

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
DEPARTAMENTO ACADÊMICO DE QUÍMICA E BIOLOGIA
CURSO SUPERIOR DE TECNOLOGIA EM PROCESSOS AMBIENTAIS**

LILIANE SESSI DA ROCHA

**AVALIAÇÃO DA PERDA DE BIODIVERSIDADE DECORRENTE DA
TRANSFORMAÇÃO DO USO DA TERRA DA FLORESTA
AMAZÔNICA PARA LAVOURA DE SOJA**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

CURITIBA

2012

LILIANE SESSI DA ROCHA

**AVALIAÇÃO DA PERDA DE BIODIVERSIDADE DECORRENTE DA
TRANSFORMAÇÃO DO USO DA TERRA DA FLORESTA
AMAZÔNICA PARA LAVOURA DE SOJA**

Trabalho de conclusão de curso apresentado à disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso 2, do Curso Superior de Tecnologia em Processos Ambientais – DAQBI – da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Cássia Maria Lie Ugaya

CURITIBA

2012

LILIANE SESSI DA ROCHA

**AVALIAÇÃO DA PERDA DE BIODIVERSIDADE DECORRENTE DA
TRANSFORMAÇÃO DO USO DA TERRA DA FLORESTA
AMAZÔNICA PARA LAVOURA DE SOJA**

Trabalho de Conclusão de Curso aprovado como requisito parcial à obtenção do grau de TECNÓLOGO EM QUÍMICA AMBIENTAL pelo Departamento Acadêmico de Química e Biologia (DAQBI) do Câmpus Curitiba da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, pela seguinte banca examinadora:

Membro 1 – MARCELA VALLES LANGE
Mestre em Engenharia Mecânica e de Materiais (UTFPR)

Membro 2 – PROF. RICARDO BARBOSA
Departamento Acadêmico de Química e Biologia (UTFPR)

Orientadora – PROF^a. DR^a. CASSIA MARIA LIE UGAYA
Departamento Acadêmico de Mecânica (UTFPR)

Coordenadora de Curso – PROF^a. DR^a. VALMA MARTINS BARBOSA

Curitiba, 08 de novembro de 2012.

RESUMO

ROCHA, Liliane Sessi da. Avaliação da perda de biodiversidade decorrente da transformação do uso da terra da Floresta Amazônica para lavoura de soja. 2012. Trabalho de Conclusão de Curso, Curso Superior de Tecnologia em Processos Ambientais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2012.

A transformação do uso da terra na floresta Amazônica para pasto, ou lavoura de soja, diminui a precipitação pluvial em função da alteração do albedo e esta diminuição na precipitação condiciona a vegetação, levando até a perda de espécies mais sensíveis ao estresse hídrico. Por meio da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), uma das fases da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), os resultados da fase anterior (Inventário do Ciclo de Vida – ICV) são convertidos em impactos, visando ao melhor entendimento da significância ambiental. A avaliação da perda da biodiversidade é ainda muito limitada em estudos de ACVs, mas, no caso do Brasil, identificou-se a possibilidade de avaliar a biodiversidade em função da precipitação pluvial, cuja alteração pode ser avaliada em função da transformação do uso da terra na região Amazônica. O objetivo deste trabalho foi propor um modelo de caracterização para perda de biodiversidade decorrente da transformação do uso da terra, mais especificamente, da floresta Amazônica para lavoura de soja. Foram calculados os fatores de caracterização e, finalmente, foram sugeridas recomendações para melhorias futuras do modelo, bem como sua adaptação para outros tipos de transformação do uso da terra.

Palavras-chave: AICV, transformação do uso da terra, precipitação pluvial, biodiversidade.

ABSTRACT

ROCHA, Liliâne Sessi da. Assessment of biodiversity loss due to land use conversion from natural rainforest to soy crop in the Brazilian Amazon. 2012. Trabalho de Conclusão de Curso, Curso Superior de Tecnologia em Processos Ambientais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2012.

The land use transformation in the Amazon forest to pasture or soy crop, decreases the rainfall due to the change of albedo and this decrease in the precipitation conditions the vegetation, taking to the loss of species most sensitive to water stress. Through Life Cycle Impact Assessment (LCIA), one of the stage of the Life Cycle Assessment (LCA), the results of the previous stage (Life Cycle Inventory - LCI) are converted into impacts, aiming a better understanding at the environmental significance. The biodiversity loss assessment is still very limited in LCA studies, but, in the Brazilian case, it was identified the possibility of assessing the biodiversity depending on rainfall, who change can be assessed based on the conversion of land use. The goal of this study was to propose a model to characterize loss of biodiversity resulting from changes in the land use. More specifically, from Amazon forest to soy crop. The characterization factors were calculated, and finally, suggestions were made for future improvements of the model and its adaptation for other types of land use transformation.

Keywords: LCIA, land use conversion, rainfall, biodiversity.

