valor este que cobre com toda tranquilidade e poucos riscos o custo de reposição acima mencionado. Portanto, sob o ponto de vista da valoração dos custos de reposição do solo, a operacionalização deste cenário resulta numa operação perfeitamente sustentável. Observe-

se a diferença significativa necessária para se cobrir o custo total de reposição entre a atividade visando o plantio de soja e o caso da pecuária, numa área de 1 hectare.

No que se refere à soja, como visto, obedecendo-se a Lei, o custo total de reposição é de R\$ 270,92 ha⁻¹ e equivale a 15,22 % da receita bruta gerada por 1 hectare. Já no caso da pecuária, o custo total de reposição cai para apenas R\$ 28,97 ha⁻¹, correspondendo a apenas 2,41 % da receita bruta gerada por 1 hectare na pecuária, na microbacia de Araguaína, conforme tabela A1.15(Apêndice Ap. 16).

O outro cenário, e último, a se considerar para a microbacia de Pedro Afonso é o que admite a instalação de pequenos produtores na região, que respeitariam a área da reserva florestal prevista na Lei.

Neste caso, o custo total de reposição é o menor observado na microbacia, considerando-se cenários prevendo alguma atividade antrópica. Seu valor é de R\$ 25,63 ha⁻¹, no entanto a receita prevista para a atividade exercida pelos pequenos produtores em 1 hectare do solo, conforme tabela A1.19 (Apêndice Ap. 20), não é suficiente para cobrir o custo de produção mais a importância relativa à cobertura dos respectivos custos de reposição, oriundos das atividades previstas no presente cenário. É de se observar a gravidade deste resultado, considerando-se que o cenário sob análise está bem próximo das condições compatíveis com a ideal, por exemplo, onde se respeita a reserva florestal legal e, ainda, onde a exploração acontece em solo com inclinação relativamente baixa, no caso inferior a 5 %.

4.5.2 Valoração das externalidades negativas e dos custos de reposição decorrentes das atividades ocorridas na microbacia do Córrego Grota Rica, em Araguaína-TO

Como já foi anteriormente mencionado, a atividade econômica exercida nessa microbacia é a pecuária. A agricultura ocorre eventualmente e em pequena escala, mesmo assim como forma de se recuperar pastagem degradada.

Aqui os objetivos são da mesma natureza dos anteriormente propostos, seguindo-se também a mesma metodologia na coleta de material e cálculo dos valores.

Conforme os resultados apresentados na tabela A 1.2 (Apêndice Ap. 3), ao longo do período os oito elementos analisados comportaram-se dentro dos índices preconizados pelo Conama, não havendo, no caso, externalidades negativas a se valorar.

Assim, como na bacia anteriormente analisada, cuida-se de valorar os reflexos da

atividade antrópica no solo da bacia. A seguir faz-se uma análise dos resultados mais significativos.

4.5.2.1. Análise de valores e quantidades

Analisando-se o quadro original, ou seja, como de fato ocorre nesta bacia, onde em toda a área implantou-se pastagens, sem a provisão da reserva legal, o custo total de reposição do solo é de apenas R\$ 17,31 ha⁻¹, conforme verificado na tabela 4.2, o que corresponde a 24,54 % de uma arroba de boi.

Por outro lado, conforme A1.15 (Apêndice Ap. 16), notou-se que na exploração de 1 hectare com a atividade voltada à pecuária, na modalidade de recria, a mais utilizada na região, verifica-se uma previsão de receita por hectare no valor de R\$ 1.048,59 ha⁻¹, suficiente com muita folga para a cobertura do custo de reposição acima referido.

Os números indicam que a perspectiva de renda por hectare plantado de soja é maior que a prevista por hectare utilizado-se pastagens destinadas à pecuária. No entanto, a perda de solo e nutrientes durante o processo produtivo da soja é significativamente maior. Tanto é que no caso da soja, não obstante sua receita por hectare ser bem maior que a produzida pela pecuária, também por hectare, ainda assim são necessários 10,0 % da receita da soja para cobrir seu custo total de reposição, enquanto que no caso da pecuária necessita-se de apenas 1,65 % de sua receita.

Caso governo e produtores se disponham a cumprir a Lei e venham fazer a devida provisão da reserva florestal legal, ocorrerá redução na perda de solo e, por consequência, no custo total de reposição, de acordo com a tabela 4.2, que se reduzirá a R\$ 15,50 ha⁻¹ – equivalentes a 21,97 % do preço de uma arroba de boi, ou a apenas 1,48 % da receita gerada por um hectare de pastagem utilizada com a recria de bovinos.

Cenário também interessante é quando se prevê a instalação da agricultura familiar na microbacia de Araguaina, com a observância da reserva florestal legal. Neste caso o custo total de reposição por hectare é ainda menor, equivalendo a R\$ 15,00 (tabela 4.2).

Não obstante tratar-se de uma quantia relativamente pequena, o valor da receita líquida prevista, por ha ano⁻¹, para pequenos produtores localizados em Sítio Novo do Tocantins, é o suficiente apenas para cobri-la, conforme se verifica na tabela A1.19

Tabela 4.2 - Microbacia Córrego Grotta Rica, sistema produtivo de Araguaína-TO, composição do custo total de reposição

SISTEMA PRODUTIVO ARAGUAÍNA	Perda de solo bruta - PSB_t (T/ano)	Perda de solo pela atividade humana - PSA_t (T/ano)	Perda de areia - PA (T/ha) (*)	Custo de espalhamento (CE) (R\$/ha)	Custo de dragagem (CD) (R\$/ha)	Custo de carregamento (CC) (R\$/ha)	Custo de reposição do solo (R\$/ha)	Custo de matéria orgânica (R\$/ha)	Custo de fósforo (R\$/ha)	Custo de potássio (R\$/ha)	Custo de reposição dos nutrientes (R\$/ha)	Custo total de reposição (R\$/ha)
Pastagem situação original	0,706	0,641	0,38	13,07	2,77	0,38	16,21	1,03	0,01	0,06	1,09	17,31
Pastagem obedecendo à lei	0,465	0,400	0,24	12,86	1,73	0,24	14,82	0,64	0,00	0,04	0,68	15,50
Agricultura familiar obedecendo à lei	0,384	0,319	0,19	12,78	1,38	0,19	14,35	0,51	0,00	0,03	0,65	15,00
Plantio direto de soja obedecendo à lei	6,336	6,271	3,69	18,06	27,08	3,69	48,83	10,03	0,06	0,60	10,81	59,64

(*) Resulta da aplicação do percentual médio de areia observado no solo da região, tabela A1. 26, aplicado sobre o valor da perda de solo pela atividade humana. Fonte: Elaboração própria(2009).

(Apêndice Ap. 20), tornando assim a operação prevista neste cenário muito próxima do campo da insustentabilidade, quando se pensa na valoração dos custos de reposição resultantes das atividades dos pequenos produtores. No entanto, é de se ressaltar que o valor da perda de solo aqui foi significativamente menor que a observada em Sítio Novo do Tocantins, evidenciando-se que referida perda deu-se mais em função de aspectos fora da atividade em si dos pequenos produtores. O fator principal dessa elevação é o valor relativamente alto da taxa de inclinação do solo na microbacia de Sítio Novo do Tocantins.

Outro cenário também intrigante é quando se prevê o plantio de soja em Araguaina, na modalidade do plantio direto, respeitando-se a exigência da reserva legal. Neste caso o custo total de reposição verificado na tabela 4.5.2 é de R\$ 59,64 por hectare, contrastando com o custo total de reposição de R\$ 270,92 exigidos em igual cenário quando implantado em Pedro Afonso.

A razão principal dessa diferença já foi explicada anteriormente, estando principalmente no elevado tamanho da rampa observado na microbacia de Pedro Afonso, que chega a 2.245,54 m, exercendo forte influência no cálculo da perda de solo que, por consequência, influencia o valor do custo ora analisado. Em relação ao preço do saco de soja: ele representa aproximadamente 1,5 saco para pagá-lo.

Em relação à receita gerada por um hectare de soja aos agricultores, ele representa apenas 3,35%. Assim, pondera-se que, sob o ponto de vista dos elementos analisados neste contexto, o plantio da soja seria mais bem indicado nesta região que na microbacia de Pedro Afonso.

4.5.3 Valoração das externalidades negativas e dos custos de reposição decorrentes das atividades ocorridas na microbacia do Córrego Grota do Joaquim, em Sítio Novo do Tocantins-TO

Mais uma vez, os objetivos aqui propostos são de natureza idêntica aos anteriormente colocados, seguindo-se também a mesma metodologia na coleta de material e cálculo dos valores.

Como já exposto em outro momento, a atividade econômica exercida nesta microbacia é proveniente de pequenos rebanhos compostos por bovinos de criar, onde se produz quantidade mínima de bezerros, variando em torno de 2 a 3 cabeças por produtor, e também de leite. Verifica-se ainda nestas propriedades a produção, com pequenos

excedentes, de farinha de mandioca, galinha caipira e melancia (AGÊNCIA...; INSTITUTO..., 2009).

Para efeito de valoração de eventual contaminação da água, considerando que o córrego ora focalizado possui extensão bem inferior à dos outros dois já analisados, determinou-se apenas dois pontos fixos de coleta, sendo um próximo à nascente e o outro em torno do seu centro. O esquema de coleta deu-se à semelhança do observado nas bacias anteriormente analisadas. Ele ocorreu ao longo do período agrícola 2008/2009, captando-se amostras antes, durante e após o período chuvoso.

Submetidas a análises químicas, para efeito do monitoramento dos oito elementos que compõem o IQA, nenhum deles fugiu ao padrão determinado pelo CONAMA em todo o período – razão pela qual não há necessidade de se processar a valoração de eventual perda na qualidade da água, decorrente da ação antrópica na área.

Assim, a ação de valoração recairá apenas sobre as perdas observadas no solo. As amostras e análises feitas *in loco* foram executadas também nos mesmos períodos em que as amostras da água foram colhidas e obedeceram ao mesmo critério geográfico para localização dos pontos de coleta.

Feitos os devidos esclarecimentos, realiza-se a seguir a análise dos principais valores encontrados.

4.5.3.1 Análise de valores e quantidades

Na condição original observada, a microbacia sob análise registra uma perda de solo (PSAt) de 5,449 t ha⁻¹ ano⁻¹. Desse total 4,32 t ha⁻¹ ano⁻¹ constituem-se de areia, sendo o valor estimado do custo total para sua reposição de R\$ 65,41 ha⁻¹ (tabela 4.3).

Considerando-se que a receita líquida por ha ano⁻¹, prevista para os pequenos produtores ali estabelecidos, é de apenas R\$ 17,29, conforme tabela A1.19 (Apêndice Ap. 20), percebe-se ser impossível a cobertura dos custos de reposição com o valor líquido por eles obtido. Com isso, conclui-se que, no caso dos pequenos produtores de Sítio Novo do Tocantins, aqui considerados, a receita líquida por eles produzida não é suficiente para cobrir os custos de reposição decorrentes do processo produtivo.

Tabela 4.3 - Micro bacia Córrego Grota do Joaquim, sistema produtivo de Sitio Novo do Tocantins-TO, composição do custo total de reposição

SISTEMA PRODUTIVO SITIO NOVO	Perda de solo bruta – PSA_t (T/ano)	Perda de solo pela atividade humana - PSA_t (T/ano)	Perda de areia - PA (T/ha) (*)	Custo de espalhament o (CE) (R\$/ha)	Custo de dragagem (CD) (R\$/ha)	Custo de carregamento (CC) (R\$/ha)	Custo de reposição do solo (R\$/ha)	Custo de matéria orgânica (R\$/ha)	Custo de fósforo (R\$/ha)	Custo de potássio (R\$/ha)	Custo de reposição dos nutrientes (R\$/ha)	Custo total de reposição (R\$/ha)
Pastagem situação original	5.514	5,449	4,32	16,99	31,68	4,32	52,99	11,99	0,04	0,40	12,42	65,41
Agricultura familiar obedecendo à lei	3.584	3,519	2,79	15,40	20,46	2,79	38,65	7,74	0,02	0,26	8,17	46,82
Pastagem área total	6.703	6,638	5,26	17,97	38,60	5,26	61,83	14,60	0,04	0,49	15,14	76,96
Pastagem obedecendo à lei	4.357	4,292	3,40	16,04	24,96	3,40	44,39	9,44	0,03	0,31	9,79	54,18
Plantio direto obedecendo à lei	60.099	60,034	47,60	61,96	349,06	47,60	458,61	132,08	0,40	4,40	137,03	595,64

(*) Resulta da aplicação do percentual médio de areia observado no solo da região, tabela A1. 26, aplicado sobre o valor da perda de solo pela atividade humana. Fonte: Elaboração própria (2009).

Percebeu-se que mesmo transferindo sua atividade para a microbacia de Pedro Afonso, onde a inclinação da rampa é bem menor, o que implica em menor perda de solo, o resultado líquido de sua atividade continua insuficiente para cobrir os custos de reposição do solo e nutrientes – o que leva à dedução de que a ação antrópica dos referidos produtores, sob o ponto de vista dos custos de reposição, caracteriza uma situação de insustentabilidade.

Se analisado o cenário onde ocorre a agricultura familiar com obediência à lei ambiental, ou seja, situação onde a reserva florestal é respeitada, verifica-se a menor perda de solo (PSA_t) decorrente de ação antrópica prevista para a microbacia sob análise, qual seja a de $3,519 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ – o que resulta num total de $2,79 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de areia a ser repostas, cujo custo total de reposição é de R\$ 46,82 ha^{-1} (tabela 4.3).

Considerando-se os resultados apresentados pelos dois cenários ora comentados e já analisados parcialmente em tópico anterior, percebeu-se que com a migração do quadro originário para este cenário verificou-se uma economia de 28,42 % no custo da reposição total do solo. Mesmo assim, pelos números apresentados, o processo continua com a insustentabilidade anteriormente apontada.

Observe-se que um dos piores cenários, dentro do contexto existente na microbacia local, seria quando se considera a possibilidade de uso da área total em pastagens, portanto, sem a guarda da reserva legal. Nesse caso a perda de solo (PSA_t) é de $6,638 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, que resulta em $5,26 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de areia e, de acordo com a tabela 4.5.3 e a um custo total de sua reposição de R\$ 76,96 ha^{-1} , enquanto sua receita líquida é de apenas R\$ 17,29 ha^{-1} , conforme tabela A1.19 (Apêndice Ap. 20). Assim, esse cenário também leva a uma insustentabilidade sobre o ponto de vista da valoração dos custos de reposição. Ressalta-se que com o custo total de reposição do solo observado na hipótese em que se prevê a exploração da área com pastagens, mas obedecendo-se a constituição da reserva legal, acontece perda de solo (PSA_t) estimada em $4,292 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, com uma perda proporcional de $3,40 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de areia, caindo o custo total de reposição para R\$54,18 ha^{-1} (tabela 4.3). Assim, apenas em decorrência do fato de se respeitar a reserva legal, verifica-se um queda de 42,04 % no referido custo.

Por último, o pior cenário para a microbacia em foco prevê que nela seja efetuado o plantio direto de soja, obedecendo a reserva legal, quando haveria uma perda de solo, (PSA_t) estimada em $60,034 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, correspondendo a $47,60 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de areia, com

custo total de reposição por hectare de R\$ 595,64 ha⁻¹ (tabela 4.3) equivalente a aproximadamente 15 sacos de 60 kg da leguminosa, ou seja, a 33,46 % de sua produção, conforme tabela A1.20(Apêndice Ap. 21).

Salienta-se, por fim, que neste caso o valor líquido obtido pelos sojicultores seria suficiente apenas para cobrir o valor dos custos de reposição, sem a presença de nenhuma margem de segurança. Assim, pode-se afirmar que diante do cenário em consideração seria impossível tanto sob o ponto de vista da sustentabilidade, conforme já anotado no capítulo 3, como da valoração dos custos de reposição, o cultivo da soja na microbacia do Córrego Grota do Joaquim, em Sítio Novo do Tocantins, onde todos os sub-índices locais do ISAGRI foram baixos.

4.5.4 Aspectos Gerais

Aqui foram tecidos breves comentários concernentes a aspectos mais gerais envolvendo a discussão dos resultados apresentados pela valoração dos custos de reposição detectados neste trabalho

Observando-se os resultados obtidos com a valoração do custo total de reposição da perda de solo verificada neste estudo, conforme consta das tabelas compostas, percebeu-se, à primeira vista, a existência de quatro grupos de resultados que levam a situações distintas.

No primeiro grupo, conforme demonstra a tabela 4.4, estão listados os cenários apresentando valores elevados que, certamente, causariam impasses de ordem econômica ou ambiental, mas que na realidade não fazem parte de situações factíveis, que eventualmente possam ser implementadas.

No segundo grupo, de conformidade com a tabela 4.5, destacam-se cenários factíveis, cujos resultados também levam a impasses de ordem ambiental e econômica e – o mais grave – neste grupo está quase a totalidade das situações envolvendo o plantio da soja, excetuando-se, dentre eles, a situação original de Pedro Afonso, onde, conforme tabela A1.21 (Apêndice Ap. 22), a receita líquida obtida pelos agricultores consegue cobrir o custo de reposição do solo e nutrientes, restando alguma margem de segurança. Assim, sob este aspecto, a atividade também seria sustentável.

Tabela 4.4 - Valoração dos custos de reposição da perda de solo – Grupo 1

SISTEMA PRODUTIVO	Perda de areia - PA (T/ha/ano)	Custo de reposição do solo (R\$/ha)	Custo de reposição dos nutrientes (R\$/ha)	Custo total de reposição do solo (R\$/ha)
1º GRUPO				
Plantio Convencional de soja área total – P. Afonso.	22,43	279,21	197,24	476,45
Plantio direto de soja área total – P. Afonso.	19,22	241,04	169,02	410,07
Plantio direto de soja obedecendo à lei – S. Novo do Tocantins.	47,60	458,61	137,03	595,64

Fonte: Elaboração própria (2009).