LISTA DE SIGLAS

ABIOVE	Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida
ANA	Agência Nacional das Águas
ANEC	Associação Nacional dos Exportadores de Cereais
GTS	Grupo de Trabalho da Soja
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
MME	Ministério de Minas e Energia
PDF	<i>Potentially Disappeared Fraction</i>
RFA	Radiação Fotossinteticamente Ativa
SETAC	<i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i>
SIDRA	Sistema IBGE de Recuperação Automática

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Correlação entre o número de espécies em determinada área e o número máximo de dias com precipitação maior que 0,1 mm na América do Sul.....	25
Figura 2 – Modelo de Caracterização.....	27
Figura 3 - Correlação entre o percentual de área de floresta Amazônica transformada em pasto e precipitação pluvial relativa.....	34
Figura 4 - Correlação entre o percentual de área de floresta Amazônica transformada em lavoura de soja e precipitação pluvial relativa.....	34
Figura 5 - Localização do município de Santarém – PA.....	39

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Classes de uso da terra e respectivas percentagens de redução da diversidade de espécies, após a ocupação.....	18
Tabela 2. Área potencial e riqueza de espécies por 10.000 km ² para diferentes biomas.....	18
Tabela 3. Transformação do uso do solo: Floresta Amazônica para pasto.....	29
Tabela 4. Dados meteorológicos da Amazônia.....	30
Tabela 5. Equações.....	31
Tabela 6. Resultados dos cálculos para ambos os cenários.....	32
Tabela 7. Resultados dos cálculos para os cenários de floresta e pastagem.....	32
Tabela 8. Simulação de perda de espécies na conversão de Floresta Amazônica para pastagem.....	36
Tabela 9. Simulação de perda de espécies de plantas vasculares na transformação de Floresta Amazônica para lavoura de soja.....	38
Tabela 10. Área de plantio de soja no município de Santarém – PA.....	40
Tabela 11. Série histórica da precipitação pluvial no município de Santarém – Pará.....	40
Tabela 12. Área de plantio de soja no Estado do Pará.....	42

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Relação entre o percentual de transformação do uso da terra e o número de espécies de plantas vasculares perdidas.....	37
Gráfico 2 – Relação entre o percentual de conversão do uso do solo e o número de espécies perdidas.....	38

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 – Riqueza de espécies (SR).....	19
Equação 2 – Escassez do ecossistema.....	19
Equação 3 – Escassez do ecossistema normalizada.....	19
Equação 4 – Vulnerabilidade do ecossistema normalizada.....	19
Equação 5 – Perda de biodiversidade.....	19
Equação 6 – Tempo de recuperação.....	20
Equação 7 – Fator de vulnerabilidade.....	21
Equação 8 – Fator de caracterização para ocupação.....	21
Equação 9 – Fator de caracterização para transformação.....	21
Equação 10 – Número de espécies em 10.000 km ²	26
Equação 11 – Balanço hídrico.....	31
Equação 12 – Evapotranspiração.....	31
Equação 13 – Coeficiente dependente da temperatura média diária do ar.....	31
Equação 14 – Radiação efetiva.....	31
Equação 15 – Radiação incidente de onda curta.....	31
Equação 16 – Tensão parcial de vapor d'água.....	31
Equação 17 – Tensão de vapor saturado.....	31
Equação 18 – Evaporação nas condições isotérmicas.....	31
Equação 19 – Precipitação relativa – transformação de floresta para pasto.....	34
Equação 20 – Precipitação relativa – transformação de floresta para soja.....	35
Equação 21 – Perda de biodiversidade.....	36

Sumário

1 INTRODUÇÃO.....	9
1.1 OBJETIVOS.....	12
1.1.1 Objetivos Gerais.....	12
1.1.2 Objetivos Específicos.....	12
2 ASPECTOS GERAIS DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA E DA AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CILO DE VIDA.....	13
2.1 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV).....	13
2.2 CONCEITOS UTILIZADOS NA AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV).....	14
2.2.1 Categoria de Impacto.....	14
2.2.2 Indicadores de Categoria.....	15
2.3 AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA.....	15
2.4 INDICADORES DE QUALIDADE DO USO DA TERRA.....	17
2.5 MODELOS DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO USO DA TERRA.....	17
2.5.1 Modelo de Weidema e Lindeijer (2001).....	17
2.5.2 Modelo de Schmidt (2008).....	20
2.5.3 Avaliação Crítica dos Métodos.....	21
3 ASPECTOS CONCEITUAIS DO MECANISMO AMBIENTAL.....	22
3.1 CICLOS BIOGEOQUÍMICOS.....	22
3.2 MECANISMO AMBIENTAL – RELAÇÃO ENTRE CONVERSÃO DO USO DA TERRA, PLUVIOSIDADE E BIODIVERSIDADE.....	23
4 METODOLOGIA.....	27
4.1 AVALIAÇÃO DO MÉTODO DE DETERMINAÇÃO DE FATORES DE CARACTERIZAÇÃO.....	27
4.1.1 Classificação do Uso da Terra.....	28
4.1.2 Transformação do Uso da Terra.....	29
4.1.3 Biodiversidade na Floresta Amazônica.....	29
4.1.4 Cálculo da Precipitação Pluvial na Região Amazônica.....	30
4.2 AVALIAÇÃO DO MÉTODO.....	33
4.3 TRANSFORMAÇÃO DO USO DA TERRA DA FLORESTA AMAZÔNICA PARA LAVOURA DE SOJA.....	37
4.4 APLICAÇÃO DA METODOLOGIA EM UMA ÁREA DE ESTUDO.....	39
4.5 COMPARAÇÃO COM O MODELO DE WEIDEMA E LINDEIJER.....	41

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	42
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	44
7 REFERÊNCIAS.....	45

CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO GERAL

1 INTRODUÇÃO

A Amazônia é a região compreendida pela bacia do rio Amazonas, com área equivalente a 6.900.000 km², dos quais aproximadamente 3.800.000 km² estão no Brasil (IBGE, 2007a).

O desmatamento da Amazônia Legal se iniciou com a atividade pecuária, desenvolvida principalmente na década de 70; entre 1995 e 2000, a maior parte do crescimento do rebanho bovino brasileiro ocorreu na Amazônia Legal (IBGE, 2007a). Na década de 90, a região recebeu a agricultura como um novo vetor de ocupação, no qual a soja se destacou (IBGE, 2007a).