Tabela 4.5 - Valoração dos custos de reposição da perda de solo – Grupo 2

SISTEMA PRODUTIVO	Perda de areia - PA (T/a/ano)	Custo de reposição do solo (R\$/ha)	Custo de reposição dos nutrientes (R\$/ha)	Custo total de reposição do solo (R\$/ha)
2º GRUPO				
Plantio direto de soja obedecendo a lei – Pedro Afonso.	12,49	161,05	109,86	270,92
Plantio convencional de soja obedecendo à lei - Pedro Afonso.	14,58	185,86	128,21	314,07
Plantio direto de soja área total – Pedro Afonso.	19,22	241,04	169,02	410,07

Fonte: Elaboração própria (2009).

Acontece que no cenário mais otimista desse segundo grupo, onde se obedece à determinação legal de se fazer a reserva florestal e, ainda, adota-se a técnica do plantio direto, resulta um custo total de reposição estimado em R\$ 270,92 ha⁻¹ (Tabela 4.5).

Como se prevê neste caso uma receita líquida por hectare de R\$ 640,75 para o sojicultor, nota-se que o referido valor, embora sem uma margem mais confortável, ainda seria suficiente para cobrir os custos de reposição, tornando a operação resultante deste cenário ainda sustentável sob o ponto de vista da cobertura dos custos de reposição por ela provocados.

Tabela 4.6 - Valoração dos custos de reposição da perda de solo – Grupo 3

SISTEMA PRODUTIVO	Perda de areia - PA (t/ha/ano)	Custo de reposição do solo (R\$/ha)	Custo de reposição dos nutrientes (R\$/ha)	Custo total de reposição do solo (R\$/ha)
3º GRUPO				
Pastagem original Araguaina	0,38	16,21	1,09	17,31
Pastagem Obedecendo à lei- Araguaina	0,24	14,82	0,68	15,50
Pastagem área total- Pedro Afonso	1,36	28,67	11,96	40,63
Pastagem área total- Sítio Novo do Tocantins	5,26	61,83	15,28	77,11

Fonte: Elaboração própria (2009).

Uma situação ainda mais grave ocorre no caso seguinte, onde acontece o plantio convencional, ao invés do direto, respeitando-se a exigência da reserva florestal. Agora o custo de reposição, R\$ 314,07 ha⁻¹, é ainda mais alto, não obstante continuar sendo possível a cobertura do custo de reposição, no entanto com margem de segurança menor.

No cenário seguinte previu-se o plantio pelo sistema direto, sem, no entanto, obediência à constituição da reserva florestal legal. Neste caso o custo total de reposição alcança a importância de R\$ 410,07 ha⁻¹, aproximando-se perigosamente do lucro previsto e tornando a operação arriscada sob o ponto de vista da sustentabilidade.

O terceiro grupo, demonstrado na tabela 4.6, é formado por cenários abrangidos pela atividade pecuária, onde as situações envolvendo Araguaina e Pedro Afonso são factíveis. No entanto, no caso de Sítio Novo do Tocantins a operação é insustentável sob o ponto de vista da valoração dos custos de reposição.

O quarto grupo é formado pelos pequenos produtores de Sítio Novo do Tocantins. Trata-se de um grupo em situação muito difícil. Analisando-se sua principal atividade, que é a exploração pecuária em pequena escala, previu-se, conforme tabela A1. 21 (Apêndice Ap. 20), que 1 ha de pastagem promova uma rentabilidade de cerca de R\$ 170,45 ano⁻¹ e que seus custos com a mesma área sejam de R\$ 153,16 ha⁻¹ ano⁻¹, o que lhe daria um saldo positivo de R\$ 17,29 ha⁻¹ ano⁻¹. No entanto, conforme tabela 4.7 o custo total de reposição previsto para 1 ha da área por ele explorada é de R\$ 65,41, ficando, em cada hectare de pasto, “a descoberto”, R\$ 48,12.

Tabela 4.7 - Valoração dos custos de reposição da perda de solo – Grupo 4

SISTEMA PRODUTIVO	Perda de areia - PA (T/ha)	Custo de reposição do solo (R\$/ha)	Custo de reposição dos nutrientes (R\$/ha)	Custo total de reposição do solo (R\$/ha)
4º GRUPO				
Original-Sítio Novo do Tocantins	4,32	52,99	12,42	65,41

Fonte: Elaboração própria (2009).

Em termos percentuais, só com a reposição do solo ele gastaria 38,23 % de sua receita. Os custos de produção elevam-se a 90,0 %, ficando um “prejuízo” equivalente a 28,23% do valor de sua produção. Assim, ao se considerar a situação real observada com a exploração rural dos pequenos produtores da microbacia do Córrego Grota do Joaquim, no município de Sítio Novo do Tocantins, fazendo-se o cálculo dos custos de reposição provocados durante seu processo produtivo e, em seguida valorizando-se referidos custos, chega-se claramente à conclusão de que, sob este ponto de vista, a atividade dos pequenos produtores está visivelmente fora da faixa da sustentabilidade.

4.6 CONCLUSÃO

Optou-se aqui pela execução em separado da construção de ponderações sobre os resultados obtidos nessa pesquisa para cada microbacia estudada, como se verifica na continuidade do presente texto.

4.6.1 Pequenos Produtores de Sítio Novo do Tocantins-TO e a valoração dos custos de reposição do solo e da qualidade da água perdidos

Quando se analisou o reflexo das atividades dos pequenos produtores, observou-se que eles alcançaram um dos melhores índices de sustentabilidade – o que poderia levar a reduzido custo de reposição e, portanto, a um menor valor de ativo ambiental a ser recuperado.

Acrescenta-se a esta circunstância o fato de que apenas parte das perdas por eles provocadas, como também pelos demais produtores, é valorada, já que existe todo um

conjunto de elementos ambientais cuja valoração ainda não é factível como, por exemplo, vários elementos do solo que se perdem durante o processo erosivo.

É oportuno ressaltar, como já afirmado anteriormente, que por dificuldades quanto à identificação/quantificação e valoração de ativos ambientais ligados à fauna ou à flora e também a aspectos climáticos, algumas externalidades negativas deixaram de ser valoradas.

Não obstante os aspectos ora ressaltados, o número obtido pela valoração dos reflexos da ação antrópica dos pequenos produtores sobre o meio ambiente apresenta valores de magnitude elevada.

Conforme tabela A1.11 (Apêndice Ap. 12), concluiu-se que sua atividade, sob este ponto de vista, está fora do limite da sustentabilidade, porque a soma dos custos de produção e custos de recuperação dos ativos ambientais perdidos no processo produtivo é muito maior que o valor alcançado com a venda da produção obtida na área trabalhada.

Com esse resultado, concluiu-se contrariamente à hipótese do trabalho relativa à valoração, pela qual o valor do somatório dos dois custos seria menor do que o valor dos bens produzidos. Este resultado criou também um paradoxo já que, como se concluiu antes, a ação antrópica dos pequenos produtores no exercício de sua atividade profissional é ambientalmente sustentável.

No entanto, ao se considerar os custos de reposição provocados pela referida ação e valorá-los, contrariamente ao resultado anterior, o de agora é que se chega a uma zona de insustentabilidade. Assim, pode-se concluir, de forma paradoxal, que o sistema utilizado pelos pequenos produtores (objeto deste estudo) na exploração da terra torna-se ambientalmente sustentável. No entanto, os custos de reposição do solo perdido, quando valorados, levaram a um quadro de insustentabilidade. Não se pode esquecer, todavia, que o elevado grau de declividade da região influenciou no aumento da perda de solo e, por consequência, no custo total da reposição.

Não obstante a ressalva acima, conforme demonstra a tabela A1. 11 (Apêndice Ap. 12), mesmo que a atividade dos pequenos produtores ocorresse em Araguaina, o resultado também chegaria ao campo da insustentabilidade, embora com números menos expressivos. Esclarecendo-se que dos três locais objeto deste estudo, Araguaina é o que apresenta a melhor combinação entre declividade do terreno e tamanho da rampa – variáveis importantes na determinação da perda de solo.

4.6.2 Pecuaristas de Araguaina-TO e a valoração dos custos de reposição dos solos perdidos

Ao se considerar os três sistemas de produção, quanto à perda de solo ocorrida durante o processo produtivo, com foco na realidade observada, ou seja, quando não se considera resultados pertinentes a cenários projetados, o melhor desempenho deu-se na microbacia do córrego Grota Rica, em Araguaina, para onde se previu perda de apenas 0,641 t ha⁻¹ano⁻¹ de solo, com uma perda de areia de 0,38 t ha⁻¹ano⁻¹ (tabela 4.2).

Feita a valoração do solo perdido, concluiu-se ser necessário um gasto de R\$ 17,31 para cobertura dos custos totais de reposição de cada hectare de solo e de seus nutrientes perdidos ao longo do processo de produção.

Caso pecuaristas e Governo decidam prover as devidas reservas florestais definidas pela Lei, o custo de reposição baixaria ainda mais, limitando-se a R\$ 15,50 ha⁻¹.

Por outro lado, a partir de informações coletadas na região, fornecidas por pecuaristas destacados e por técnico da Fundação Universidade do Tocantins (UNITINS), montou-se a tabela A1.15 (Apêndice Ap. 16), onde se apurou o valor da receita média gerada por 1 hectare de pastagem, utilizada com a exploração pecuária, na modalidade de recria, por ser a mais praticada na microbacia em estudo, bem como de seu respectivo custo de produção.

Neste caso, pelos valores encontrados, fica evidente a confirmação da hipótese de trabalho onde se disse que o somatório dos custos de produção mais os de reposição são inferiores à receita obtida com a produção. Assim, concluiu-se que também sob o ponto de vista da valoração dos custos de reposição observados durante o processo de exploração pecuária, a referida ação seria também sustentável.

Mais uma vez fica o alerta da necessidade de se analisar o ISAGRI também de forma desagregada (como já feito anteriormente), para que se tenha melhor compreensão de outros pontos que também merecem atenção.

4.6.3. Sojicultores de Pedro Afonso e a valoração dos custos de reposição dos solos perdidos

Como já comentado anteriormente, na região objeto desse estudo o cultivo da soja é feito com a utilização do sistema de plantio direto, pela totalidade dos agricultores. Este é um dado importante considerando-se que, nos casos da espécie, ocorre queda significativa

no custo total de reposição do solo perdido ao longo do processo produtivo.

Conforme discriminado na tabela 4.1, nas condições originais observadas na região, a perda de solo prevista é de $14,44 \text{ t ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. Isso gera uma perda de $8,01 \text{ t ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ de areia, sendo o custo total de reposição e de seus principais nutrientes de R\$ 178,15 ha^{-1} . O custo médio de produção, projetado, é de R\$ 1.139,25 ha^{-1} , enquanto obtém-se produtividade média de 44,5 sacos de 60 kg. A partir destes valores concluiu-se que, em condições normais de colheita, haveria um lucro previsto de R\$ 640,75 ha^{-1} cultivado com soja, suficiente o bastante para pagamento do custo de reposição e ainda manter-se certa margem de lucro líquido.

Assim, pelos resultados expostos, pode-se concluir que no caso concreto hoje observado com o plantio da soja na microbacia do Ribeirão Lajeado fica comprovada a hipótese de trabalho onde se afirma que o somatório dos custos de produção, mais a parcela que representa o custo total de reposição do solo e seus nutrientes perdidos ao longo da ação antrópica, resultam num valor inferior ao da venda da produção de soja obtida na área considerada.

Pode-se afirmar então que, no caso sob análise, quando se considera a cobertura dos custos de produção e a valoração dos custos de reposição, gerados pela ação antrópica voltada para a produção de soja, referida operação é ambientalmente sustentável.

No entanto, como já visto, caso o sistema produtivo seja o convencional e não se provendo a reserva legal, essa sustentabilidade praticamente deixa de existir, uma vez que o valor do lucro por hectare na atividade, de R\$ 640,00, não apresenta uma margem de garantia satisfatória sobre a importância calculada para valoração dos custos de reposição previstos, de R\$ 477,00 ha^{-1} . Assim, depreende-se que se trata de uma atividade que merece cuidados, pois basta uma mudança de método de cultivo para levá-la a uma área de alerta quanto à questão da sustentabilidade.

É oportuno ressaltar que esta preocupação merece maior atenção, considerando-se as evidências apontadas no sentido de que os resultados da valoração devem estar minimizados.

5 CONCLUSÕES

De conformidade com um dos objetivos deste estudo, observou-se que no cálculo dos níveis de sustentabilidade decorrentes da atividade antrópica praticada por produtores agregados nas categorias de plantadores de soja, pecuaristas e pequenos produtores, à luz do Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI), alguns aspectos chamaram mais a atenção.

De início é importante observar que ao se analisar os resultados dos índices obtidos que não se deve limitar apenas à sua forma agregada. Para melhor aproveitamento de seu potencial, é necessário que se aprecie os resultados apresentados pelos diversos subíndices que o compõem, cada um sugerindo olhares particulares, porém de forma harmônica, para problemas comuns.

Por outro lado, é recomendável que se compare entre si os resultados obtidos. Dessa confrontação fica em evidência o desempenho de cada categoria frente a outra, no que se refere aos reflexos de sua ação no meio ambiente.

É interessante ressaltar, ainda, que após o cálculo do ISAGRI para cada uma das categorias sob estudo, foram construídos dezenas de cenários alternativos à realidade, com o que se alargou o campo de informações, permitindo-se análise mais acurada do assunto. No entanto, percebe-se que, por força do modelo, quando se processa determinada variável leva-se em conta o “pior valor” registrado por ela em todos os cenários criados. Com isso, maior variedade de cenários implicou em variações nos resultados apresentados, embora em dimensões sutis.

Por último, fica a observação dos cuidados que se deve ter ao considerar os números alcançados, lembrando-se que estes são fruto de um modelo que, conforme já registrado, naturalmente apresenta algum tipo de fragilidade. No entanto, acredita-se no seu poder de explicação.

A partir do exposto, registra-se que o melhor resultado do ISAGRI coube não apenas a uma, senão a duas categorias, aos pecuaristas de Araguaina e aos pequenos produtores localizados na microbacia de Sítio Novo do Tocantins, cujos valores foram, respectivamente, 0,792 e 0,786 (tab. 3.12). Como se observa, muito próximos.

Segundo critério adotado no trabalho, com estes resultados, considera-se as atividades das duas categorias dentro de uma faixa de sustentabilidade tida como boa,

confirmando-se a hipótese do trabalho a este respeito.

Em vista das observações acima, é interessante ressaltar algumas particularidades que foram importantes na determinação dos resultados alcançados. Assim, considera-se, a seguir, as atividades dos pequenos produtores de Sítio Novo do Tocantins.

Registra-se, a princípio, ser alta a declividade da microbacia local, calculada em 9,80 % (tab. A1.5) – o que influencia negativamente a gradação do ISAGRI. Isto ocorre porque a declividade alta implica em maior perda de solo e isso baixa o Índice de Erosão-IERO e, por consequência, também o valor do ISAGRI, piorando assim os valores obtidos.

A importância da declividade, quando alta, como fator de influência na baixa do IERO e, por consequência, de elevação no volume da perda de solo e piora do ISAGRI, fica indicada quando se projeta a implantação da monocultura da soja na região de Sítio Novo do Tocantins.

Neste cenário a perda de solo prevista, onde a declividade média é de 9,8%, eleva-se à assustadora quantia de 60,099 t ha⁻¹ ano⁻¹, contra apenas 0,706 t ha⁻¹ ano⁻¹ observada em Pedro Afonso, onde referida taxa é de 4,10 %.

A diferença na perda de solo não é ainda mais significativa porque em Pedro Afonso a rampa – como visto, outro fator que quanto maior mais corrobora com a determinação da perda de solo – é bem maior que a de Sítio Novo do Tocantins.

No primeiro caso ela é de 2.245,54 m, contra 231,23 m, observados na segunda localidade. É oportuno esclarecer que, ainda conforme tabela A1.5, existem outros fatores que também influenciam na determinação da perda de solo.

Aspecto que também merece atenção, inclusive já comentado anteriormente, é que na elaboração do IERO existem dois componentes, já descritos neste trabalho, o **C** que representa cobertura do solo e manejo da cultura, e o **P** indicativo de controle da erosão, que no modelo são dados. Ocorre que estes valores foram fixados a partir da realidade da agricultura na Região Sul do país, onde o grau de luminosidade do sol é menos intenso do que na nossa e, portanto, o resíduo da safra anterior dura mais e, assim, protege mais o solo. Logo, acredita-se que aqui o grau de proteção seria menor, com isso, distorcendo-se o resultado do IERO. Sugeri-se que se faça pesquisa específica para a região, fixando-se valores próprios, a fim de que haja maior segurança quanto aos resultados a serem obtidos.

Outro ponto que merece destaque é o fato de que, no cálculo do ISAGRI, os pequenos produtores locais foram beneficiados por praticamente não usarem fertilizantes,

como também pela pequena utilização de defensivos. Isto eleva tanto seu Índice de potencial de contaminação do uso de fertilizantes (IFERT) como o Índice do potencial de contaminação do uso de defensivos agrícolas (IDEF) o que, no conjunto, contribui para a elevação do ISAGRI. No entanto, não se pode considerar este procedimento no seu todo como positivo.

Acredita-se que o fato seria favorável caso esses produtores utilizassem alguma tecnologia alternativa, que fosse sustentável, em substituição aos referidos insumos, o que não ocorre. Na realidade, conforme se pesquisou *in loco*, eles simplesmente deixam de usar referidos insumos por falta de condições materiais, o que implica em baixa produtividade e renda no exercício de suas atividades agropastoris.

Outro aspecto que merece destaque é que os índices observados de porosidade (IPOR, 0,774) e de penetração (IRP, 0,910) na região explorada pelos pequenos produtores são bem melhores que os apresentados principalmente nas áreas de cultivo da soja (IPOR, 0,277) e (IRP, 0,688), e, ainda, com diferencial menor, em relação aos pecuaristas de Araguaina (IPOR 0,437) e (IRP, 0,862), conforme tabela A1.4. Neste aspecto, ao que tudo indica a sojicultura contribui significativamente para a piora do solo e, por consequência, piora no resultado do ISAGRI.