De acordo com Ferrari *et al.* (2005), a maior parte do biodiesel atualmente produzido no mundo deriva do óleo de soja. Em 2008 houve um relevante aumento na produção de biodiesel no Brasil (188,7% em relação ao ano de 2007), devido à entrada em vigência da Lei nº 11.097/05, que obriga a adição de biodiesel ao Diesel mineral (MME, 2009), tendo em vista reduzir emissões atmosféricas. A expectativa é de crescimento da produção de biodiesel no Brasil nos próximos anos em virtude da publicação da referida lei, que estabeleceu como 2% o percentual mínimo de biodiesel adicionado ao diesel mineral a partir de 2008, e de 5%, a partir de 2013.

No entanto, a facilidade em atingir as metas antecipou o incremento do percentual de biodiesel ao diesel mineral e, no segundo semestre de 2008, o percentual passou a ser de 3%. Em seguida, no segundo semestre de 2009, o percentual na mistura passou a ser de 4%. E, a partir de 2010, o percentual de biodiesel adicionado compulsoriamente ao diesel mineral passou a ser de 5% (MME, 2011).

Para conter o desmatamento para plantio de soja na Amazônia, as indústrias e exportadores associados à ABIOVE (Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais) e à ANEC (Associação Nacional dos Exportadores de Cereais) assumiram o compromisso de não adquirirem soja oriunda de áreas desflorestadas no bioma Amazônia a partir de julho de 2006, denominando tal acordo de Moratória da Soja; a partir de imagens dos satélites do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE),

o Grupo de Trabalho da Soja (GTS) sobrevoa polígonos previamente selecionados e avalia se houve plantio de soja em novas áreas desmatadas (GTS, 2010).

No entanto, apesar de a moratória ter sido renovada até 31 de janeiro de 2013, foi observado um aumento no plantio de soja em áreas desmatadas na Amazônia na safra 2010/2011, em relação à safra 2009/2010. No relatório publicado em julho de 2010, foi identificada a presença de soja em 6295 hectares que foram desmatados a partir de julho de 2006; já no relatório publicado em outubro de 2011, foi identificada a presença de soja em 11698 hectares, desmatados a partir do mesmo período (GTS, 2011).

Por outro lado, este incremento na produção de biomassa para fins energéticos afeta tanto o próprio efeito estufa, como a produção de alimentos e a biodiversidade. Quanto ao efeito estufa, a transformação de áreas que atualmente são ocupadas por florestas primárias em área de cultivo implica a emissão do carbono do solo e da floresta que, por conseguinte poderia eliminar ou reduzir os benefícios advindos do uso de energia renovável (NOVAK e UGAYA, 2009).

Em relação à produção de alimentos, a Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação prevê que o preço dos produtos agrícolas continuará a crescer na próxima década também como decorrência da expansão de biocombustíveis (BEST, 1997).

Outro impacto ambiental significativo devido à transformação do uso do solo é a perda da biodiversidade (KÖLLNER, 2001). No Brasil, a expansão da soja está causando a transformação da Floresta Amazônica e do Cerrado (MILANI *et al.*, 2008). Como decorrência, esta expansão implica na perda de biodiversidade destes dois biomas.

Para evitar a transferência de impactos de um produto ou de uma função entre uma etapa do ciclo de vida e outra, ou de um impacto para outro, utiliza-se a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). A ACV consiste em uma técnica em que são considerados os impactos ambientais desde a extração dos recursos naturais ao descarte final do produto (SETAC, 1993).

A avaliação da perda da biodiversidade é ainda muito limitada em estudos de ACVs. Köllner (2001) propôs um modelo para incluir a biodiversidade em ACVs, que foi testado satisfatoriamente na Suíça. É importante mencionar, contudo, que isto só

foi possível em virtude da existência de dados relativos às alterações do uso da terra e da biodiversidade naquele país em um período histórico.

Além do modelo de Köllner (2001), também foram desenvolvidos outros modelos, tais como o de Schmidt (2008), Weidema e Lindeijer (2001), Michelsen (2008), Müller-Wenk (1998), entre outros. Os modelos de Schmidt (2008) e Weidema e Lindeijer (2001) serão descritos resumidamente no Capítulo II.

No caso do Brasil, identificou-se que existe a possibilidade de avaliar a biodiversidade em função da pluviosidade na América do Sul (MUTKE E BARTHLOTT, 2005) e a alteração da pluviosidade em função da transformação do uso do solo (OLIVEIRA *et al.*, 2007). Um método baseado nessas duas referências foi escolhido devido à escassez de dados relativos à biodiversidade no Brasil, principalmente sobre a flora e os invertebrados, que possuem um grande número de espécies, mas em menor grau de conhecimento em relação aos vertebrados terrestres (IBGE, 2010). Um grande esforço de pesquisa se faz necessário para que melhor se possa avaliar a biodiversidade e as ameaças a mesma no Brasil (IBGE, 2010).

No trabalho de Rocha e Ugaya (2010), foi proposta uma metodologia por meio da qual foram obtidos os fatores de caracterização para biodiversidade no Brasil, permitindo uma melhor avaliação da perda da biodiversidade decorrente da transformação do uso da Terra, mais especificamente da Floresta Amazônica para pasto.

A referida metodologia foi desenvolvida por meio da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), uma das etapas da ACV em que os resultados do Inventário do Ciclo de Vida – ICV (etapa anterior) são convertidos em impactos, a fim de melhor compreender a sua significância ambiental (ISO 14044, 2006). A AICV é uma abordagem relativa baseada em uma unidade funcional, que pode utilizar informações coletadas por outras técnicas, tais como a avaliação de impacto ambiental (ISO 14044, 2006).

Para uma melhor avaliação do impacto ambiental decorrente do ciclo de vida do biodiesel de soja, é importante prover meios para permitir a análise da perda da biodiversidade.