Sob o ponto de vista do IPOR, tanto a exploração da soja quanto a pecuária encontram-se na faixa da insustentabilidade. Com isso merecem atenção especial de autoridades públicas e privadas. Além do mais a impressão que se adquiriu é de que os pequenos produtores usam suas propriedades com menor intensidade, o que também pode influenciar na melhora dos referidos índices. Fica a sugestão de se fazer pesquisas visando a obtenção de maiores informações para melhor entendimento do assunto.

Por último registra-se que quando se pensa na valoração dos custos de reposição do solo perdido, gerados em decorrência da ação antrópica dos pequenos produtores, observa-se que não obstante os valores encontrados, conforme já explicitado, encontrarem-se minimizados, mesmo assim, em todos os casos que envolvem as ações de pequenos produtores percebe-se que os resultados financeiros previstos para as respectivas operações não cobrem os valores estimados para valoração das perdas de solo observadas (tab. 4.5.3), já que não houve necessidade de recuperação da água (tab. A1.1).

Assim fica o paradoxo de que as ações dos pequenos produtores de Sítio Novo do Tocantins são sustentáveis sob o ponto de vista ambiental e, no entanto, insustentáveis

quando se considera a valoração de seus custos de reposição. Este resultado contraria a hipótese do trabalho que esperava ser a operação também sustentável neste aspecto. Uma hipótese a respeito, que poderá ser motivo de nova pesquisa, é que a baixa tecnologia aplicada em suas atividades resulta em baixa produtividade e, por consequência, baixa renda, o que lhes impede de cobrir os valores estimados para referidos custos.

Dada a importância dessa categoria de produtores no Estado, não só pelo número de pessoas envolvidas na atividade, como também pela sua produção, é importante a atuação do governo no sentido de adotar uma política mais agressiva visando dotá-los de informações e tecnologia mais apropriadas às suas necessidades, respeitando-se suas limitações de recursos e a necessidade de preservá-los.

A seguir são destacados alguns aspectos pertinentes às atividades exercidas pelos pecuaristas da microbacia do Córrego Grota Rica em Araguaina, lembrando-se que nesse grupo postam-se pecuaristas de médio a grande porte.

Acredita-se que um dos aspectos mais relevantes observados nesta atividade é o risco de que, no médio a longo prazo, não havendo manejo operacional adequado dos animais e pastagens, possa baixar principalmente os valores pertinentes ao Índice de Porosidade do Solo (IPOR), hoje já apresentando nível preocupante e, talvez, no futuro, por consequência, o Índice de Resistência à Penetração (IRP).

Este seria o caminho para se chegar à degradação de pastagens, agravante sério à sustentabilidade da exploração pecuária e à economia do Estado. Os organismos oficiais não dispõem de informações seguras quanto ao tamanho da área hoje afetada pelo problema. Há necessidade de se conhecer esta realidade para que se possa adotar políticas adequadas visando sua solução.

Quanto à valoração dos custos de reposição verificados na exploração pecuária, viu-se que elas se limitaram à perda de solo, já que não se observou contaminação nas águas da bacia, acima dos níveis admitidos pelo CONOMA, conforme tabela A1. 2.

Por outro lado, dado o nível de perda de solo relativamente baixo para a região, de 0,706t/ha/ano, conforme tabela A1.5, e o bom índice de produtividade obtido pelos pecuaristas, tabela A1. 15, percebe-se não haver dificuldade maior para a reposição das perdas observadas.

Neste caso cumpriu-se a hipótese assumida no trabalho de que os custos de recuperação ao estado original do ambiente, somados aos custos de produção, são menores

do que o valor dos bens produzidos. Sob este aspecto considera-se a exploração pecuária na região ambientalmente sustentável.

Comparadas as três categorias aqui analisadas, o pior desempenho coube à atividade exercida pelos sojicultores, com o ISAGRI de 0,656, tab. 3.12, obtendo, dentro do parâmetro assumido, a classificação apenas de regular, sob o ponto de vista da sustentabilidade ambiental. Alguns aspectos contribuíram para reforçar este resultado não satisfatório, podendo-se elencar dentre eles as quantidades significativas de fertilizantes e defensivos utilizados no processo produtivo; o baixo nível de porosidade do solo observado na área plantada de soja, todos inerentes ao sistema em si de produção; o tamanho médio da rampa existente na microbacia, dependente das condições materiais do terreno.

Por outro lado alguns fatores foram importantes no sentido de melhorar a performance do índice, como: a baixa taxa de declividade do solo; o fato de se manter alta taxa de reserva florestal, superior à exigida pela lei e o uso do sistema de plantio direto.

Dois aspectos merecem atenção especial dos atores envolvidos. Primeiro o fato de que durante cerca de dez meses a água do rio que forma a bacia hidrográfica sob análise manteve-se com índice de fósforo superior ao permitido pelo CONAMA (tab. A.1.30 X), voltando ao normal só ao final do período da safra. Conforme já colocado anteriormente. Sob este aspecto, qualquer elevação na quantidade de fertilizantes usada na microbacia levará a uma situação de insustentabilidade grave, considerando-se os riscos, já colocados anteriormente, da eutrofização.

O segundo ponto refere-se ao índice muito baixo do IPOR registrado na área de plantio da soja. Quadro também muito grave, podendo evoluir para situação de queda na produtividade, na produção e até na elevação da perda de solo, conforme analisado anteriormente. No que se refere à valoração dos custos de reposição provenientes da exploração da soja, o quadro inspira muito cuidado em relação à possibilidade de se elevar o nível de fósforo utilizado na região. Nas condições atuais ainda não se levou em conta a necessidade de recuperação das águas para efeito da valoração das respectivas externalidades negativas. Assim, limitou-se apenas à reposição do solo perdido. Os custos necessários, embora sub valorados, tabela A1. 12 ainda são compatíveis com a receita prevista para a operação (Tab..A1.21). Sob este ponto de vista a operação é ambientalmente sustentável, estando de acordo com a hipótese do trabalho.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA DE DEFESA AGROPECUÁRIA DO ESTADO DO TOCANTINS . **Campanha de vacinação contra febre aftosa, 1ª etapa**. 2009. Disponível em: <<http://adapec.to.gov.br/conteudo.php?id=59>>. Acesso em: 25 abr. 2010.

_____. Tocantins. Disponível em: < <http://adapec.to.gov.br/>>. Acesso em 25 jun. 2009.

ALIER, Joan Martínez. **Da economia ecológica ao ecologismo popular**. Blumenau: FURB, 1998.

AMAZONAS, Maurício de Carvalho. **O que é economia ecológica**. Disponível em: <<http://www.ecoeco.org.br/>>. Acesso em: 9 jan. 2010.

ANDRADE, Daniel Caixeta. Economia e meio ambiente: aspectos teóricos e metodológicos nas visões neoclássica e da economia ecológica. **Revista Leituras de Economia Política**. São Paulo, n. 14, p. 1-31, ago./dez. 2008.

ARROW, L et. al. Economic growth, carrying capacity, and the environment. **Science**. v. 268. n. 5210, p. 520-521, apr. 1995.

AYRES, R. Industrial metabolism: theory and policy. In: R. AYRES; U. SIMONIS (Ed.) **Industrial Metabolism: restructuring for sustainable development**. Toquyo: United Nations University Press, 1994. p. 3-20.

_____. KNEESE, A. V. Production, consumption and externalities. **American Economic Review**. [S.l:s.n.], 1969. 59 p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed. Baltimore: Water Environment Federation, 2005. 364 p.

ARSHAD, M. A. et al. Physical tests for monitoring soilquality. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, Madison, v. 49, p. 123-141, 1996.

BENEDETTI FILHO, E.; FIORUCCI, A. R. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Química nova na escola**, v. 22, p. 10-16, 2005. Disponível em: <<http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc22/a02.pdf>>. Acesso em: 2 jun. 2009.

BERNARDO, L. **Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de**

tratamento. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental , 1995, 127 p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo.** 4. ed. São Paulo: Ícone, 1999. 355 p.

_____. _____. 6. ed. São Paulo: Ícone, 2008. 355p.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. Resolução- RE nº 74, de 21 de junho de 2002. **Diário Oficial [da] União** Brasília, DF, 31 dez. 2002. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.br/regs/resl/2002/54/_02rdc.htm>. Acesso em: 8 jun. 2010.

_____. CONAMA. Resolução CONAMA nº 357/2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 22 out 2009.

_____. Casa Civil. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965: **Novo código florestal.** Brasília, DF, 15 de setembro de 1965. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L4771.htm>. Acesso em: 22 out. 2009.

_____. CONAMA. Resolução CONAMA nº 274/2000. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 22 jun. 2010.

_____. CONAMA. Resolução CONAMA nº 357/2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 22 out. 2009.

BARBOSA, J. P. **Economia e ecologia:** a busca de um denominador comum - Estudo de caso: Escassez do Caranguejo-Uçá (*Uciddes Cordatus*) no Estuário do Rio Paraíba do Norte. Curitiba. In: ENCONTRO NACIONAL DE ECONOMIA POLÍTICA - II COLÓQUIO LATINO AMERICANO DE ECONOMISTAS POLÍTICOS. 7., 2002. Curitiba. **Anais...** Curitiba, 2002

BARRELLA, W. et al. As relações entre as matas ciliares os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Org.). **Matas ciliares:** conservação e recuperação. 2. ed. São Paulo: USP; FAPESP, 2001. p. 187-207.

BEGOSSI, A. Aspectos de economia ecológica: modelos evolutivos, manejo comum e aplicações. In: CAVALCANTI, C.: **Meio ambiente, desenvolvimento sustentável e políticas públicas.** São Paulo: Cortez; Recife: Fundação Joaquim Nabuco, 1997. p. 43-51.

BERNARDI, A. C. C. et al. **Sistema PAQLF 1.0 para administração do programa de análise de qualidade de laboratórios de fertilidade da Embrapa solos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2003.

BOULDING, K. E: “The economics of the coming Spaceship earth”. In: JARRET, H. (ed.). **Environmental quality in a growing economy**. London and Baltimore: Resources for the Future Inc. ; The Johns Hopkins Press, 1966.

BUARQUE, C. O pensamento em um mundo terceiro mundo. In: BURSZTYN, M. et al.: **Para pensar o desenvolvimento sustentável**. São Paulo: Brasiliense, 1994. p.57-80.

BUNGE **Fertilizantes e bunge alimentos**. Fazenda Santa Fé. (SP), 2009.

CAMPANHOLA, C. L.; ALFREDO, J.; RODRIGUES, G. S. Agricultura e impacto ambiental. In: SIMPÓSIO SOBRE OS CERRADOS DO MEIO-NORTE, 1., 1997, Teresina. **Anais...** Teresina: [s.n.], 1997.

CAPRA, Frijof. **A teia da vida: uma nova compreensão científica dos sistemas vivos**. São Paulo: Pensamento; Cultrix, 1996.

_____. **A teia da vida: uma nova compreensão científica dos sistemas vivos**. 9. ed. São Paulo: Pensamento; Cultrix, 2004.

CASARINI, Dorothy C. P. et. al. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2001. 73 p.

CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A L. Estabilidade de agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num latossolo roxo distrófico, em função de sistemas de plantio, rotação de culturas e métodos de preparo das amostras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 527-538, 1998.

CASTRO, S. Simões de. Micromorfologia de solos aplicada ao diagnóstico de erosão. In: GUERRA, A. J. Teixeira et al (Org.). **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007.

CATI. **Programa estadual de microbacias hidrográficas**. São Paulo, 2000.

CAVALCANTI, Clóvis (Org.). **Desenvolvimento e natureza**: estudos para uma sociedade sustentável. 3. ed. São Paulo: Cortez; Recife : Fundação Joaquim Nabuco, 2001.

CECÍLIO, R. A.; REIS, E. F. **Apostila didática**: manejo de bacias hidrográficas. Espírito Santo: UFES, 2006. 10 p.

CENTRO NORTE AGRONEGÓCIOS. **Uma nova fronteira no coração do Brasil**. Palmas, 2003. 50 p.

CHECHIN, Andrei Domingues; MAGALHÃES, Reginaldo Sales. A economia da sobrevivência e seus fundamentos sociais. In: ENCONTRO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA ECOLÓGICA, 7., 2007, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza, 2007.

COASE, R. The problem of social cost. **Journal of Law and Economics**, v. 3, p. 1-44, Oct., 1960.

COOPERATIVA AGROPECUÁRIA DE PEDRO AFONSO. Tocantins, 2009.

CORRÊA, Mauro Lúcio Torres. **Utilização de escória de aciaria como corretivo da acidez de solos para cultivos de soja e cana-de-açúcar e avaliação da contaminação ambiental**. 2006. 165 f. Tese. (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)- Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

COSTA, F. de Assis. Desenvolvimento agrário sustentável na Amazônia: trajetórias tecnológicas, estrutura fundiária e institucionalidade. In: BECKER, Bertha K. (Coord.). **Um projeto para a Amazônia no século XXI**: desafios e contribuições. Brasília, DF: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, 2009a. 426 p.

_____. Novos fundamentos institucionais para o desenvolvimento do setor rural da Região Norte. In: BECKER, Bertha K. (Coord.). **Um projeto para a Amazônia no século XXI**: desafios e contribuições. Brasília: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, 2009b. p.301-363.

COSTANZA, Robert. **Post-autistic economics review**. Issue n. 20. 3 jun. 2003. Article 2. Disponível em: <<http://www.paecon.net/PAERreview/issue20/Costanza20.htm>>. Acesso em: 22 maio 2010.

_____. Economia ecológica: uma agenda de pesquisa. In: MAY, P. H. ; MOTTA, R. S.: **Valorando a natureza** : análise econômica para o desenvolvimento sustentável. Rio de Janeiro: Campus, p. 111-144, 1994.

_____. Novos fundamentos institucionais para o desenvolvimento do setor rural da Região Norte. In: BECKER, Bertha K. (Coord.). **Um projeto para a Amazônia no século XXI: desafios e contribuições**. Brasília, DF: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, 2009b. p. 301-363.

DALY, H. **The world dynamics of economic growth: the economics of the steady state**. American Economic Association: [s.n.], 1974. p. 15-21

_____. Beyond growth. **The economics of sustainable development**. Boston: Beacon Press, 1996.

_____. Políticas para o desenvolvimento sustentável. In: CAVALCANTI, C. **Meio Ambiente, desenvolvimento sustentável e políticas públicas**. São Paulo: Cortez; Recife: Fundação Joaquim Nabuco, 1997

DE MARIA, I. C.; CASTRO, O. M.; DIAS, H. S. Atributos físicos do solo e crescimento radicular de soja em latossolo roxo sob diferentes métodos de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, p. 703-709, 1999.

DENARDIN, Valdir F. Abordagens econômicas sobre o meio ambiente e suas implicações quanto aos usos dos recursos naturais. **Passo Fundo: Teoria e Evidência Econômica**, v. 11. n. 21, nov. 2003.

DEVES, O. D. FILIPPI, E. E. Os sistemas agro-alimentares locais e as inter-relações com a economia ecológica. In: ENCONTRO DE ECONOMIA GAÚCHA, 4., 2008, Porto Alegre, **Anais....** Porto Alegre: PUC, 2008.

DIAS JUNIOR., M. S.; PIERCE, F. J. O processo de compactação do solo e sua modelagem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 20, p. 175-182, 1996.

DIXON, J. A. HUFSCHMIDT, M M. **Economic valuation techniques for the environment: a Case Study Workbook**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1986.

DORAN, J.W. et al. Soil health and sustainability. In: SPARKS, D. **Advances in agronomy**. San Diego Academic, v. 56. 1996.

DORFMAN, R.; DORFMAN, N.S. (Edt.). **Economics of the Environment**: selected readings. 2. ed. (1972). 'Up and down with ecology: the "issue-attention cycle"', *The Public Interest*, 28 (Spring): New York: W.W. Nort. Downs, 1977. p. 38-50.

DOS ANJOS, L. H. C.; VAN RAIJ, Bernardo. Indicadores de processos de degradação de solos. In: ROMEIRO, A. R. **Avaliação e contabilização de impactos ambientais**. Ademar R. Romeiro (Org.). Campinas: Unicamp; São Paulo: Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, 2004.

DREZE, Jacques H. et. al. Report of the IEA Committee on a new School of Economics and Economic Development (SEED) in the Third World, **Elsevier: Journal of Public Economics**, v. 55, n.1, p. 1-18, Sept. 1994.

ELY, Richard T. **A economia dos recursos ou os recursos da economia**. Massachusetts: Massachusetts Institute of Technology, 1973.

FAUSTINO, J. **Planificación y gestión de manejo de cuencas**. Turrialba: CATIE, 1996. 90 p.

FERRI, M. G. **Fisiologia Vegetal**. 2. ed. São Paulo: EPU; EDUSP, 1985. 350 p.

FONSECA, Ariadne do C. Geoquímica dos solos. In: BOTELHO, Rosângela G. Machado; GUERRA, Antônio José; SILVA, Antônio Soares da (Org.). **Erosão e conservação dos solos** : Conceitos, temas e aplicações. 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007. 340 p.

_____. _____. In: GUERRA, A. J. Teixeira e outros (Org.). **Erosão e conservação dos solos**. Conceitos, temas e aplicações. 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007.

GALLOPIN, G. C. Environmental and sustainability indicators and the concept of situational indicators. A system approach. **Environmental Modelling ; Assessment**, n.1, p.101-117, 1996.

GARCIA, F. F.; MENDANHA, M. L.; SOBRINHO, R. P. C. **A expansão da cultura da soja (glycine max) do Estado do Tocantins**. Relatório de acompanhamento de produção.

Secretaria da Agricultura, Pecuária e Abastecimento . Tocantins, 2007. p.1-23,

GLIESSMAN, S.R. **Agroecologia**: processos ecológicos em agricultura sustentável. Porto Alegre: EdUFRGS, 2000. 653 p.