Este trabalho é dividido em três capítulos. O Capítulo I apresenta uma introdução geral. O Capítulo II apresenta uma breve revisão bibliográfica com a

finalidade de harmonizar conceitos importantes da ferramenta Avaliação do Ciclo de Vida, bem como dos aspectos referentes ao mecanismo ambiental em questão. No mesmo Capítulo, encontra-se a metodologia utilizada e a discussão dos resultados. O Capítulo III apresenta as considerações finais deste trabalho.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivos Gerais

O objetivo geral deste trabalho é avaliar a perda de biodiversidade decorrente da transformação do uso da terra da Floresta Amazônica para lavoura de soja.

1.1.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos deste trabalho são os seguintes:

1. Avaliar a metodologia desenvolvida no trabalho de Rocha e Ugaya (2010).
2. Determinar o fator de caracterização para avaliar a perda de biodiversidade decorrente da transformação da Floresta Amazônica para lavoura de soja, por meio da referida metodologia.
3. Avaliar a metodologia utilizada comparando os resultados obtidos com dados de uma série histórica de precipitação pluvial de um município da Região Amazônica.

CAPÍTULO II – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2 ASPECTOS GERAIS DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA E DA AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CILO DE VIDA

2.1 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)

A ACV é uma ferramenta que permite avaliar o impacto ambiental de um produto ou serviço, desde a extração da matéria prima até o descarte final, bem como permite avaliar quais etapas do ciclo de vida contribuem mais significativamente para o impacto ambiental. A utilização da ACV permite avaliar a implantação de melhorias ou alternativas para produtos, processos e serviços.

De acordo com Coltro (2007), muitos estudos de ACV apresentavam conclusões diferentes, apesar de serem aparentemente iguais, devido às diferenças quanto às considerações, idade dos dados, matéria prima, matriz energética, entre outros fatores, tornando evidente a necessidade de padronizar a metodologia de ACV, surgindo, assim, a série de normas ISO 14040.

Conforme a ISO 14044 (2006), um estudo de ACV é dividido em quatro fases:

1. A definição do objetivo e escopo é a definição do propósito do estudo e seus limites, envolvendo decisões importantes sobre as fronteiras e a unidade funcional. A unidade funcional é o desempenho quantificado de um sistema de produto, ou seja, é a unidade de referência do estudo. A fronteira do estudo define todos os processos elementares que serão estudados.

2. A análise de inventário é um levantamento de informações sobre o sistema do produto, no qual são quantificadas as entradas e as saídas consideradas relevantes para o sistema. Sistema de produto é o conjunto de processos elementares, com fluxos elementares e de produto, desempenhando uma ou mais funções definidas e que modela o ciclo de vida de um produto.

3. Na avaliação de impacto, os dados e as informações do inventário são associados a impactos ambientais específicos, de modo que os significados destes impactos potenciais possam ser avaliados de forma quantitativa.

4. Na fase de interpretação, os resultados obtidos nas fases de análise de inventário e de avaliação de impacto são combinados e interpretados de acordo com

os objetivos definidos previamente no estudo.

2.2 CONCEITOS UTILIZADOS NA AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV)

Este trabalho foi desenvolvido por meio de uma das etapas da ACV, a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), em que os resultados da etapa anterior (Inventário do Ciclo de Vida – ICV, que é o levantamento das entradas e saídas de um sistema de produto ao longo de seu ciclo de vida) são convertidos em impactos, com a finalidade de melhor compreender a significância ambiental do objeto de estudo (ISO 14044, 2006).

Para uma melhor compreensão da AICV é necessário abordar com mais detalhes os conceitos de *categoria de impacto* e *indicador de categoria*.

2.2.1 Categoria de Impacto

Categoria de impacto é a classe que representa as questões ambientais relevantes associadas aos resultados da análise do inventário do ciclo de vida (ISO 14044,2006).

De acordo com Souza (2010), é possível adotar duas denominações para categoria de impacto, dependendo da posição do indicador de categoria no mecanismo ambiental: “*midpoint category*”, ou categoria de ponto médio, se o indicador estiver definido próximo aos resultados do ICV; “*endpoint category*”, ou categoria de ponto final, se o indicador estiver próximo aos danos causados a determinada área de proteção.

As categorias de impacto intermediário (ou de ponto médio) podem ser globais, regionais ou locais. Assim, “mudanças climáticas” e “redução dos recursos abióticos” são exemplos de categoriais globais; “eutrofização”, “toxicidade humana” e “uso da terra” são exemplos de categoriais regionais/locais. As categoriais de impacto de ponto final são as áreas de proteção que irão sofrer as consequências finais de algum impacto intermediário causado ao meio ambiente (SOUZA, 2010).

São exemplos de categorias de impacto de ponto final a “saúde humana” e a “biodiversidade”.

2.2.2 Indicadores de Categoria

Um indicador de categoria é a representação quantificável de uma categoria de impacto, que estabelece a conexão entre os resultados do ICV e os fatores de caracterização (ISO 14044, 2006). Da mesma forma que as categorias de impacto, os indicadores também podem receber as denominações de “indicadores de impacto intermediário ou ponto médio” e “indicadores de impacto de ponto final” (SOUZA, 2010).

2.3 AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA

A AICV é uma abordagem relativa baseada em uma unidade funcional, que pode utilizar informações coletadas por outras técnicas, tais como a avaliação de desempenho ambiental, a avaliação de impacto ambiental e a avaliação de risco (ISO 14044, 2006).

Esta fase também inclui a coleta de resultados dos indicadores para as diferentes categorias de impacto, que em conjunto representam o perfil de AICV para o sistema de produto. A AICV consiste em elementos obrigatórios e opcionais (ISO 14044,2006).