GODARD, O. **Stratégies industrielles et conventions d'environnement**: de l'univers stabilisé aux univers controversés. INSEE - Méthodes "Environnement et Économie". Paris: CIRED, 1993. p. 39-40 - 145-174

IBGE. Levantamento Sistemático da Produção Agrícola. **Estado do Tocantins**: quadro comparativo da produção de grãos (2009). Disponível em: <<http://www.gov.br>>. Acesso em: 16 mar. 2010.

_____. **Produção Agrícola Municipal/2009**. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/pecua/default.asp/>>. Acesso em: 16 mar. 2010.

_____. **Censos 2007**. Censo Agropecuário 2006. Disponível em: <<http://www.gov.br>>. Acesso em: 16 mar. 2010.

IJMA, M.; KNO, Y. Interspecific differences of the root system structures of four cereal species as affected by soil compaction. **Japanese Journal of Crop Science**, v. 60, p. 130-138, 1991.

INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO RURAL DO ESTADO DO TOCANTINS. **Unidade de execução de serviços de sítio novo do Tocantins**. Tocantins, (2009-2010).

JARDINEIRO. NET. **Pousio**. Disponível em: <www.jardineiro.net/br/geral/dicionario.php> Acesso em: 25 mai. 2010.

KAECHELE, Karin T.; ROMEIRO, Ademar. Avanços e desafios do protocolo de Kyoto na visão da economia ecológica: o recebimento... In: ENCONTRO DA ANPPAS, 3., 2006. Brasília, DF: **Anais...** Brasília, DF: , 2006.

KARLEN, D.L. et al. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial). **Soil Sci: Soc. Am. J.**, v. 61, p. 4-10, 1997.

_____. STOTT, D.E. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: DORAN, J. W. et al. **Defining soil quality for a sustainable environment**.

Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 53-72.

_____. PIERCE, F. J. The vanishing resource. In: LAL, R.; PIERCE, F. J. **Soil management for sustainability**: Soil and water conservation Society. [S.l. : s.n.], 1991. p. 1-5.

_____. STEWART, B.A. Soil degradation: A global threat. **Adv. Soil Sci.** v. 11. [S.l.: s. n.], p.13-17, 1990.

KLINT, F. ALCÂNTARA, V. **De la economía ambiental e la economía ecológica**. Barcelona: Icaria, 1994.

LARSON, W. E.; PIERCE, F. J. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: DORAN, J. W. et al. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America Special Publication, 1994. p. 37-51.

LIMA, Gilberto Tadeu. **Naturalizando o capital, capitalizando a natureza**: o conceito de capital natural no desenvolvimento sustentável. Texto para discussão. IE/Unicamp, Campinas, n. 74, jun. 1999. Disponível em: <<http://www.eco.unicamp.br/Downloads/Publicacoes/TextosDiscussao/texto74.pdf>>. Acesso em: 17 abr. 2010.

LIPOVETSKY, Gilles. **A felicidade paradoxal**: ensaio sobre a sociedade do hiperconsumo. [S. l.: s.n.], 2007.

LIRA, W. S.; CANDIDO G. A. Análise dos modelos de indicadores no contexto do desenvolvimento sustentável. **Perspectivas Contemporâneas**. Campo Mourão, v. 3, n. 1, p. 31-45, jan./ jul. 2008.

MACEDO, M. C. M.; KICHEL, A. N.; ZIMMER, A. H. Degradação e alternativas de recuperação e renovação de pastagens. Embrapa Gado de Corte. **Comunicado Técnico**. n.62, p. 1-4, nov. 2000.

MAY, Peter H. Economia ecológica e o desenvolvimento equitativo no Brasil. In: CAVALCANTI, C.: **Desenvolvimento e natureza**: estudos para uma sociedade sustentável. 3. ed.. São Paulo, Cortez; Recife: Fundação Joaquim Nabuco. 2001. p. 235-255.

_____. LUSTOSA, Maria C. ; VINHA, Valéria da. **Economia do meio ambiente**: teoria e prática. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003.

MARQUES, J. F.; COMUNE, A. E. A teoria neoclássica e a valoração ambiental. In: ROMERO, A. R.; REYDON, B. P.; LEONARDY, M. L. A. (Org.). **Economia do meio ambiente**. 2. ed. Campinas: UNICAMP, 1995.

MARQUES, J. F.; COMUNE, A. E. A teoria neoclássica e a valoração ambiental. In: ROMERO, A. R. et al. **Economia do meio ambiente: teoria, políticas e a gestão de espaços regionais**. Campinas: Unicamp/IE, 1996.

MASLE, J.; PASSIOURA, J. B. The effect of soil strength on the growth of young wheat plants. **Australian Journal of Plant Physiology**. [S.l.], v. 14. p. 643-656, 1987.

_____. FARQHAR, G. D. Effects of soil strength on the relation of water-use-efficiency and growth to carbon isotope discrimination in wheat seedings. **Plant Physiology**, v. 86. [S.l.], p. 32-38, 1988.

MASSONI, Neusa Teresinha. Ilya Prigogine: uma contribuição à filosofia da ciência. **Revista Brasileira de Ensino de Física**, v.30, n.2, 2308 (2008). Artigo publicado no Scielo em 6 ago. 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbef/v30n2/a09v30n2.pdf>>. Acesso em: 18 abr. 2010.

MATTOS, K. M. da C.; MATTOS, A. **Valoração econômica do meio ambiente: uma abordagem teórica e prática**. São Paulo: Rima; FAPESP, 2004.

MCNEELY, R. N.; NEIMANIS, V. P.; DWYER, L. **Water quality sourcebook: a guide to water quality parameters**. Ottawa. [s.n.], 1979. 89 p.

MERICO, L. F. K. **Introdução à economia ecológica**. n.1. Blumenau: FURB, 1996. (Coleção Sociedade e Ambiente).

MENTEN, J. O. M. **Importância de novos defensivos agrícolas para a sustentabilidade da produção vegetal**. 31. Semana da Citricultura, ANDEF, São Paulo, Junho/2009. Disponível em:<http://www.centrodecitricultura.br/download/31a_semana_da_citricultura/02_06_2009_17_30_importancia_de_novos_produtos_fitossanitarios_jose_otavio_machado_menten.pdf>. Acesso em: 22 out. 2009.

MOTTA, Ronaldo Seroa da. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**, Rio de Janeiro: IPEA, 1997.

MOURA, L. G. V. **Indicadores para avaliação da sustentabilidade em sistemas de produção da agricultura familiar: o caso dos fumicultores de Agudo/RS**. 2002. 166 f.

Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Rural)- Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2002.

MUELLER, Charles C. **Dinâmica, condicionantes e impactos sócio-ambientais da evolução da fronteira agrícola no Brasil**. Documento de trabalho n° 7. [S.l.]: Instituto Sociedade, População e Natureza, 1992.

_____. O debate dos economistas sobre a sustentabilidade: Uma avaliação sob a ótica da análise do processo produtivo de Georgescu-Roegen. **Estudos Econômicos**, v. 35, n. 4, p. 687-713, out./dez. 2005.

NORGAARD, R. **Development betrayed: the end of progress and a coevolutionary revisioning of the future**. London: Routledge, 1994.

_____. Valoração ambiental na busca de um futuro sustentável. In: CAVALCANTI, C.: **Meio ambiente, desenvolvimento sustentável e políticas públicas**. São Paulo: Cortez; Recife: Fundação Joaquim Nabuco, 1997

_____. **Os economistas e as relações entre o sistema econômico e o meio ambiente**. Brasília, DF : UnB, 2007.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT. **Environmental Indicators for Agriculture**. Paris: Organization for Economic Cooperation and Development, 1997a.

_____. **Environmental Benefits from Agriculture: Issues and Policies**. The Helsinki Seminar. Paris: OECD, 1997b.

_____. **Agriculture and the Environment: Issues and Policies**. The Helsinki Seminar. OECD: Paris, 1998.

PEARCE, D. W. **Economic values and the natural world**. Massachusetts: The MIT Press, 1993.

_____. URNER, R. K. **Economics of natural resources and the environmental**. The Johns Hopkins University Press. Baltimore: Maryland, 1991.

PEDROSO, Cristina Marta. et al. **Cost-benefit analysis of the zona programa of Castro Verde (Portugal)**: Highlighting the Trade-off between Biodiversity and Soil Conservation.

Portugal: Science Direct, 2007.

PEIXOTO, J. **Análises físico-químicas:** turbidez, cor, pH, temperatura, alcalinidade e dureza. Laboratório de Tecnologias Ambientais – MIEB, Universidade Técnica de Lisboa, Portugal, 2007. Disponível em: <<http://www.biologica.eng.uminho.pt/TAEL/downloads/analis/cor%20turbidez%20ph%20t%20alcalinidade%20e%20dureza.pdf>>. Acesso em: 20 maio 2010.

PIMENTEL, D. et al. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. **Science**, [S.l.], n. 267, p. 1117-1123, 1995.

_____. MCLAUGHLIN, L. et al. Environmental and economic impacts of reducing U.S. agricultural pesticide use. In: PIMENTEL, D. **Handbook of pest management in agriculture**. Boca Rat: CRC Press, 1992. p. 679-718.

PILLET, G. **Economia ecológica:** introdução à economia do ambiente e recursos naturais.. Lisboa: [s.n], 1993. (Instituto Piaget).

POLANYI, Karl. The two meanings of economic. In: **The livelihood of man** (ed) PEARSON Harry W. New York: Academic Press, 1977. p. 19-34. .

PRIGOGINE, I. **Les lois du chaos**. Paris: Flammarion, 1993. 126 p.

_____. **O fim das certezas:** tempo, caos e as leis da natureza. São Paulo: EdUEP, 1996.

PRIGOGINE, I.; STENGERS, I. **La nouvelle alliance:** métamorphose de la science. Paris: Gallimard, 1986.

_____. **Entre le temps et l'éternité**. Paris: Flammarion, 1992. 222 p.

RASÕES, M. A. A. **Estudo sobre a precipitação química de fósforo como forma de remediação do estado trófico da Lagoa das Furnas**. 2008. 198 f. Dissertação (Mestrado)- Faculdade de Ciências e Tecnologias, Universidade de Lisboa, São Miguel, 2008.

REVISTA BRASILEIRA DE ENSINO DE FÍSICA. **Ilya Prigogine:** a contribution for the philosophy of science. v. 30. n. 2. 2308 (2008). Disponível em: <www.sbfisica.org.br>. Acesso em: 22 maio 2010.

RODRIGUES, Waldecy. Avaliação econômica dos impactos econômicos da produção agrícola nos Cerrados brasileiros. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECONOMIA E SOCIOLOGIA RURAL, 37., 1999. Brasília, DF: **Anais...** Brasília, DF, 1999.

_____. **Valoração econômica dos impactos ambientais e tecnologias de plantio em região de cerrados.** v. 3. n. 1. Rio de Janeiro: RER, 2005.

ROEGEN, Nicholas Georgescu. A lei da entropia e o processo econômico em retrospecto. **Eastern Economic Journal.** v. 12. n. 1, mar./Jan. 1986.

ROMEIRO, A. R. **Avaliação e contabilização de impactos ambientais.** In: ROMEIRO, Ademar R. (Org.). Campinas: Unicamp; São Paulo: Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, 2004.

_____. O Preço da Riqueza (artigo-resenha). **Revista de Economia Política,** v. 17, n. 3, ANPEC, dez. 1997.

_____. **Economia ou economia política da sustentabilidade?.** Campinas; Unicamp, 2001. (Texto para Discussão, 102).

_____. **Desenvolvimento sustentável e mudança institucional:** notas preliminares.. Campinas: Unicamp, 2001. p.12. (Texto para Discussão, 68)

_____. **Avaliação e contabilização de impactos ambientais.** Campinas: Unicamp; São Paulo: Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, 2004.

SAHIUM, R. J. Secretaria da Agricultura, Pecuária e Abastecimento do Estado do Tocantins. **Balanco do agronegócio em 2007 e novos desafios para 2008.** Tocantins, 2010.

SANTANA, D. P. **Manejo integrado de bacias hidrográficas.** Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2003. 63p. (Documento, 30).

SANTOS, Ricardo B. dos. **Relações entre meio ambiente e ciência econômica:** reflexões sobre economia ambiental e a sustentabilidade.[19--]. Disponível em: <http://www.fae.edu/publicacoes/pdf/IIseminario/pdf_reflexoes/reflexoes_23.pdf>. Acesso em: 22 fev. 2010.

SCHWEITZER, J. Economics, conservation and development: a perspective from USAID. In: VICENT, J.R.; CRAWFOR, E.W.; HOEHN, J.P. (Edt.) **Valuing environmental benefits in developing countries**: proceedings. East Lansing: Michigan State Univ, 1990.

SILVA, A. M.; RODRIGUES, B. B.; MARQUES, M. A. **Erosividade Brasil**: software em fase de elaboração. **Anais...** da 16ª Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água. Aracaju/SE, 2006. 1 CD - ROM.

SILVA, Luciana. Ferreira da. **A construção de um índice de sustentabilidade ambiental agrícola (ISA)**: uma proposta metodológica. Campinas, SP. 2007. 232 f. Tese (Doutorado em Economia Aplicada – área de concentração: Desenvolvimento Econômico, Espaço e Meio Ambiente) – Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

SMYTH, A. J.; DUMANSKI, J. A. Framework for evaluating sustainable land management: **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 75, n. 4, p. 401-406, 1995.

STOLF, R.; FERNANDES, J.; FURLANI NETO, V. L. Penetrômetro de impacto modelo IAA/Planalsucar-STOLF: Recomendação para seu uso. **STAB**: açúcar, álcool e subprodutos, Piracicaba, v.1, n. 3, p. 18-23, jan/fev. 1983.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. **A manual of sea water analysis, with special reference to the more common micronutrients and to particulate organic material**. Fisheries Research Board of Canada, Bull n. 125, second edition. Ottawa, 1965. 203 p.

TOCANTINS. Secretaria da Agricultura, Pecuária e Abastecimento do Estado do Tocantins. **Dados Agropecuários do Tocantins**. Disponível em: <<http://www.to.gov.br/seagro>>. Acesso em 16: mar 2010.

_____. Secretaria do Planejamento do Estado do Tocantins. **Sojicultura no Tocantins** (2009). Disponível em: <<http://www.SEPLAN.to.gov.br/SEPLAN>>. Acesso em: 13 abr 2010.

SÁ BARRETO, E. Crise ambiental e a ciência econômica: uma crítica à teodiceia do capitalismo verde. In: **Associação Internacional para o Realismo Crítico**. Realismo e Emancipação Humana. Um outro mundo é possível? Niterói: XII Conferência Anual, 2009.

SACHS, Ignacy. **Ecodesenvolvimento**: crescer sem destruir. São Paulo: Vértice, 1986.

SETZER, Joana *et al.* **Biodiversidade e Desenvolvimento**. Publicado em 04/09/2007. Disponível em: <www.ibap.org/noticias/nacional/040907/teses/Tese_Setzer.doc-Similares>. Acesso em: 29 maio. 2010.

SOLOW, Robert M. The economics of resources or the resources of economics. **The American Economic Review** v. 64, n°2, p. 1-14, May. 1974.

STALIÛNAS, K. Why patterns appear spontaneously in dissipative systems? *Nonlinear Analysis: Modelling and Control*, **Vilnius**. n. 4. Physikalisch-Technische Bundesanstalt. D-38023. Braunschweig/Germany: IMI, 1999. p.113-118.

TIEZZI, Enzo. **Tempos históricos, tempos biológicos. A terra ou a morte: os problemas da nova ecologia**. São Paulo: Nobel, 1988.

TOMASONI, M. A. **Contribuição ao estudo de indicadores ambientais**. *Geonordesse*. v. 15, n. 2, 2006. p. 90-118. Disponível em: <http://www.posgrap.ufs.br/periodicos/pdf/revista_geo_06_2/Marco.pdf>. Acesso em: 20 maio. 2008.

TUSNTALL, D. Developing environmental indicators: definitions, framework, and issues. In: Workshop on global environmental indicators, Washington, DC: **World Resources Institute**, p.7-8, Dec., 1992.

_____. Developing and using indicators of sustainable development in Africa: an overview. In: **Thematic workshop on indicators of sustainable development**, Banjul, Gambia, p.16-18, May, 1994

UDAETA, M. E. M. **Planejamento integrado de recursos energéticos para o setor elétrico -PIR: pensando o desenvolvimento sustentável**. 1997. 230 f. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

VIEIRA, Ilma C. G. et al. **Bases técnicas e referenciais para o programa de restauração florestal do Pará: um bilhão de árvores para a Amazônia**. Belém: Instituto de Desenvolvimento Econômico, Social e Ambiental do Pará, 2008. 103 p. (Pará Desenvolvimento, 2) Disponível em: <http://www.pa.gov.br/portal/idesp/downloads/Revisata_para_Developolvimento_No._2_Bilhao_de_Arvores.pdf>. Acesso em: 25 maio 009.

VEIGA, J. E. da. **Desenvolvimento sustentável: o desafio do século XXI**. Rio de Janeiro: Garamond, 2005.

_____; EHLERS, E. Diversidade biológica e dinamismo econômico no meio rural. In MAY, Peter H. et al. (Org.). **Economia do meio ambiente**. 2. ed. São Paulo: Campus, 2004.

WILLIS, K.; GARROD, G. An Individual Travel Cost Method of Evaluating forest recreation. **Journal of agriculture economic**. v. 42, n. 1, p. 33-42, 1989.

WISHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide planning**. Washington: D. C. USDA, 1978. 58p.

_____. _____. **Predicting rainfall erosion losses from cropland East of the Rocky Mountains**. Washington: D. C. USDA, 1965. Handbook, 262. 47p.

_____. _____. **Predicting rainfall erosion losses: a guide planning**. Washington D. C. USDA, 1978. Handbook, 537.

APÊNDICES

Apêndice Ap. 1: Fórmulas

Fórmula de cálculo do custo de espalhamento da areia (R\$ t.⁻¹)

CE: Custo do espalhamento do solo em hora máquina (R\$ t.⁻¹):

$$CE = \frac{CHM \times T}{TRF}$$

Onde:

- *CHM*: Custo da hora máquina (R\$ t.⁻¹)
- *T*: Tempo necessário para espalhar a areia na faixa de trabalho do espalhador (h)
- *TRF*: Total de areia reposta na faixa de trabalho do espalhador (t)

- Cálculo do tempo gasto na reposição da areia na faixa do espalhador (h):

$$T = T_m + T_c$$

Onde:

- *T*: Tempo necessário para espalhar a areia na faixa de trabalho do espalhador (h)
- *T_m*: Tempo do espalhador em movimento espalhar a areia na faixa de trabalho do espalhado (h)
- *T_c*: Tempo de carregamento do espalhador com areia necessária para a reposição na faixa (h)

- Cálculo do tempo do espalhador em movimento (h)

$$T_m = \frac{DP}{VT}$$

Onde:

- *T_m*: Tempo do espalhador em movimento espalhar a areia na faixa de trabalho do espalhador (h)
- *DP*: Distancia percorrida para a reposição na faixa de trabalho (Km)
- *VT*: Velocidade linear de trabalho do trator (km h.⁻¹)

- Cálculo da distancia percorrida para a reposição na faixa de trabalho (Km):

$$DP = 2xdx((1+n)x(\frac{n}{2}))$$

Onde:

- *DP*: Distancia percorrida para a reposição na faixa de trabalho (Km);
 - *d*: Distancia necessária para a deposição da capacidade de carga do espalhador (Km);
 - *n*: Número de cargas necessárias para que se percorra o comprimento de rampa médio da bacia (sem unidade);
- Cálculo da distância necessária para a deposição da capacidade de carga do espalhador (Km):

$$D = (VTxTdxC)$$

Onde:

- *d*: Distância necessária para a deposição da capacidade de carga do espalhador (Km);
 - *VT*: Velocidade linear de trabalho do trator (km h-1);
 - *Td*: Tempo necessário para descarga da capacidade do espalhador (h T-1)
 - *C*: Capacidade de carga do espalhador (T.)
- Cálculo do tempo necessário para descarga da capacidade do espalhador (h T-1):

$$Td = (\frac{1}{QxVO})$$

Onde:

- *Td*: Tempo necessário para descarga da capacidade do espalhador (h T⁻¹)
- *Q*: Vazão estipulada para reposição (T ha⁻¹)
- *VO*: Velocidade operacional (ha h⁻¹)

- Cálculo da velocidade operacional (ha h⁻¹):

$$VO = \frac{VT \times FO}{10}$$

Onde:

- *VO*: Velocidade operacional (ha h⁻¹)
- *VT*: Velocidade linear de trabalho do trator (km h⁻¹)
- *FO*: Faixa de operação do espalhador (metro)
- 10: Fator de correção de unidades

- Cálculo do número de cargas necessárias para que se percorra o comprimento de rampa médio da bacia (adimensional):

$$n = \frac{Cr}{d}$$

Onde:

- *n*: Número de cargas necessárias para que se percorra o comprimento de rampa médio da bacia (sem unidade)
- *Cr*: Comprimento de rampa (Km)
- *d*: Distância necessária para a deposição da capacidade de carga do espalhador (Km)

- Cálculo do tempo de carregamento do espalhador com areia necessária para a reposição na faixa (h):

$$TC = \frac{Cr}{d} \times \left(\frac{Tc}{60} \right)$$

Onde:

- *TC*: Carregamento do espalhador com areia necessária para a reposição na faixa (h)
- *Cr*: Comprimento de rampa (Km)
- *d*: Distância necessária para a deposição da capacidade de carga do espalhador (Km)

- T_c : Tempo necessário para carregar o espalhador (min.)
 - 60: Fator de correção de unidades
- Cálculo reduzido do total de areia reposta na faixa de trabalho do espalhador (t.):

$$TRF = \left(\frac{CrFO}{10}\right) \times Q$$

Onde:

- TRF : Total de areia reposta na faixa de trabalho do espalhador (t)
- Q : Vazão estipulada para reposição ($T\ ha^{-1}$)
- FO : Faixa de operação do espalhador (metro)
- Cr : Comprimento de rampa (Km)
- 10: Fator de correção de unidades.

- Cálculo de custo de espalhamento expandido:

$$\text{Custo} = \left[(CHN) \times \left\{ 2 \left(VT \cdot \left(\frac{1}{Q \cdot \left(\frac{VT \cdot FQ}{10} \right)} \right) \cdot (C) \right) \cdot \left(\left(1 + \frac{CR}{\left(VT \cdot \left(\frac{1}{Q \cdot \left(\frac{VT \cdot FQ}{10} \right)} \right) \cdot (C) \right)} \right) \cdot \left(\frac{CR}{\left(VT \cdot \left(\frac{1}{Q \cdot \left(\frac{VT \cdot FQ}{10} \right)} \right) \cdot (C) \right)} \right) \right) \right\} + \left[\left(\frac{CR}{\left(VT \cdot \left(\frac{1}{Q \cdot \left(\frac{VT \cdot FQ}{10} \right)} \right) \cdot (C) \right)} \right) \cdot \left(\frac{I_2}{60} \right) \right] \right] \cdot \left(\frac{CR \cdot FQ}{10} \right) \cdot Q$$

- Cálculo de custo de espalhamento resumido:

$$CE = \frac{CHMx ((600 xCc) + (60 xCc xVT xFO) + (VT xTcxQ xFO))}{(60 xCc xVT xFO)}$$

Onde:

- *CHM*: Custo da hora máquina (R\$ h⁻¹)
- *VT*: Velocidade linear de trabalho do trator (km h⁻¹)
- *Q*: Vazão estipulada para reposição (t ha⁻¹)
- *FO*: Faixa de operação do espalhador (m)
- *Cc*: Capacidade de carga do espalhador (t)
- *Tc*: Tempo necessário para carregar o espalhador (min.)

Apêndice Ap. 2: Tabela A1.1

Tabela A1.1: Indicadores de qualidade de água determinados nos pontos de coleta na microbacia do Córrego Grota do Joaquim em Sítio Novo do Tocantins, TO.

Parâmetros	Índice CONAMA	Melhor índice utilizado	Pior Valor	Média	Índice médio	Índices médios		
						Foz Média	Meio Média	Nascente Média
IQA Sítio Novo do Tocantins						0,67		
Ph	6 < X < 9	7,500	4,610	5,793	0,409	5,463	5,793	6,123
Turbidez (UNT)	< 100	1,000	70,000	27,833	0,611	22,667	27,833	33,000
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	> 5	8,400	7,100	7,490	0,300	7,415	7,490	7,565
Nitrogênio amoniacal total (mg/L N)	< 3.7	0,008	0,693	0,221	0,689	0,211	0,221	0,231
Nitrito (mg/L N)	< 1	0,000	0,005	0,001	0,893	0,001	0,001	0,001
Nitrato (mg/L N)	< 10	0,068	0,443	0,220	0,594	0,261	0,220	0,179
Fósforo Total (PO ₄ ⁻ mg/L)	< 0,03	0,024	1,200	0,103	0,933	0,125	0,103	0,082
Clorofila a (µg/L)	< 30	0,000	16,430	1,102	0,933	1,240	1,102	0,963
						PRIMEIRA COLETA		
Parâmetros	Índice CONAMA	Média utilizada	Pior Valor	Média	índice	Foz	Meio	Nascente
pH	6 < X < 9	7,500	4,610	5,615	0,348	4,800	5,615	6,430
Turbidez (UNT)	< 100	1,000	70,000	8,500	0,891	14,000	8,500	3,000
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	> 5	8,400	7,100	7,300	0,154	7,100	7,300	7,500
Nitrogênio amoniacal total (mg/L N)	< 3.7	0,029	0,693	0,128	0,851	0,158	0,128	0,098
Nitrito (mg/L N)	< 1	0,000	0,005	0,000	0,972	0,000	0,000	0,001
Nitrato (mg/L N)	< 10	0,088	0,443	0,124	0,898	0,158	0,124	0,090
Fósforo Total (PO ₄ ⁻ mg/L)	< 0,03	0,025	1,200	0,109	0,929	0,159	0,109	0,059
Clorofila a (µg/L)	< 30	0,200	16,430	0,760	0,965	0,980	0,760	0,540

Parâmetros	Índice CONAMA	SEGUNDA COLETA						
		Melhor índice utilizado	Pior Valor	Média	índice	Foz	Meio	Nascente
pH	6 < X < 9	7,500	4,610	5,795	0,410	5,410	5,795	6,180
Turbidez (UNT)	< 100	1,000	70,000	26,000	0,638	26,000	26,000	26,000
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	> 5	8,400	7,100	7,680	0,446	7,730	7,680	7,630
Nitrogênio amoniacal total (mg/L N)	< 3.7	0,008	0,693	0,299	0,575	0,266	0,299	0,332
Nitrito (mg/L N)	< 1	0,000	0,005	0,001	0,820	0,001	0,001	0,001
Nitrato (mg/L N)	< 10	0,068	0,443	0,203	0,639	0,181	0,203	0,226
Fósforo Total (PO ₄ ⁻ mg/L)	< 0,03	0,024	1,200	0,147	0,895	0,132	0,147	0,162
Clorofila a (µg/L)	< 30	0,000	16,430	1,075	0,935	0,780	1,075	1,370

Parâmetros	Índice CONAMA	TERCEIRA COLETA						
		Melhor índice utilizado	Pior Valor	Média	índice	Foz	Meio	Nascente
pH	6 < X < 9	7,500	4,610	5,970	0,471	6,180	5,970	5,760
Turbidez (UNT)	< 100	1,000	70,000	49,000	0,304	28,000	49,000	70,000
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	> 5	8,400	7,100	7,490	0,300	7,415	7,490	7,565
Nitrogênio amoniacal total (mg/L N)	< 3.7	0,008	0,693	0,236	0,667	0,208	0,236	0,264
Nitrito (mg/L N)	< 1	0,000	0,005	0,000	0,929	0,001	0,000	0,000
Nitrato (mg/L N)	< 10	0,068	0,443	0,332	0,295	0,443	0,332	0,221
Fósforo Total (PO ₄ ⁻ mg/L)	< 0,03	0,024	1,200	0,054	0,975	0,083	0,054	0,024
Clorofila a (µg/L)	< 30	0,000	16,430	1,470	0,911	1,960	1,470	0,980

Fonte: Elaboração própria (2009).

Apêndice Ap. 3: Tabela A1.2

Tabela A1.2: Indicadores de qualidade de água determinados nos pontos de coleta do Córrego Grota Rica (Araguaina-TO)

Parâmetros	Índice CONAMA	Melhor índice utilizado	Pior Valor	Média	índice	Foz média	Meio média	Nascente média
		Índices médios						
pH	6 < X < 9	7,500	4,610	6,696	0,722	6,633	6,750	6,703
Turbidez (UNT)	< 100	1,000	70,000	12,444	0,834	14,333	13,333	9,667
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	> 5	8,400	7,100	8,053	0,733	8,065	8,365	7,728
Amônia não ionizada (mg/L N)	< 0,1	0,008	0,693	0,238	0,664	0,356	0,181	0,178
Nitrito (mg/L N)	1,000	0,000	0,005	0,002	0,688	0,003	0,001	0,000
Nitrato (mg/L N)	< 10	0,068	0,443	0,213	0,612	0,181	0,181	0,279
Fósforo Total (PO ₄ ⁻ mg/L)	< 0,03	0,024	1,200	0,091	0,943	0,101	0,070	0,102
Clorofila a (µg/L)	< 30	0,000	16,430	2,370	0,856	5,737	0,460	0,913

Parâmetros	Índice CONAMA	PRIMEIRA COLETA						
		Melhor índice utilizado	Pior Valor	Média	índice	Foz	Meio	Nascente
pH	6 < X < 9	7,500	4,610	6,963	0,814	7,090	7,010	6,790
Turbidez (UNT)	< 100	1,000	70,000	3,667	0,961	3,000	3,000	5,000
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	> 5	8,400	7,100	7,975	0,673	8,200	8,400	7,325
Nitrogênio amoniacal total (mg/L N)	< 3,7	0,008	0,693	0,099	0,866	0,046	0,080	0,172
Nitrito (mg/L N)	< 1	0,000	0,005	0,002	0,615	0,005	0,000	0,000
Nitrato (mg/L N)	< 10	0,068	0,443	0,203	0,639	0,136	0,203	0,271
Fósforo Total (PO ₄ ⁻ mg/L)	< 0,03	0,024	1,200	0,052	0,976	0,052	0,040	0,063
Clorofila a (µg/L)	< 30	0,000	16,430	0,653	0,960	0,390	0,200	1,370

Parâmetros	Índice CONAMA	SEGUNDA COLETA						
		Melhor índice utilizado	Pior Valor	Média	índice	Foz	Meio	Nascente
pH	6 < X < 9	7,500	4,610	6,603	0,690	6,280	6,720	6,810
Turbidez (UNT)	< 100	1,000	70,000	27,000	0,623	33,000	30,000	18,000
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	> 5	8,400	7,100	8,130	0,792	7,930	8,330	8,130

Nitrogênio amoniacal total (mg/L N)	< 3,7	0,008	0,693	0,481	0,310	0,641	0,447	0,355
Nitrito (mg/L N)	<1	0,000	0,005	0,003	0,458	0,005	0,003	0,001
Nitrato (mg/L N)	< 10	0,068	0,443	0,301	0,378	0,226	0,271	0,407
Fósforo Total (PO ₄ ⁻ mg/L)	< 0,03	0,024	1,200	0,122	0,917	0,171	0,121	0,074
Clorofila a (µg/L)	< 30	0,000	16,430	5,933	0,639	16,430	0,590	0,780

TERCEIRA COLETA

Parâmetros	Índice CONAMA	TERCEIRA COLETA						
		Melhor índice utilizado	Pior Valor	Média	índice	Foz	Meio	Nascente
pH	6 < X < 9	7,500	4,610	6,520	0,661	6,530	6,520	6,510
Turbidez (UNT)	< 100	1,000	70,000	6,667	0,918	7,000	7,000	6,000
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	> 5	8,400	7,100	8,053	0,733	8,065	8,365	7,728
Nitrogênio amoniacal total (mg/L N)	< 3,7	0,008	0,693	0,135	0,815	0,380	0,016	0,008
Nitrito (mg/L N)	<1	0,000	0,005	0,000	0,990	0,000	0,000	0,000
Nitrato (mg/L N)	< 10	0,068	0,443	0,136	0,819	0,181	0,068	0,158
Fósforo Total (PO ₄ ⁻ mg/L)	< 0,03	0,024	1,200	0,100	0,935	0,080	0,050	0,170
Clorofila a (µg/L)	< 30	0,000	16,430	0,523	0,968	0,390	0,590	0,590

Fonte: Elaboração própria (2009).

Apêndice Ap. 4: Tabela A1.3

Tabela A1.3: Indicadores de qualidade de água determinados nos pontos de coleta do Ribeirão Lajeado em Pedro Afonso - TO.

Parâmetros	Índice CONAMA	Melhor índice utilizado	Pior Valor	Média	índice	Foz	Meio	Nascente
						média	média	média
----- Índices médios -----								
pH	6 < X < 9	7,500	4,610	5,503	0,309	5,480	5,520	5,510
Turbidez (UNT)	< 100	1,000	70,000	6,556	0,919	7,667	10,000	2,000
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	> 5	8,400	7,100	7,722	0,478	7,740	7,640	7,785
Amônia não ionizada (mg/L N)	< 0,1	0,008	0,693	0,204	0,713	0,172	0,412	0,029
Nitrito (mg/L N)	1,000	0,000	0,005	0,001	0,800	0,001	0,001	0,000
Nitrato (mg/L N)	< 10	0,068	0,443	0,140	0,808	0,196	0,136	0,088
Fósforo Total (PO ₄ ⁻ mg/L)	< 0,03	0,024	1,200	0,249	0,809	0,228	0,449	0,070
Clorofila a (µg/L)	< 30	0,000	16,430	0,306	0,981	0,133	0,393	0,390
PRIMEIRA COLETA								
Parâmetros	Índice CONAMA	Melhor índice utilizado	Pior Valor	Média	índice	Foz	Meio	Nascente
						média	média	média
pH	6 < X < 9	7,500	4,610	5,853	0,430	5,940	6,110	5,510
Turbidez (UNT)	< 100	1,000	70,000	2,667	0,976	1,000	5,000	2,000
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	> 5	8,400	7,100	7,567	0,359	7,550	7,580	7,570
Nitrogênio amoniacal total (mg/L N)	< 3.7	0,008	0,693	0,163	0,774	0,235	0,224	0,029
Nitrito (mg/L N)	< 1	0,000	0,005	0,001	0,860	0,001	0,001	0,000
Nitrato (mg/L N)	< 10	0,068	0,443	0,135	0,821	0,181	0,136	0,088
Fósforo Total (PO ₄ ⁻ mg/L)	< 0,03	0,024	1,200	0,042	0,985	0,030	0,025	0,070
Clorofila a (µg/L)	< 30	0,000	16,430	0,263	0,984	0,200	0,200	0,390
SEGUNDA COLETA								
Parâmetros	Índice CONAMA	Melhor índice utilizado	Pior Valor	Média	índice	Foz	Meio	Nascente
						média	média	média
pH	6 < X < 9	7,500	4,610	5,623	0,351	5,520	5,840	5,510

Turbidez (UNT)	< 100	1,000	70,000	11,000	0,855	15,000	16,000	2,000
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	> 5	8,400	7,100	7,877	0,597	7,930	7,700	8,000
Nitrogênio amoniacal total (mg/L N)	< 3.7	0,008	0,693	0,246	0,652	0,017	0,693	0,029
Nitrito (mg/L N)	<1	0,000	0,005	0,002	0,611	0,003	0,003	0,000
Nitrato (mg/L N)	< 10	0,068	0,443	0,105	0,902	0,090	0,136	0,088
Fósforo Total (PO ₄ ⁻ mg/L)	< 0,03	0,024	1,200	0,082	0,951	0,053	0,122	0,070
Clorofila a (µg/L)	< 30	0,000	16,430	0,327	0,980	0,000	0,590	0,390

TERCEIRA COLETA

Parâmetros	Índice CONAMA	TERCEIRA COLETA						
		Melhor índice utilizado	Pior Valor	Média	índice	Foz	Meio	Nascente
pH	6 < X < 9	7,500	4,610	5,033	0,146	4,980	4,610	5,510
Turbidez (UNT)	< 100	1,000	70,000	6,000	0,928	7,000	9,000	2,000
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	> 5	8,400	7,100	7,722	0,478	7,740	7,640	7,785
Nitrogênio amoniacal total (mg/L N)	< 3.7	0,008	0,693	0,204	0,714	0,264	0,318	0,029
Nitrito (mg/L N)	<1	0,000	0,005	0,000	0,929	0,001	0,000	0,000
Nitrato (mg/L N)	< 10	0,068	0,443	0,180	0,701	0,316	0,136	0,088
Fósforo Total (PO ₄ ⁻ mg/L)	< 0,03	0,024	1,200	0,623	0,490	0,600	1,200	0,070
Clorofila a (µg/L)	< 30	0,000	16,430	0,327	0,980	0,200	0,390	0,390

Fonte: Elaboração própria (2009).