Os elementos obrigatórios da AICV são (ISO 14044,2006):

- Seleção das categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização;
- Correlação dos resultados do ICV às categorias de impacto selecionadas (classificação);
- Cálculo dos resultados dos indicadores de categoria (caracterização).

A categoria de impacto a ser selecionada deve refletir um conjunto abrangente de questões ambientais relacionadas ao sistema de produto em estudo.

É necessário descrever o mecanismo ambiental e o modelo de caracterização que correlacionam os resultados do ICV ao indicador de categoria (que fornecem uma base para os fatores de caracterização). O modelo de caracterização reflete o mecanismo ambiental, descrevendo a relação entre os resultados do ICV e indicadores de categoria, sendo também utilizado para gerar os fatores de caracterização. O mecanismo ambiental é o somatório dos processos ambientais relacionados à caracterização dos impactos (ISO 14044, 2006).

Na classificação, os resultados do ICV são correlacionados à categoria de impacto; na caracterização, ocorre a conversão dos dados do ICV para unidades comuns e agregação dos resultados convertidos dentro da mesma categoria de impacto, a fim de se obter um resultado numérico do indicador; a conversão envolve fatores de caracterização e os elementos obrigatórios da AICV encerram nesta etapa (ISO 14044, 2006).

Por exemplo, para a categoria de impacto “mudanças climáticas”, o modelo de caracterização pode ser o modelo de linha de base para 100 anos do Painel Intergovernamental Sobre Mudanças Climáticas – IPCC; o indicador de categoria é o forçamento radioativo infravermelho (W/m^2), que representa os efeitos potenciais sobre o clima, dependendo da adsorção cumulativa de calor pela atmosfera causada por emissões e da distribuição da absorção de calor ao longo do tempo; o fator de caracterização é o potencial de aquecimento global para cada gás de efeito estufa (resultados do ICV são as kg CO_2 -equivalente/kg gás); os resultados do ICV são as quantidades de gases de efeito estufa por unidade funcional; e o resultado do indicador de categoria é dado em kg CO_2 -equivalente por unidade funcional (ISO 14044, 2006).

Assim, 1 kg de óxido nitroso (N_2O) é equivalente a emissão de 296 kg de dióxido de carbono (CO_2) e 1 kg de metano (CH_4) é equivalente a 23 kg de CO_2 ; então, somam-se todos os parâmetros incluídos na categoria de impacto e obtém-se o resultado da categoria de impacto (COLTRO, 2007).

Os elementos opcionais da AICV consistem na normalização, no agrupamento, na ponderação e na análise da qualidade dos dados.

2.4 INDICADORES DE QUALIDADE DO USO DA TERRA

Para avaliar a qualidade do uso da terra são definidos indicadores que permitem avaliar os impactos causados pelos processos de ocupação e transformação da terra (SOUZA, 2010).

Para impactos intermediários, podem-se citar como indicadores de biodiversidade regional/local: riqueza de espécies, espécies ameaçadas de extinção; plantas vasculares; diversidade de espécies; e dados de listas vermelhas de espécies em extinção (SOUZA, 2010).

Para impactos de ponto final, o mais utilizado atualmente é o PDF (*Potentially Disappeared Fraction*), que expressa os efeitos ocasionados em populações de plantas vasculares em uma área. O PDF é definido pela fração de espécies com alta probabilidade de não ocorrer em determinada região em função de condições desfavoráveis (SOUZA, 2010).

2.5 MODELOS DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO USO DA TERRA

Com a finalidade de estabelecer uma base referencial para posterior comparação com o modelo proposto neste estudo, um breve resumo de dois modelos de caracterização é apresentado a seguir.

2.5.1 Modelo de Weidema e Lindeijer (2001)

Weidema e Lindeijer (2001) desenvolveram um modelo propondo que a perda de biodiversidade ocorre por meio de impactos diretos e indiretos, ou seja, o modelo é composto de dois grupos de parâmetros, sendo um relacionado diretamente às espécies e outro relacionado ao habitat das mesmas (SOUZA, 2010).

Em relação as classes de uso da terra, este modelo utiliza seis tipos, conforme a Tabela 1:

Tabela 1. Classes de uso da terra e respectivas percentagens de redução da diversidade de espécies, após a ocupação.

Classes de uso da terra	% de redução da biodiversidade assumida após a ocupação
1. Áreas urbanas	100,00%
2. Agricultura (culturas temporárias e permanentes)	33,00%
3. Pastagens em áreas de alta produtividade (florestas tropicais e temperadas)	33,00%
4. Pastagens em áreas de baixa produtividade (áreas de campos e florestas boreais)	33,00%
5. Desertificação antropogênica	33,00%
6. Recuperação da área desflorestada	50,00%

Fonte: SOUZA, 2010, adaptado de Weidema e Lindeijer (2001)

Os tempos de recuperação da terra baseiam-se na recuperação da biomassa potencial máxima, variando em função da latitude e da altitude da área transformada, contabilizados em anos.

Em relação aos dados de espécies, estes foram obtidos do trabalho de Barthlott *et al.* (1999), que fornece o número potencial de espécies de plantas vasculares em uma área de 10.000 km², em dez zonas de diversidade. Souza (2010), menciona que os dados são genéricos para uma grande superfície, gerando incertezas relativamente grandes para avaliações locais/regionais. Os dados de espécies para diversos biomas, bem como a área potencial de cada bioma, são demonstrados na Tabela 2.

Tabela 2. Área potencial e riqueza de espécies por 10.000 km² para diferentes biomas.