Apêndice Ap. 5: Tabela A1.4

Tabela A1.4: Dados para calculo do IQA nas microbacias estudadas

Descrição dos cenários	IQA	Ph	Turbidez	Oxigênio Dissolvido	Nitrogênio Amoniacal Total	Nitrato	Nitrito	Fósforo Total	Clorofila a	IPOR	IRP	IQF	IEA
Pedro Afonso original	0,727	5,503	6,556	7,722	0,204	0,001	0,140	0,249	0,306	0,572	0,836	0,704	0,712
Nascente (cerrado)	Índices Dados Brutos	0,311	0,986	0,527	0,969	0,953	0,946	0,961	0,976	0,888	0,979	0,933	0,898
Meio (soja)	Índices Dados Brutos	0,315	0,870	0,415	0,410	0,728	0,819	0,639	0,976	0,277	0,688	0,482	0,537
Foz (soja)	Índices Dados Brutos	0,301	0,903	0,492	0,760	0,720	0,659	0,827	0,992	0,277	0,688	0,482	0,564
Pedro Afonso substituindo área de soja por pastagens										0,437	0,862	0,649	0,675
Pedro Afonso substituindo área de soja por agricultura familiar										0,774	0,910	0,842	0,804
Pedro Afonso soja plantio convencional obedecendo à lei										0,277	0,688	0,482	0,564
Pedro Afonso soja plantio direto obedecendo à lei	0,727	5,503	6,556	7,722	0,204	0,001	0,140	0,249	0,306	0,277	0,688	0,482	0,564
Pedro Afonso pastagens obedecendo à lei										0,437	0,862	0,649	0,675
Pedro Afonso agricultura familiar obedecendo à lei										0,774	0,910	0,842	0,804
Pedro Afonso soja plantio direto área total										0,277	0,688	0,482	0,564
Pedro Afonso soja plantio convencional área total										0,277	0,688	0,482	0,564
Pedro Afonso pastagens										0,437	0,862	0,649	0,675

<hr/>										
área total										
<hr/>										
Pedro Afonso agricultura familiar área total										
<hr/>										
Pedro Afonso cerrado área total										
<hr/>										
Araguaina soja plantio convencional obedecendo à lei										
<hr/>										
Araguaina soja plantio direto obedecendo à lei										
<hr/>										
Araguaina pastagens obedecendo à lei										
<hr/>										
Araguaina agricultura familiar obedecendo à lei										
<hr/>										
Araguaina soja plantio direto área total										
<hr/>										
Araguaina soja plantio convencional área total										
<hr/>										
Araguaina original										
<hr/>										
Índices										
Nascente <i>Dados</i> 0,759 0,724 0,874 0,483 0,751 0,923 0,438 0,933 0,944										
<i>Brutos</i>										
Índices										
Meio <i>Dados</i> 0,837 0,740 0,821 0,973 0,747 0,781 0,699 0,961 0,972 0,437 0,862 0,649 0,712										
<i>Brutos</i>										
Índices										
Foz <i>Dados</i> 0,673 0,700 0,807 0,742 0,492 0,359 0,699 0,935 0,651										
<i>Brutos</i>										
<hr/>										
Araguaina agricultura familiar área total										
<hr/>										
Araguaina Cerrado área total										
<hr/>										
Sítio Novo soja plantio direto obedecendo à lei										
<hr/>										
Sítio Novo do Tocantins pastagens obedecendo à										
<hr/>										

lei										
Sítio Novo do Tocantins agricultura familiar obedecendo à lei										
0,774 0,910 0,842 0,785										
Sítio Novo pastagens área total										
0,437 0,862 0,649 0,656										
Sítio Novo do Tocantins original	0,670	0,409	0,611	0,300	0,689	0,893	0,594	0,933	0,933	0,785
	Índices				0,674			0,951		
Nascente	0,696	0,524	0,536	0,358		0,880	0,703		0,941	0,793
	<i>Dados Brutos</i>				0,231			0,082		
	Índices				0,689	0,907		0,933		0,774 0,910 0,842
Meio	0,657	0,409	0,611	0,300			0,486		0,925	0,780
	<i>Dados Brutos</i>				0,221			0,103		
	Índices				0,704			0,914		
Foz	0,658	0,295	0,686	0,242		0,893	0,594		0,933	0,781
	<i>Dados Brutos</i>				0,211			0,125		
Sítio Novo do Tocantins cerrado área total	0,670	0,409	0,611	0,300	0,689	0,893	0,594	0,933	0,933	0,888 0,979 0,933 0,846

Fonte: Elaboração própria(2009).

Apêndice Ap. 6: Tabela A1.5

Tabela A1.5: dados brutos para calculo do IERO

Descrição dos cenários		IERO	R	K	LS	L	S	C	P	Perda de solo em T/ha	IDEF	IFERT	IDEG	IMANEJ
Pedro original	Afonso	0,761	11788,800	0,034	1,333	2245,540	4,10%	0,04444	0,600	14,507	0,671	0,659	0,723	0,533
Nascente	Índices <i>Dados Brutos</i>	0,999						<i>0,0004</i>	<i>0,300</i>	<i>0,065</i>	1,000	1,000	0,999	0,805
Meio	Índices <i>Dados Brutos</i>	0,761	<i>11788,800</i>	<i>0,034</i>	<i>1,333</i>	<i>2245,540</i>	<i>4,10%</i>	<i>0,1069</i>	<i>0,600</i>	34,726	<i>5,170</i>	<i>350,000</i>	0,476	0,156
Foz	<i>Dados Brutos</i>							<i>0,1069</i>	<i>0,600</i>	34,726	<i>5,170</i>	<i>350,000</i>		
Pedro substituindo área de soja por pastagens	Afonso	0,938						0,0113	0,436	3,759	0,927	0,886	0,925	0,805
Pedro substituindo área de soja por agricultura familiar	Afonso	0,941						0,0113	0,399	3,610	0,974	0,975	0,954	0,694
Pedro Afonso soja plantio convencional obedecendo à lei		0,566	11788,800	0,034	1,333	2245,540	4,10%	0,0537	0,560	26,357	0,381	0,381	0,492	0,341
Pedro Afonso soja plantio direto obedecendo à lei		0,628						0,0537	0,495	22,595	0,381	0,381	0,529	0,383
Pedro pastagens obedecendo à lei	Afonso	0,973						0,0040	0,508	1,659	0,880	0,823	0,924	0,912
Pedro agricultura familiar	Afonso	0,977						0,0040	0,437	1,369	0,972	0,997	0,980	0,697

obedecendo à lei																		
Pedro Afonso soja plantio convencional área total	0,333						0,1069	0,700	40,514	0,048	0,048	0,219	0,091					
Pedro Afonso soja plantio direto área total	0,428						0,1069	0,600	34,726	0,048	0,048	0,276	0,156					
Pedro Afonso pastagens área total	0,959						0,0075	0,620	2,518	0,816	0,728	0,884	0,970					
Pedro Afonso agricultura familiar área total	0,966						0,0075	0,510	2,071	0,958	0,995	0,970	0,638					
Pedro Afonso cerrado área total	0,999						0,0004	0,300	0,065	1,000	1,000	0,999	0,805					
Araguaina soja plantio convencional obedecendo à lei	0,878						0,0537	0,560	7,391	0,381	0,381	0,679	0,341					
Araguaina soja plantio direto obedecendo à lei	0,896						0,0537	0,495	6,336	0,381	0,381	0,690	0,383					
Araguaina pastagens obedecendo à lei	0,992						0,0040	0,508	0,465	0,880	0,823	0,936	0,884					
Araguaina agricultura familiar obedecendo à lei	0,994	10975,7	0,023	0,604	605,14	7,20%	0,0040	0,437	0,384	0,972	0,997	0,990	0,697					
Araguaina soja plantio convencional área total	0,813						0,1069	0,700	11,361	0,048	0,048	0,507	0,091					
Araguaina soja plantio direto área total	0,840						0,1069	0,600	9,738	0,048	0,048	0,523	0,156					
Araguaina original	0,988						0,0075	0,620	0,706	0,816	0,728	0,902	0,790					

Araguaina agricultura familiar área total	0,990							0,0075	0,510	<i>0,581</i>	0,958	0,995	0,985	0,638
Araguaina Cerrado área total	1,000							0,0004	0,300	<i>0,038</i>	1,000	1,000	1,000	0,805
Sítio Novo soja plantio direto obedecendo à lei	0,010							0,0537	0,495	<i>60,099</i>	0,381	0,381	0,158	0,383
Sítio Novo do Tocantins pastagens obedecendo à lei	0,928							0,0040	0,508	<i>4,357</i>	0,880	0,823	0,898	0,912
Sítio Novo do Tocantins agricultura familiar obedecendo à lei	0,941	10684,9	0,074	1,813	231,23	9,80%		0,0040	0,437	<i>3,584</i>	0,972	0,997	0,958	0,697
Sítio Novo pastagens área total	0,890							0,0075	0,620	<i>6,703</i>	0,816	0,728	0,842	0,970
Sítio Novo do Tocantins original	0,909							0,0075	0,510	<i>5,514</i>	0,958	0,995	0,936	0,638
Sítio Novo do Tocantins cerrado área total	0,997							0,0004	0,300	<i>0,173</i>	1,000	1,000	0,998	0,805

Fonte: Elaboração própria (2009).

Apêndice Ap. 7: Tabela A1.6

Tabela A1.6 : Índice de Erodibilidade mensal e anual nos municípios de Pedro Afonso, Araguaina e Sítio Novo do Tocantins – TO.

Microbacia	Erosividade												
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Anual
Pedro Afonso	2.546,1	2.257,2	1.988,4	767	36	2	0,4	2	106,4	738,1	1.259,6	2.085,6	11.788,8
Araguaina	2.258,8	2.435,2	2.319,4	976,2	122,4	20,8	2,7	14,6	116,3	540,7	764,8	1.403,6	10.975,7
Sítio Novo do Tocantins	1.794,8	2.562,5	3.039,8	1475,1	219,6	10,2	3	4,5	45,1	209,7	391	929,7	10.684,9

Fonte: Elaboração própria (2009).

Apêndice Ap. 08: Tabela A1.7

Tabela A1.7: Dados para calculo do Índice de erosão - IERO

Uso	Área Em ha	IERO	Perdas (A) ----- t ha ⁻¹ ano ⁻¹	Melhor valor ----- t ha ⁻¹ ano ⁻¹	PV	R MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ ano ⁻¹	K t h MJ ⁻¹ mm ⁻¹	LS	C Adimensionais	P
Soja plantio direto	15.154,41		34,726						0,1069	0,60
Cerrado	26.069,32	0,761	0,065			11.788,80	0,03	1,33	0,0004	0,30
Cana	1.914,14		23,677						0,0754	0,58
Pousio	2.273,16		37,620						0,1069	0,65
Média			14,507	0	60,70					
Pastagens	15.154,41		2,518						0,0075	0,62
Cerrado	26.069,32	0,938	0,065			11.788,80	0,03	1,33	0,0004	0,30
Cana	1.914,14		23,677						0,0754	0,58
Pousio	2.273,16		37,620						0,1069	0,65
Média			3,759						0,0113	0,436

Agricultura familiar	15.154,41		2,071				0,0075	0,51
Cerrado	26.069,32	0,941	0,065	11.788,80	0,03	1,33	0,0004	0,30
Cana	1.914,14		23,677				0,0754	0,58
Pousio	2.273,16		37,620				0,1069	0,65
Média			3,610				0,0113	0,399
Soja plantio direto	29.517,17		34,726	11.788,80	0,03	1,33	0,1069	0,60
Cerrado	15.893,86	0,628	0,065	11.788,80	0,03	1,33	0,0004	0,30
Média			22,595				0,0537	0,495
Soja plantio convencional	28.272,98		40,514	11.788,80	0,03	1,33	0,1069	0,70
Cerrado	15.223,91	0,566	0,065	11.788,80	0,03	1,33	0,0004	0,30
Média			26,357				0,0537	0,560
Pastagens	28.272,98		2,518	11.788,80	0,03	1,33	0,0075	0,62
Cerrado	15.223,91	0,973	0,065	11.788,80	0,03	1,33	0,0004	0,30
Média			1,659				0,0040	0,508
Agricultura familiar	28.272,98		2,071	11.788,80	0,03	1,33	0,0075	0,51
Cerrado	15.223,91	0,977	0,065	11.788,80	0,03	1,33	0,0004	0,30
Média			1,369				0,0040	0,437
Soja plantio direto	45.411,03	0,428	34,726	11.788,80	0,03	1,33	0,1069	0,60
Soja plantio convencional	45.411,03	0,333	40,514	11.788,80	0,03	1,33	0,1069	0,70
Pastagens	45.411,03	0,959	2,518	11.788,80	0,03	1,33	0,0075	0,62
Agricultura familiar	45.411,03	0,966	2,071	11.788,80	0,03	1,33	0,0075	0,51
Cerrado	45.411,03	0,999	0,065	11.788,80	0,03	1,33	0,0004	0,30
Pastagens	6.239,00	0,988	0,706	10.975,70	0,02	0,60	0,0075	0,62
Soja plantio direto	4.055,35		9,738	10.975,70	0,02	0,60	0,1069	0,60
Cerrado	2.183,65	0,896	0,018	10.975,70	0,02	0,60	0,0004	0,30
Média			6,336				0,0537	0,495
Soja plantio convencional	4.055,35	0,878	11,361	10.975,70	0,02	0,60	0,1069	0,70

Cerrado	2.183,65		0,018				0,0004	0,30
Média			7,391				0,0537	0,560
Pastagens	4.055,35		0,706				0,0075	0,62
Cerrado	2.183,65	0,992	0,018	10.975,70	0,02	0,60	0,0004	0,30
Média			0,465				0,0040	0,508
Agricultura familiar	4.055,35		0,581				0,0075	0,51
Cerrado	2.183,65	0,994	0,018	10.975,70	0,02	0,60	0,0004	0,30
Média			0,384				0,0040	0,437
Soja plantio direto	6.239,00	0,840	9,738	10.975,70	0,02	0,60	0,1069	0,60
Soja plantio convencional	6.239,00	0,813	11,361	10975,70	0,02	0,60	0,1069	0,70
Agricultura familiar	6.239,00	0,990	0,581	10975,70	0,02	0,60	0,0075	0,51
Cerrado	6.239,00	1,000	0,018	10975,70	0,02	0,60	0,0004	0,30
Agricultura familiar	2.476,54	0,909	5,514	10684,90	0,07	1,81	0,0075	0,51
Soja plantio direto	1.609,75		92,460				0,1069	0,60
Cerrado	866,79	0,010	0,000	10684,90	0,07	1,81	0,0004	0,30
Média			60,099				0,0537	0,495
Pastagens	1.609,75		6,703				0,0075	0,62
Cerrado	866,79	0,928	0,000	10684,90	0,07	1,81	0,0004	0,30
Média			4,357				0,0040	0,508
Agricultura familiar	1.609,75		5,514				0,0075	0,51
Cerrado	866,79	0,941	0,000	10684,90	0,07	1,81	0,0004	0,30
Média			3,584				0,0040	0,437
Pastagens	2.476,54	0,890	6,703	10684,90	0,07	1,81	0,0075	0,62
Cerrado	2.476,54	0,997	0,173	10684,90	0,07	1,81	0,0004	0,30

Fonte: Elaboração própria (2009).

Apêndice Ap. 09: Tabela A1.8

Tabela A1.8: Dados brutos para cálculo do Índice de Porosidade - IPOR

Profundidade em (cm)	Pedro Afonso				Araguaina		Sítio Novo do Tocantins	
	1ª Amostragem		2ª Amostragem		1ª Amostragem	2ª Amostragem	1ª Amostragem	2ª Amostragem
	dado bruto	média	dado bruto	Média	dado bruto	dado bruto	dado bruto	dado bruto
0 a 5	47,23		46,44					
	45,61	46,08	53,72	54,83	45,60	54,71	54,32	58,15
	45,40		64,34					
5 a 10	45,91		49,13					
	46,27	43,38	53,80	54,25	40,27	50,43	51,15	58,50
	37,96		59,81					
10 a 15	45,62		45,03					
	45,36	49,17	51,95	52,24	48,28	50,35	53,19	58,11
	56,53		59,73					
15 a 20	53,75		47,14					
	47,98	50,91	55,72	53,63	40,63	50,43	50,40	56,28
	51,00		58,02					

Fonte: Elaboração própria(2009).