Bioma	Riqueza de espécies do bioma (SR)	Área potencial do bioma (A_{pot})	Área ocupada por atividades de uso (A_{exi})
	[número de espécies/10 ⁹ m ²]		[10 ¹² m ²]
Campo/Estepe	200-1500	17,2	9
Savana	200-3000	11,5	5,4
Floresta boreal/Taiga	200-1000	25,3	20,7
Floresta de coníferas	500-1000	4,7	2,4
Floresta decídua temperada	1000-1500	6,2	1
Floresta tropical	1500-9000	5,7	3,8
Deserto	100-200	14,2	11,6
Tundra	100-500	12,1	13,3
Áreas glaciais	<100-200	6,7	6,7
Arbustos	500-4000	8,1	2,2

Fonte: Souza (2010), adaptado de Weidema e Lindeijer (2001)

O cálculo dos fatores de caracterização baseia-se na multiplicação de três parâmetros: riqueza de espécies, escassez do ecossistema e vulnerabilidade do ecossistema.

A riqueza de espécies (SR) significa o número de espécies por unidade de área, normalizada (nSR) com o valor SR_{min} , o qual representa o número mínimo de espécies de plantas vasculares, definido por 100 espécies por 10.000 km², conforme a Equação 1.

$$nSR = \frac{SR}{SR_{min}} \quad \text{Equação 1}$$

A escassez do ecossistema (ES) significa a relação entre o bioma e a maior, ou menor, estrutura ambiental analisada ou de características semelhantes (SOUZA, 2010), definida pelo inverso da área potencial do ecossistema (A_{pot}), conforme a Equação 2. Sua normalização é expressa na Equação 3.

$$ES = \frac{1}{A_{pot}} \quad \text{Equação 2}$$

$$nES = \frac{A_{pot,max}}{A_{pot}} \quad \text{Equação 3}$$

A vulnerabilidade do ecossistema (EV) significa a parcela do ecossistema ocupada por atividades de uso da terra (A_{exi}) diferentes do estado natural, em relação a sua área potencial, cuja relação normalizada é expressa na Equação 4.

$$nEV = \left(\frac{A_{exi}}{A_{pot}} \right)^{(z-1)} \quad \text{Equação 4}$$

Enfim, conforme mencionado anteriormente, o cálculo da perda de biodiversidade (Q_{biod}) é dado pela multiplicação dos três parâmetros, conforme a Equação 5, em que “a”, “b” e “c” são os pesos atribuídos a cada fator e os autores atribuem o mesmo peso a todos os fatores, que é igual a 1

$$Q_{\text{biod}} = nSR^a \cdot nES^b \cdot nEV^c \quad \text{Equação 5}$$

2.5.2 Modelo de Schmidt (2008)

Schmidt (2008) desenvolveu um modelo de caracterização cujo indicador é a diversidade de plantas vasculares, relacionando espécies e área. Os fatores de caracterização são propostos para a Dinamarca, extrapolando os dados o norte da Europa, Malásia e Indonésia, conforme os diferentes tipos de uso da terra.

As classes de uso da terra são: terras produtivas (terra arável para cultivo, florestas cultivadas, agro-silviculturas); terras não produtivas (áreas naturais); e terrenos impermeabilizados.

O tempo de recuperação (t_{rec}) utiliza os valores propostos por Köllner (2003), $t_{\text{rec}} \cdot K$, bem como o fator de relaxamento (t_{relax}) cujo valor de referência é igual a 100 para o norte da Europa. Para os países asiáticos, o fator de relaxamento¹ é corrigido em relação ao fator europeu. O cálculo do tempo de recuperação é realizado de acordo com a Equação 6.

$$t_{\text{rec}} = t_{\text{rec}} \cdot K \cdot \frac{t_{\text{relax}}}{t_{\text{relax}} N - \text{Europa}} \quad \text{Equação 6}$$

Quanto aos dados de espécies, o autor utiliza a relação espécie-área também proposta por Köllner (2003) para cada região e tipo de uso da terra. Os dados referentes a riqueza de espécies em diferentes tipos de uso da terra são plotados em curvas de espécie *versus* área, cuja área padrão de 100 m², sendo a relação estabelecida no ponto de inflexão da linha de regressão linear (SOUZA, 2010).

Neste modelo o indicador também é calculado multiplicando-se parâmetros, que neste caso são os seguintes: área ocupada; número de espécies afetadas (em 100 m²); vulnerabilidade do ecossistema; e duração da ocupação e recuperação da terra.

O fator de vulnerabilidade (b/LI) significa a derivada do número de espécies, calculado utilizando a curva de espécies *versus* área ($S = a \cdot A^b$), normalizado com o

¹ Fator de relaxamento é a constante de tempo exponencial do retorno ao equilíbrio de um sistema após uma perturbação.

número de espécies da região em questão. O fator de vulnerabilidade é calculado conforme a Equação 7, em que b é o fator de acumulação de espécies para uma área relativa com baixa intensidade de uso da terra (LI) e c é o parâmetro de riqueza de espécies.

$$\frac{(dS_{region}/dLI)}{S_{region}} = \frac{bcLI^{(1-b)}}{cLI^b} = \frac{b}{LI}$$

Equação 7

Para calcular os fatores de caracterização, o autor utiliza formas de cálculo diferentes para ocupação e transformação, conforme as Equações 8 e 9, respectivamente, em que S_{100} é a diversidade de espécie em uma área de 100 m². O fator de caracterização é calculado subtraindo-se dos valores do estado de referência dos valores do uso da terra em questão.

$$CFoc = \left(S_{100} \cdot \frac{b}{LI} \right)_{ref.state} - \left(S_{100} \cdot \frac{b}{LI} \right)$$

Equação 8

$$CFtrans = \frac{1}{2} \cdot \left(S_{100} \cdot \frac{b}{LI} \right)_{trec}$$

Equação 9

2.5.3 Avaliação Crítica dos Métodos

Weidema e Lindeijer (2001) incluíram no seu modelo de caracterização os parâmetros de escassez e vulnerabilidade do ecossistema, os quais permitem uma avaliação mais sensível da perda de biodiversidade. Por outro lado, os dados referentes à riqueza de espécies são muito genéricos para uma grande área, fato que aumenta as incertezas do método.