Cálculo dos Índices de Porosidade - IPOR

Microbacia	Valor de referência	Pior Valor	Profundidade em (cm)	Valor observado (média) de cada profundidade	IPOR por profundidade	IPOR média das profundidades
Pedro Afonso			0 a 5	50,45	0,567	0,572
			5 a 10	48,81	0,493	
			10 a 15	50,71	0,578	
			15 a 20	52,27	0,649	
Araguaina	0,60	37,96	0 a 5	50,15	0,553	0,437
			5 a 10	45,35	0,335	
			10 a 15	49,31	0,515	
			15 a 20	45,53	0,343	
Sítio Novo do Tocantins			0 a 5	56,23	0,829	0,774
			5 a 10	54,82	0,765	
			10 a 15	55,65	0,803	
			15 a 20	53,34	0,698	

Fonte: Elaboração própria (2009)

OBS.: 60% adotado pela literatura como boa porosidade segundo CARTER, 1990; TWERDOFF et. al., 1999.

Apêndice Ap. 10: Tabela A1.9

Tabela A1.9: Dados dos pontos de comprimento de rampa e declividade do terreno nas microbacias dos municípios estudados

Pontos analisados	Pedro Afonso		Araguaina		Sítio Novo do Tocantins	
	L	S	L	S	L	S
01	2.366,66	5,82	556,12	5,07	236,31	10,13
02	2.130,00	2,91	624,65	7,09	202,55	7,09
03	2.321,58	4,85	671,93	8,10	226,08	9,12
04	2.182,25	2,82	641,48	6,58	208,69	7,17
05	2.281,62	2,91	655,69	9,12	163,12	10,13
06	2.396,37	2,85	589,72	6,08	153,45	13,17
07	2.424,03	3,88	546,22	5,07	162,66	13,17
08	2.222,20	2,91	707,46	8,10	293,60	12,16
09	2.439,40	4,85	501,56	8,10	206,65	8,10
10	2.184,30	4,85	621,18	9,12	215,85	12,16
11	2.098,24	2,91	522,73	5,07	247,23	8,10
12	2.123,85	2,91	688,17	7,09	183,12	10,13
13	2.323,63	4,85	595,81	6,08	294,62	13,17
14	2.203,76	6,79	520,70	7,09	155,50	12,16
15	2.283,67	2,91	597,84	5,07	300,76	10,13
16	2.239,62	6,79	661,78	7,09	184,14	12,16
17	2.288,79	4,85	641,48	6,08	184,14	9,12
18	2.449,64	3,88	705,43	9,12	303,83	10,13
19	2.415,83	4,85	631,33	6,07	189,26	10,13
20	2.179,17	4,85	649,60	8,10	244,50	7,09
21	2.307,24	5,82	611,03	9,12	231,20	8,17
22	2.228,35	2,91	510,55	7,09	268,03	10,13
23	2.413,78	3,88	515,21	9,12	277,23	9,12
24	2.093,12	6,79	609,00	5,07	295,65	12,16
25	2.346,17	2,91	536,94	7,09	242,45	13,17
26	2.179,17	2,91	526,26	6,08	259,84	13,17
27	2.227,32	5,79	605,96	6,08	208,69	7,09
28	2.406,61	2,91	653,25	7,09	259,51	8,10
29	2.146,39	3,88	647,57	9,10	282,81	7,09
30	2.353,34	6,79	685,13	5,07	265,98	10,13
31	2.472,18	6,79	668,89	5,07	245,52	7,12

32	2.467,06	2,91	658,74	9,12	263,60	10,13
33	2.173,03	2,91	642,50	5,07	158,57	10,13
34	2.136,14	3,88	631,33	7,09	230,18	7,09
35	2.098,24	5,79	638,44	8,10	213,20	12,16
36	2.414,81	4,82	515,77	9,12	230,07	7,09
37	2.429,15	4,79	653,66	8,10	228,13	7,10
38	2.220,53	5,82	515,10	7,09	274,16	10,16
39	2.420,70	4,79	622,50	8,10	271,10	9,17
40	2.255,26	3,88	608,74	7,09	243,12	11,14
41	2.125,45	2,82	625,38	7,09	219,15	11,14
42	2.145,45	1,79	617,12	8,10	217,23	6,09
43	1.969,00	2,88	619,45	8,10	210,74	7,05
44	2.083,00	5,79	513,20	6,08	245,87	13,17
45	2.261,06	2,91	522,22	9,12	268,03	13,17
46	2.207,40	2,85	583,70	8,10	216,10	8,10
47	2.408,00	2,91	645,54	6,07	189,26	8,10
48	2.221,07	1,91	515,40	9,12	265,98	12,80
49	2.086,00	3,88	606,90	8,10	215,64	9,16
50	1.427,50	1,98	620,50	6,07	208,60	7,09
Média	2.245,54	4,10	605,14	7,20	231,23	9,80

Fonte: Elaboração própria(2009).

Apêndice Ap. 11: Tabela A1.10

Tabela A1.10: Dados para calculo do Índice de manejo do solo – IMANEJ nos cenários

Cenário	Cobertura	Área em ha	IMANEJ
Pedro Afonso original	Soja plantio direto	15.154,41	0,156
	Cerrado	26.069,32	0,805
	Cana	1.914,14	0,303
	Pousio	2.273,16	0,124
	Média		0,533
Pedro Afonso substituindo área de soja por pastagens	Pastagens	15.154,41	0,970
	Cerrado	26.069,32	0,805
	Cana	1.914,14	0,303
	Pousio	2.273,16	0,124
	Média		0,805
Pedro Afonso substituindo área de soja por agricultura familiar	Agricultura familiar	15.154,41	0,638
	Cerrado	26.069,32	0,805
	Cana	1.914,14	0,303
	Pousio	2.273,16	0,124
	Média		0,694
Pedro Afonso obedecendo à lei	Soja plantio direto	29.517,17	0,156
	Cerrado	15.893,86	0,805
	Média		0,383
	Soja plantio convencional	28.272,98	0,091
	Cerrado	15.223,91	0,805
	Média		0,341
	Pastagens	28.272,98	0,970
	Cerrado	15.223,91	0,805
	Média		0,912
	Agricultura familiar	28.272,98	0,638
Cerrado	15.223,91	0,805	
Média		0,697	
Pedro Afonso área total	Soja plantio direto	45.411,03	0,156
	Soja plantio convencional	45.411,03	0,091
	Pastagens	45.411,03	0,970

	Agricultura familiar	45.411,03	0,638
	Cerrado	45.411,03	0,805
Araguaina original	Pastagens	6.239,00	0,970
	Soja plantio direto	4.055,35	0,156
	Cerrado	2.183,65	0,805
	Média		0,383
	Soja plantio convencional	4.055,35	0,091
	Cerrado	2.183,65	0,805
Araguaina obedecendo à lei	Média		0,341
	Pastagens	4.055,35	0,970
	Cerrado	2.183,65	0,805
	Média		0,884
	Agricultura familiar	4.055,35	0,638
	Cerrado	2.183,65	0,805
	Média		0,697
	Soja plantio direto	6.239,00	0,156
	Soja plantio convencional	6.239,00	0,091
Araguaina área total	Agricultura familiar	6.239,00	0,638
	Cerrado	6.239,00	0,805
Sítio Novo do Tocantins original	Agricultura familiar	2.476,54	0,638
	Soja plantio direto	1.609,75	0,156
	Cerrado	866,79	0,805
	Média		0,383
	Pastagens	1.609,75	0,970
	Cerrado	866,79	0,805
Sítio Novo obedecendo à lei	Média		0,912
	Agricultura familiar	1.609,75	0,638
	Cerrado	866,79	0,805
	Média		0,697
	Pastagens	2.476,54	0,970
Sítio Novo área total	Cerrado	2.476,54	0,805

Fonte: Elaboração própria (2009).

Apêndice Ap. 12: Tabela A1.11

Tabela A1.11: Custo total por hectare da reposição da perda de solo e nutrientes nas microbacias do Ribeirão lajeado em Pedro Afonso, Córrego Grota Rica em Araguaína e Córrego Grota do Joaquim em Sitio Novo - TO.

Cenário	Perda de solo			Custo de					Custo Total de reposição do solo
	Bruta (PSB)	Por Atividade na região (PAR)	Perda de Areia	Espalhamento	Dragagem	Carregamento	Reposição do solo	Reposição de nutrientes	
	------(T/ha) -----		 (R\$/ha)					
Pedro Afonso original	14,51	14,44	8,01	40,99	58,73	8,01	107,73	70,42	178,15
Pedro Afonso substituindo área de soja por pastagens	3,759	3,694	2,05	25,64	27,09	3,69	56,42	18,01	74,43
Pedro Afonso substituindo área de soja por agricultura familiar	3,610	3,545	1,97	25,11	25,99	3,54	54,65	17,28	71,93
Pedro Afonso soja plantio convencional área total	40,51	40,45	22,43	92,28	164,49	22,43	279,21	197,24	476,45
Pedro Afonso soja plantio direto área total	34,73	34,66	19,22	80,87	140,96	19,22	241,04	169,02	410,07
Pedro Afonso soja plantio direto obedecendo à lei	22,59	22,53	12,49	56,94	91,62	12,49	161,05	109,86	270,92
Pedro Afonso soja plantio convencional obedecendo à lei	26,36	26,29	14,58	64,36	106,92	14,58	185,86	128,21	314,07
Pedro Afonso pastagens obedecendo à lei	1,66	1,59	0,88	13,83	6,48	0,88	21,20	7,77	28,97

Pedro Afonso agricultura familiar obedecendo à lei	1,37	1,30	0,72	13,25	5,30	0,72	19,28	6,36	25,63
Pedro Afonso pastagens área total	2,518	2,453	1,36	17,34	9,97	1,36	28,67	11,96	40,63
Pedro Afonso agricultura familiar área total	2,071	2,006	1,11	10,89	14,71	2,01	27,60	9,78	37,39
Pedro Afonso cerrado área total	0,065	0,065	0,04	7,06	0,48	0,06	7,60	0,00	7,60
Araguaina original	0,706	0,641	0,38	13,07	2,77	0,38	16,21	1,09	17,31
Araguaina soja plantio convencional obedecendo à lei	7,391	7,326	4,06	13,05	53,73	7,33	74,10	12,49	86,60
Araguaina soja plantio direto obedecendo à lei	6,336	5,686	3,15	11,68	41,70	5,69	59,07	10,69	69,76
Araguaina agricultura familiar área total	0,581	0,516	0,30	13,28	3,78	0,52	17,57	0,88	18,45
Araguaina Cerrado área total	0,038	-0,027	-0,02	12,46	-0,20	-0,03	12,23	-0,05	12,18
Araguaina Pastagem Obedecendo a Lei	0,465	0,400	0,24	12,86	1,73	0,24	14,82	0,68	15,50
Araguaina Agricultura Familiar	0,384	0,319	0,19	12,78	1,38	0,19	14,35	0,65	15,00
Araguaina Plantio Direto Obedecendo a Lei	6,336	6,271	3,69	18,06	27,08	3,69	48,83	10,81	59,64
Araguaina agricultura familiar obedecendo à lei	0,38	0,32	0,18	12,98	2,34	0,32	15,64	0,54	16,18
Araguaina soja plantio convencional área total	11,36	11,30	6,26	29,52	82,84	11,30	123,65	19,26	142,92
Sítio Novo do Tocantins original	5,51	5,45	4,32	16,99	31,68	4,32	52,99	12,42	65,41
Sítio Novo Agricultura familiar Obedecendo à Lei	3,58	3,52	2,79	15,40	20,46	2,79	38,65	8,17	46,82
Sítio Novo pastagens área	6,70	6,64	5,26	17,97	38,60	5,26	61,83	15,14	76,96

total

Sítio Novo do Tocantins pastagens obedecendo à lei	4,36	4,29	3,40	16,04	24,96	3,40	44,39	9,79	54,18
Sítio Novo do Tocantins Plantio Direto Obedecendo à Lei	60,10	60,03	47,60	61,96	349,06	47,60	458,61	137,03	595,64
Sítio Novo pastagens área total	6,70	6,64	5,26	17,97	38,60	5,26	61,83	15,28	77,11

(*) Resulta da aplicação do percentual médio de areia observado no solo da região, tabela A1.26 (Apêndice Ap. 27), aplicado sobre o valor da perda de solo. Fonte: Elaboração própria (2009).

Apêndice Ap. 13: Tabela A1.12

Tabela A1.12: Custo total por hectare da reposição de nutrientes nas microbacias do Ribeirão Lajeado em Pedro Afonso, Córrego Grota Rica em Araguaina e Córrego Grota do Joaquim em Sitio Novo - TO.

Cenário	Perda de solo (T/ha)		Custo de reposição dos nutrientes			Custo Total de reposição dos nutrientes
	Bruta (PSB)	Pela Atividade na região (PAR)	Matéria Orgânica - MO	Fósforo (P)	Potássio (K)	
		 (R\$/ha)			
Pedro Afonso original	14,51	14,44	69,32	0,10	1,01	70,42
Pedro Afonso substituindo área de soja por pastagens	3,759	3,69	17,73	0,02	0,26	18,01
Pedro Afonso substituindo área de soja por agricultura familiar	3,610	3,54	17,01	0,02	0,25	17,28
Pedro Afonso soja plantio convencional obedecendo à lei	26,357	26,29	126,20	0,18	1,83	128,21
Pedro Afonso soja plantio direto obedecendo à lei	22,595	22,53	108,14	0,15	1,57	109,86
Pedro Afonso pastagens obedecendo à lei	1,659	1,59	7,65	0,01	0,11	7,77
Pedro Afonso agricultura familiar obedecendo à lei	1,369	1,30	6,26	0,01	0,09	6,36
Pedro Afonso soja plantio convencional área total	40,514	40,45	194,15	0,27	2,82	197,24
Pedro Afonso soja plantio direto área total	34,726	34,66	166,37	0,23	2,41	169,02
Pedro Afonso pastagens área total	2,518	2,45	11,77	0,02	0,17	11,96
Pedro Afonso agricultura familiar área total	2,071	2,01	9,63	0,01	0,14	9,78
Pedro Afonso cerrado área total	0,065	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Araguaina original	0,706	0,64	1,03	0,01	0,06	1,09
Araguaina soja plantio convencional obedecendo à lei	7,391	7,33	11,72	0,07	0,70	12,49
Araguaina soja plantio direto obedecendo à lei	6,336	6,27	10,03	0,06	0,60	10,69
Araguaina pastagens obedecendo à lei	0,465	0,40	0,64	0,00	0,04	0,68
Araguaina agricultura familiar obedecendo à lei	0,384	0,32	0,51	0,00	0,03	0,54
Araguaina soja plantio convencional área total	11,361	11,30	18,07	0,11	1,08	19,26

Araguaina soja plantio direto área total	9,738	9,67	15,48	0,10	0,92	16,50
Araguaina agricultura familiar área total	0,581	0,52	0,83	0,01	0,05	0,88
Araguaina Cerrado área total	0,038	-0,03	-0,04	0,00	0,00	-0,05
Sítio Novo do Tocantins original	5,514	5,45	11,99	0,04	0,40	12,42
Sítio Novo soja plantio direto obedecendo à lei	60,099	60,03	132,08	0,40	4,40	136,88
Sítio Novo do Tocantins pastagens obedecendo à lei	4,357	4,29	9,44	0,03	0,31	9,79
Sítio Novo do Tocantins agricultura familiar obedecendo à lei	3,584	3,52	7,74	0,02	0,26	8,02
Sítio Novo pastagens área total	6,703	6,64	14,60	0,04	0,49	15,14
Sítio Novo do Tocantins cerrado área total	0,173	0,11	0,24	0,00	0,01	0,25

Fonte: Elaboração própria (2009).

Apêndice Ap. 14: Tabela A1.13

Tabela A1.13: Insumos pecuários utilizados na produção animal (vacina, sal e medicamentos)/animal /ano

Vacinas	Doses / Cab	Quantid.	R\$ / Dose	V. Total
Aftosa	2,00	11,75	1,20	28,20
Raiva	2,00	11,75	0,40	9,40
Carbúnculo	2,00	11,75	0,80	18,80
Botulismo	1,00	11,75	1,10	12,93
TOTAL (A)				69,33

Mineralização do Rebanho

Especificação	Unidade	Quantid.	V. Unit. R\$	V. Total
Sal Mineralizado	kg	68,43	1,60	109,48
Vermifugação (3x)	Cabeça	11,75	3,60	42,30
Medicamentos (+ ou - 10%)	UA	3,0	3,50	10,50
TOTAL B				162,28

Fonte: Relatório de Informação Trimestral Sobre Atividade Agropecuária - RIT (2009).

Apêndice Ap. 15: Tabela A1.14

Tabela A1.14: Custo total de produção com insumos pecuários (vacina, sal e medicamentos) e serviços/animais/ano

ESPECIFICAÇÃO	UNID.	QUANT.	VALOR	
			UNIT.(R\$)	TOTAL (R\$)
A- SERVIÇOS				
Vaqueiro (m.o manejo)	mês	13,00	25,50	331,47
Roço pastagem	ha	4,84	30,00	145,20

Aceiro de cercas	km	0,800	30,00	24,00
TOTAL(A)			500,67	
B - INSUMOS				
Sal mineral, vacinas, medicamentos	vb	1,00	231,61	231,61
TOTAL (B)			231,61	
TOTAL (A+B)			732,28	

Fonte: Relatório de Informação Trimestral Sobre Atividade Agropecuária - RIT (2009).

Apêndice Ap. 16: Tabela A1.15

Tabela A1.15: Receita operacional do setor pecuário ano de 2009.

Descrição	Capacidade de suporte de animais (bezerros)	Produtividade em @
	Por hectares	Produção total ano
Animais (Bezerros)	2,43 =0,81 UA	-
Custo total de produção/ano	R\$ 151,30	
Custo total de produção/animal/ano	R\$ 62,26	
Produtividade em @/animal	-	7,0

Receita bruta	R\$ 1.199,89
Receita líquida	R\$ 1.048,59
Despesa total com reposição de solo e nutrientes	R\$ 17,31
Resultado obtido	R\$ 1.031,28

Fonte: dados do senhor Wilson Produtor rural de Araguaina (063) 3414 9014 / 9243 6650/elaboração do autor (2009).