Schmidt (2008) desenvolveu um modelo de caracterização em que os fatores de caracterização são propostos para a Dinamarca, extrapolando os dados o norte da Europa, Malásia e Indonésia, conforme os diferentes tipos de uso da terra. No entanto, extrapolar dados para biomas tão diferentes pode aumentar as incertezas do método.

3 ASPECTOS CONCEITUAIS DO MECANISMO AMBIENTAL

3.1 CICLOS BIOGEOQUÍMICOS

O conhecimento dos mecanismos dos ciclos biogeoquímicos é essencial para o desenvolvimento de estratégias sustentáveis de desenvolvimento, visto que a ação antropogênica no ambiente afeta diretamente estes ciclos, ocasionando mudanças que podem vir a ser irreversíveis. Por meio dos estudos destes ciclos realizado ao longo de anos, foram detectadas mudanças significativas nos ciclos do carbono e da água que poderão afetar o futuro da humanidade (ODUM, 1988).

De acordo com Odum (1988), dos elementos químicos conhecidos na natureza, cerca de quarenta elementos são essenciais aos seres vivos, os quais circulam na biosfera entre os compartimentos (*pools*) abióticos e a biomassa animal e vegetal. Segundo Braga *et al.* (2005), esse processo de reciclagem da matéria é muito importante, uma vez que os recursos na Terra são finitos e a vida depende do equilíbrio natural desses ciclos. As vias características de circulação dos elementos essenciais na biosfera são chamadas ciclos biogeoquímicos.

Os ciclos da água e do carbono, além de serem considerados os mais importantes para a humanidade, possuem *pools* atmosféricos pequenos, porém muito ativos, o que os torna muito vulneráveis às perturbações antropogênicas, podendo levar às mudanças no tempo e no clima (ODUM, 1988).

O controle e o monitoramento de poluição ou o estabelecimento de técnicas de manejo sustentado de ecossistemas são aplicações do estudo quantitativo dos ciclos biogeoquímicos (PINTO-COELHO, 2000).

O ciclo da água é caracterizado por um depósito atmosférico pequeno, mas muito dinâmico, e é responsável pela caracterização dos diversos climas terrestres. No ciclo hidrológico propriamente dito, os fenômenos básicos são a evaporação e a transpiração (PINTO-COELHO, 2000).

O ciclo da água tem início com a incidência da radiação solar sobre a terra que provoca a evaporação nos corpos d'água e em parte da água presente no solo. Por meio da transpiração de plantas e animais, bem como da sublimação das geleiras, a água é transferida da superfície terrestre para a atmosfera. A partir dessa fase, a água se encontra no estado gasoso e é transportada pelas massas de ar

para as regiões mais altas da atmosfera; quando este vapor é submetido a baixas temperaturas ele se condensa e se liquefaz, originando as nuvens e, conseqüentemente, ocorre a precipitação; assim, a água retorna à superfície terrestre (ODUM, 1988). Neste contexto, os estudos referentes ao ciclo da água das bacias hidrográficas podem fornecer uma base para comparação entre bacias hidrográficas ocupadas e transformadas pelo homem, o que pode apontar meios de se restaurar o comportamento cíclico dos nutrientes vitais (ODUM, 1988).

Conforme Odum (1988), as florestas tropicais possuem mecanismos de reciclagem conservadores de nutrientes conforme a geologia e a fertilidade básica do local. Grandes áreas de florestas tropicais, como ocorrem na maior parte da Bacia Amazônica oriental e central, situam-se em solos antigos pré-cambrianos altamente lixiviados ou sobre depósitos arenosos oligotróficos e, mesmo assim, sustentam florestas viçosas e produtivas. Ou seja, o ecossistema tropical oligotrófico é capaz de manter uma alta produtividade através de vários mecanismos conservadores de nutrientes que produzem uma “ciclagem direta” de planta em planta, mais ou menos sem passar pelo solo. Quando a floresta é removida estes mecanismos são interrompidos, afetando os ciclos biogeoquímicos consideravelmente.

3.2 MECANISMO AMBIENTAL – RELAÇÃO ENTRE CONVERSÃO DO USO DA TERRA, PLUVIOSIDADE E BIODIVERSIDADE

De acordo com a ISO 14044 (2006), um indicador de categoria deve atender aos seguintes requisitos:

1. deve ser ambientalmente relevante;
2. deve ser capaz de refletir as conseqüências dos resultados do ICV sobre os pontos finais de categoria;
3. o modelo de caracterização para o indicador de categoria deve ser científica e tecnicamente válido, bem como deve estar baseado em um mecanismo ambiental específico e identificável e/ou em observação empírica reproduzível.

Diversos autores defendem o fato de que algumas condições meteorológicas são alteradas quando ocorre conversão de uso da terra. Um dos parâmetros mais

citados é o albedo (ou coeficiente de reflexão) que é a medida da quantidade de radiação solar refletida por uma superfície, calculado como a razão entre a radiação solar refletida e a radiação solar incidente.

Berbet (2002) afirma que a conversão de áreas de floresta para pastagem causa, principalmente, uma elevação no albedo da superfície, devido ao fato das folhas das gramíneas apresentarem uma maior refletância do que as folhas das árvores.