Dados:

Segundo dados da Secretaria da Agricultura Pecuária e Abastecimento, O Preço médio pago ao produtor pela arroba (@) boi gordo para abate na região de Araguaina no período de Setembro de 2009 foi de R\$ 70,54.

Apêndice Ap. 17: Tabela A1.16

Tabela A1.16: Conversão do rebanho (um animal em uma unidade animal - UA)

CATEGORIA ANIMAL	Nº CAB.	EM U.A.
I - TOURO, VACA, NOVILHO(A)	1,0	1,0
II - GARROTE(A)	1,0	0,5
III - BEZERRO(A)	1,0	0,33
IV - ANIMAIS DE SERVIÇO	1,0	1,5

Fonte: Relatório de Informação Trimestral Sobre Atividade Agropecuária - RIT (2009).

Apêndice Ap. 18: Tabela A1.17

Tabela A1.17: Insumos e serviços utilizados na produção/Ano (PEQUENO PRODUTOR) - Sistema Tradicional

Especificação	Und	Quantid./	V. Unit. R\$	V. Total /
Vacinas				
Aftosa	2,0	6,5	1,2	15,60
Raiva	2,0	6,5	0,4	5,20
Carbúnculo	2,0	6,5	0,8	10,40
Botulismo	1,0	2,5	1,1	2,75
Brucelose	1,0	1,5	0,55	0,83
TOTAL (A)				34,78
Mineralização do Rebanho				
Especificação	Unidade	Quantid.	V. Unit. R\$	V. Total
Sal Comum SC de 25 kg	sc	4,0	7,00	28,00
Medicamentos (+ ou - 10%)	UA	4,0	3,00	12,00
TOTAL B				40,00
SERVIÇOS				
Especificação	Unidade	Quantid.	V. Unit. R\$	V. Total
Rolagem manual (1 alqueire)	Dia Homem	12,10	30,00	363,00
Aceiros para cerca (871,20 m)	Dia Homem	3,5	30,00	104,54
M. OBRA vaqueiro	Salário	1,0	261,01	261,01
TOTAL C				728,55

Fonte: Relatório de Informação Trimestral Sobre Atividade Agropecuária - RIT (2009).

Apêndice Ap. 19: Tabela A1.18

Tabela A1.18: Custo total de produção com insumos pecuários (vacina, sal e medicamentos) e serviços/animais/ano

ESPECIFICAÇÃO	UNID.	QUANT.	VALOR	
			UNIT.(R\$)	TOTAL (R\$)
A- SERVIÇOS				
Vaqueiro (m.o manejo)	mês	13	20,08	261,01
Roço pastagem	ha	4,84	75,00	363,00
Aceiro em 871,20 m de cerca	km	1,0	120,00	104,54
TOTAL(A)				728,55
B – INSUMOS				
Sal comum, vacinas, medicamentos	vb	1,0	74,78	74,78
TOTAL (B)				74,78
TOTAL (A+B+C)				803,33

Fonte: Relatório de Informação Trimestral Sobre Atividade Agropecuária - RIT (2009).

Apêndice Ap. 20: Tabela A1.19

Tabela A1.19: Receita operacional por hectare/ano para Pequenos Produtores Rurais do setor pecuário ano de 2009.

ESPECIFICAÇÃO	UNID.	QUANT.	VALOR	
			UNIT.(R\$)	TOTAL (R\$)
A – DESPESAS				
Conservação de Pastagens	ha	1	62,00	62,00
Conservação e manutenção de cerca (aceiro)	ha	1	21,60	21,60

Manejo de rebanho bovino (M. O de vaqueiro)	Serviço	1	53,93	53,93
Custo médio de insumos (Mineralização do rebanho, vacinas e medicamentos)	UA	1,01	15,48	15,63
Custo total de produção			153,16	
B – RECEITAS				
Receita bruta proveniente da pecuária (Bezerras e Bezerros)	Und	01	170,45	170,45
Receita total por hectare			170,45	
LUCRO LIQUIDO (B-A)			17,29	

Fonte: Elaboração própria (2009).

OBS:

Capacidade de suporte forrageira de animais por hectare/ano	UA	1,01	-	0,00
Área média de Hectare (Pequenos Produtores)	ha	30	-	
Despesa total com reposição de solo e nutrientes	R\$ 65,41		-	-

Dados:

Segundo dados da Secretaria da Agricultura Pecuária e Abastecimento, O Preço médio pago ao produtor pela arroba (@) boi gordo para abate na região de Araguatins no período de setembro de 2009, foi de R\$ 68,00.

Apêndice Ap. 21: Tabela A1.20

Tabela A1.20: Orçamento para o plantio de (01 Ha) de soja no sistema plantio direto - considerando aluguel de todos os maquinários, pelo produtor.

Especificação	Época	Unidade	Quantid.	V. Unit. R\$	V. Total
I – Insumos					
Aquisição de semente	ago/set	kg	50	2,50	125,00
Adubo (02-20-20) + Micro	ago/set	kg	400	1,02	408,00
KCL	ago/set	kg	100	1,11	111,00
Fungicida tratamento de semente	ago/set	lt	0,15	65,00	9,75
Aquisição de inoculante	ago/set	dose	2,0	2,30	4,60
Defensivo - inseticida	ago/set	l	0,6	42,00	25,20
Herbicida dessecante	ago/set	l	2,0	20,00	40,00
Herbicida folha larga	ago/set	l	0,1	20,00	2,00
Herbicida folha estreita	ago/set	l	1,5	20,00	30,00
Fungicida final de ciclo	ago/set	l	0,5	80,00	40,00
Subtotal I					795,55
II - Serviços					
Tratamento de sementes (inoculante+defensivo)	out/dez	dh	0,1	30,00	3,00
Plantio/Adubação.	out/dez	Htp	1,0	80,00	80,00
Aplicação de herbicida	out/nov	Htp	0,5	80,00	40,00
Aplicação de defensivo – I	nov/dez	Htp	0,5	80,00	40,00
Aplicação de defensivo – II	dez/jan	Htp	0,5	80,00	40,00
Transporte interno	out/nov	Htp	0,5	80,00	40,00
Colheita mecanizada	mar/abr	Htp	0,8	120,00	96,00
Subtotal II					339,00
III – Outros					-

Eventuais	verba	1,00	5,95	5,95
Subtotal III			5,95	
TOTAL			1.140,50	

Fonte: Relatório de Informação Trimestral Sobre Atividade Agropecuária - RIT, 2º caderno Agricultura (Grãos) – Julho/ 2009 e Cooperativa Agropecuária de Pedro Afonso – COAPA, Outubro/2009.

Dados:

- ✓ **Produtividade obtida:** 44,5 sc/hectares
- ✓ **Preço da saca de 60 Kg:** R\$ 40,00

Custo de produção/ha	R\$ 1.140,50
Receita alcançada	R\$ 1.780,00
LUCRO/hectares	R\$ 639,50

Apêndice Ap. 22: Tabela A1.21

Tabela A1.21: Custo para o plantio de (01 Ha) de soja no sistema plantio direto - considerando que as despesas com aluguel da colheitadeira e demais maquinários sejam do produtor.

Especificação	Época	Unidade	Quantid.	V. Unit. R\$	V. Total
I - Insumos					
Aquisição de semente	ago/set	kg	50	2,50	125,00
Adubo (02-20-20) + Micro	ago/set	kg	400	1,02	408,00
KCL	ago/set	kg	100	1,11	111,00
Fungicida tratamento de semente	ago/set	lt	0,15	65,00	9,75
Aquisição de inoculante	ago/set	dose	2,0	2,30	4,60
Defensivo - inseticida	ago/set	l	0,6	42,00	25,20
Herbicida dessecante	ago/set	l	2,0	20,00	40,00
herbicida folha larga	ago/set	l	0,1	20,00	2,00

herbicida folha estreita	ago/set	1	1,5	20,00	30,00
Fungicida final de ciclo	ago/set	1	0,5	80,00	40,00
Subtotal I					795,55
II – Serviços					
Tratamento de sementes (inoculante+defensivo)	out/dez	dh	0,1	30,00	3,00
Plantio/Adub.	out/dez	Htp	01	80,00	79,75
Aplicação de herbicida	out/nov	Htp	0,5	80,00	39,75
Aplicação de defensivo - I	nov/dez	Htp	0,5	80,00	39,75
Aplicação de defensivo - II	dez/jan	Htp	0,5	80,00	39,75
Transporte interno	out/nov	Htp	0,5	80,00	39,75
Colheita mecanizada	mar/abr	Htp	0,8	120,00	96,00
Subtotal II					337,75
III – Outros					
Eventuais		verba	1,00	5,95	5,95
Subtotal III					5,95
TOTAL					1.139,25

Fonte: Relatório de Informação Trimestral Sobre Atividade Agropecuária (RIT), 2º caderno - Agricultura (Grãos) (2009) e Cooperativa Agropecuária de Pedro Afonso COAPA, (2009).

Obs.: Caso o proponente tenha a máquina, considerar somente 75% do custo da hora máquina

Dados :

- ✓ **Produtividade obtida:** 44,5 sc/hectares
- ✓ **Preço da saca de 60 Kg:** R\$ 40,00

Custo de produção/há	R\$ 1.139,25
Receita alcançada	R\$ 1.780,00
LUCRO/hectares	R\$ 640,75

Apêndice Ap. 23: Tabela A1.22

Tabela A1.22: Custo para plantio de (01 Ha) de soja no sistema plantio direto - considerando todos os maquinários como sendo do produtor.

Custo de produção/há	R\$ 1.000,00
Receita alcançada	R\$ 1.780,00
LUCRO/hectares	R\$ 780,00

Fonte: COAPA. Elaboração própria (2009).

Apêndice Ap. 24: Tabela A1.23

Tabela A1.23: Custo para o plantio de (01 Ha) de soja no sistema plantio direto - considerando todos os maquinários como sendo do produtor.

Especificação	Época	Unidade	Quantid.	V. Unit. R\$	V. Total
I - Insumos					
Aquisição de semente	ago/set	kg	50	2,50	125,00
Adubo (02-20-20) + Micro	ago/set	kg	400	1,02	408,00
KCL	ago/set	kg	100	1,11	111,00
Fungicida tratamento de semente	ago/set	lt	0,15	65,00	9,75
Aquisição de inoculante	ago/set	dose	2,0	2,30	4,60
Defensivo - inseticida	ago/set	l	0,6	42,00	25,20
Herbicida dessecante	ago/set	l	2,0	20,00	40,00
herbicida folha larga	ago/set	l	0,1	20,00	2,00
herbicida folha estreita	ago/set	l	1,5	20,00	30,00
Fungicida final de ciclo	ago/set	l	0,5	80,00	40,00
Subtotal I					795,55
II - Serviços					
Tratamento de sementes	out/dez	dh	0,1	30,00	3,00

(inoculante+defensivo)					
Plantio/Adub.	out/dez	Htp	1,0	80,00	79,75
Aplicação de herbicida	out/nov	Htp	0,5	80,00	39,75
Aplicação de defensivo - I	nov/dez	Htp	0,5	80,00	39,75
Aplicação de defensivo - II	dez/jan	Htp	0,5	80,00	39,75
Transporte interno	out/nov	Htp	0,5	80,00	39,75
Colheita mecanizada	mar/abr	Htp	0,8	120,00	95,75
Subtotal II					337,50
III - Outros					-
Eventuais		verba	1,00	5,95	5,95
Subtotal III					5,95
TOTAL					1.139,00

Fonte: Relatório de Informação Trimestral Sobre Atividade Agropecuária 2º caderno - Agricultura (Grãos) (2009) e Cooperativa Agropecuária de Pedro Afonso COAPA, (2009).

Obs.: Caso o proponente tenha a máquina, considerar somente 75% do custo da hora máquina

Custo de produção/ha	R\$ 1.139,00
Receita alcançada	R\$ 1.780,00
LUCRO/hectares	R\$ 641,00

Apêndice Ap. 25: Tabela A1.24

Tabela A1.24: Área plantada, área colhida, produção e valor da produção de soja em grão no município em Pedro Afonso – TO, Campos Lindos e o Estado do Tocantins no período de 1990 a 2008.

Ano Agrícola	Área Plantada (ha)			Área Colhida (ha)			Produção (t)			Valor da Produção (Mil)		
	P. Afonso	C. Lindos	TO	P. Afonso	C. Lindos	TO	P. Afonso	C. Lindos	TO	P. Afonso	C. Lindos	TO
1990	400	-	30.120	400	-	26.280	800	-	35.140	6.400	-	279.886
1991	400	-	4.500	391	-	4.400	706	-	8.910	24.700	-	282.064
1992	920	-	7.040	920	-	6.880	1.660	-	11.255	610.880	-	3.867.835
1993	609	-	15.945	609	-	15.945	1.280	-	26.506	6.144	-	242.714
1994	2.750	2.000	31.110	2.750	2.000	31.110	6.600	3.800	57.585	768	388	7.491
1995	4.080	2.050	20.237	4.080	2.050	20.117	7.810	3.526	36.471	1.039	501	4.890
1996	1.440	450	7.019	1.440	450	7.019	3.828	1.140	14.077	635	220	2.628
1997	16.400	450	34.463	8.320	450	26.308	7.200	945	45.304	1.080	236	9.897
1998	20.000	1.420	56.862	20.000	1.420	56.822	48.000	3.600	123.085	9.984	720	25.126
1999	20.360	3.600	46.256	20.360	3.600	46.256	51.307	9.360	113.363	12.827	2.209	28.097
2000	24.870	7.000	57.919	24.870	7.000	57.919	62.672	18.900	144.362	15.668	5.160	36.895
2001	28.800	13.456	82.098	28.800	13.456	82.098	62.208	32.000	188.226	17.418	5.760	50.214
2002	30.300	20.000	107.377	30.300	20.000	107.377	78.174	48.000	244.329	31.270	22.368	93.149
2003	33.626	24.500	153.048	33.626	24.500	153.048	90.790	63.700	377.638	46.848	35.035	211.072
2004	37.000	30.960	253.466	37.000	30.960	253.466	99.900	83.592	652.322	57.942	37.616	375.745

2005	44.000	45.000	355.300	44.000	45.000	355.300	118.800	121.500	905.328	54.410	48.600	390.151
2006	43.380	48.000	329.220	43.000	42.000	321.090	87.720	90.720	742.891	30.702	36.288	269.028
2007	35.000	49.000	304.096	35.000	49.000	304.096	73.500	127.400	731.672	29.400	55.164	322.064
2008	30.600	45.000	329.508	30.600	45.000	329.508	85.680	126.000	894.309	57.063	74.340	605.724

Fonte: IBGE (2009).

OBS. O valor da produção:

- ✓ 1990 até 1992, a moeda corrente era o Cruzeiro;
- ✓ 1993 a moeda corrente era o Cruzeiro Real;
- ✓ A partir de 1994, a moeda corrente passa a ser o Real.

Apêndice Ap. 26: Tabela A1.25

Tabela A1.25: Efetivo dos Rebanhos Bovino do Brasil, Região Norte e do Tocantins - Cabeças 2002 A 2007.

Região	ANO					
	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Brasil	185.348.838	195.551.576	204.512.737	207.156.696	205.886.244	199.752.014
Norte	30.428.813	33.929.590	39.787.138	41.489.002	41.060.384	37.865.772
Rondônia	8.039.890	9.392.354	10.671.440	11.349.452	11.484.162	11.007.613
Acre	1.817.467	1.874.804	2.062.690	2.313.185	2.452.915	2.315.798
Amazônia	894.856	1.121.009	1.156.723	1.197.171	1.243.358	1.208.652
Roraima	423.000	423.400	459.000	507.000	508.600	481.100
Para	12.190.597	13.376.606	17.430.496	18.063.669	17.501.678	15.353.989
Amapá	83.901	81.674	82.243	96.599	109.081	103.170
TOCANTINS	6.979.102	7.659.743	7.924.546	7.961.926	7.760.590	7.395.450

Fonte: dados do IBGE. Elaboração própria (2 009)

Apêndice Ap. 27: Tabela A1.26

Tabela A1. 26 Estrutura do solo, textura em (%) média do solo (areia) das amostras coletadas nas três microbacias em estudo:

Data da coleta	Córrego Grota do Joaquim em Sítio Novo - TO.	Córrego Grota Rica em Araguaina	Ribeirão Lajeado em Pedro Afonso
31/10/2008	0,81	0,65	0,60
	0,84	0,59	0,53
	0,84	0,63	0,57
	0,64	0,61	0,47
	0,78	0,56	0,44
23/01/2009	0,81	0,48	0,43
	0,83	0,56	0,45
		0,63	0,45
			0,6
			0,82
			0,74
Média	0,7928571	0,588750	0,55454545

Fonte: Elaboração própria (2009).

Apêndice Ap. 28: Tabela A1.27

Tabela A1.27 : Parâmetros de fósforo total (Po_4^- mg/l) na microbacia do Ribeirão Lajeado em Pedro Afonso Pedro Afonso.

Data da coleta	Parâmetros	Índice CONAMA	Pontos de Coletas		
			Nascente	Meio	Foz
	Índices médios		0,070	0,449	0,228
04/08/08			0,025	0,025	0,030
23/01/2009			0,053	0,122	0,056
08/06/2009		< 0,03	0,10	1,2	0,6
16/07/2009			-	-	0,074
27/08/2009			-	-	0,012

Fonte: Elaboração própria (2009).

Obs.

* na primeira coleta do dia 04/08/2008, não foi feita coleta na nascente;

*Nos dias 16/07 e 27/08/ 2009, só houve coleta na foz.

Apêndice Ap. 29: Tabela A1.28Tabela A1.28: Valores de Fósforo Total (PO_4^- mg/L) Observados na microbacia do Ribeirão Lajeado em Pedro Afonso.

DATA DA COLETA	Índice CONAMA	Ponto de Coleta (Foz)
04/08/08		0,030
23/01/2009		0,056
08/06/2009	< 0,03	0,6
16/07/2009		0,074
27/08/2009		0,012

Fonte: elaboração própria (2009).