Lima *et al.* (2007), comparou o albedo de pastagem ao albedo da caatinga visando avaliar a mudança quando a vegetação nativa é substituída e verificou que o albedo da pastagem durante o período seco foi bem maior do que o da caatinga. Afirma ainda que o albedo foi influenciado por características da superfície do dossel, estado da cobertura vegetal e umidade do solo, os quais demonstraram sofrer influência da precipitação pluviométrica. Ou seja, neste caso também foi verificado que a precipitação pluviométrica influencia na cobertura vegetal.

Cardozo *et al.* (2009), afirmou que o Pantanal apresenta uma variação significativa dos valores de albedo que ocasionam mudanças nas interações do balanço de energia da superfície.

Oliveira *et al.* (2007), observou que na transformação de floresta Amazônica para pastagem e cultivo de soja, o albedo de superfície se torna mais elevado, a rugosidade da superfície se torna inferior a da aerodinâmica, a área foliar diminui e a profundidade de enraizamento é mais rasa, em comparação com a floresta; estes fatores contribuem para a redução da evapotranspiração.

Couto (2009), ao propor evidenciar padrões de reação da vegetação através do albedo RFA (radiação fotossinteticamente ativa) e do albedo solar frente às imposições do clima do Cerrado, observou que o clima apresentou influência marcante sobre a vegetação. O albedo RFA apresentou valores máximos no final da estação seca (período de maior estresse hídrico da vegetação) e valores mínimos no final da estação chuvosa. Além disso, o autor considerou que a precipitação (associada à umidade do solo e à umidade atmosférica) seja o principal fator condicionante da vegetação.

Desta forma, observa-se que a transformação dos biomas brasileiros referidos acima, para outro uso da terra, diminui a precipitação pluvial em função da alteração do albedo e, que esta diminuição na precipitação condiciona a vegetação, levando

até a perda de espécies mais sensíveis ao estresse hídrico. Portanto, pode-se considerar que o albedo também pode ser estudado como um indicador (de ponto médio) da categoria perda de biodiversidade, visto que, de acordo com a ISO 14044 (2006), o indicador de categoria pode ser escolhido em qualquer ponto do mecanismo ambiental, entre os resultados do ICV e o ponto final de categoria.

Nobre *et al.* (2007) afirmam que se houver redução de precipitações na Amazônia, induzidas pelas mudanças climáticas globais, somada às reduções previstas como resposta ao desmatamento, aumentaria muito a suscetibilidade dos ecossistemas amazônicos ao fogo, causando a redução das espécies menos tolerantes à seca, podendo até induzir uma “savanização” de partes da Amazônia, com previsão de que, para o período 2020-2029, cerca de 3,1% da floresta tropical seria substituída por savana.

Conforme Mutke e Barthlott (2005) é possível correlacionar padrões de diversidade de plantas vasculares com diferentes medidas de geodiversidade (diversidade de parâmetros abióticos, como topografia, clima ou terras). Uma correlação mais forte de parâmetros climáticos e diversidade de espécies pode ser encontrada onde há pelo menos um importante fator limitante, tal como energia ou água. Os autores apresentaram uma correlação entre o número de espécies em determinada área e o número máximo de dias com precipitação maior que 0,1 mm na América do Sul (Figura 1).

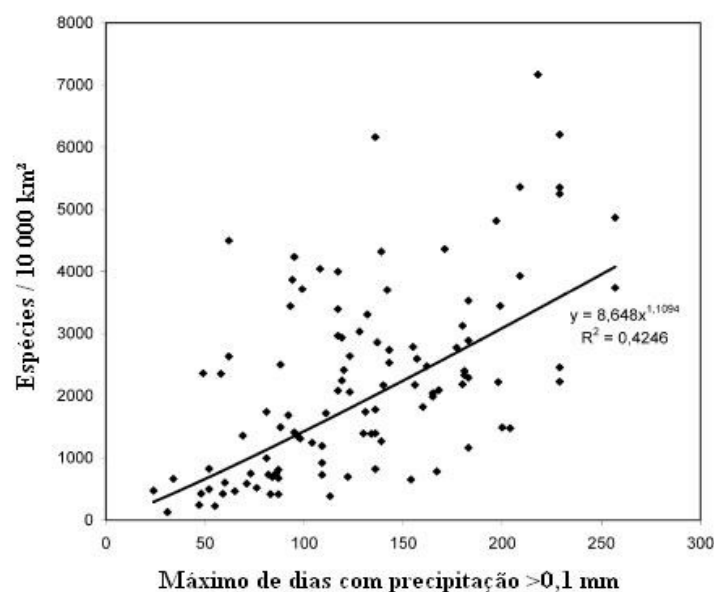


Figura 1 - Correlação entre o número de espécies em determinada área e o número máximo de dias com precipitação maior que 0,1 mm na América do Sul. Fonte: Mutke e Barthlott (2005)

A Equação 10 fornecida por esta correlação é utilizada nos cálculos dos fatores de caracterização do presente trabalho.

$$y = 8,648.x^{1,1094}$$

Equação 10

Sendo “y” o número de espécies em uma área de 10.000 km² (10⁶ ha) e “x” o número máximo de dias com precipitação maior que 0,1 mm.

4 METODOLOGIA

4.1 AVALIAÇÃO DO MÉTODO DE DETERMINAÇÃO DE FATORES DE CARACTERIZAÇÃO

Para facilitar a compreensão do método de determinação dos fatores de caracterização proposto por Rocha e Ugaya (2010), primeiramente foram realizados os cálculos referentes a transformação da floresta Amazônica para pasto, os quais foram avaliados e discutidos, a fim de testar a metodologia. Finalmente, foram determinados os fatores de caracterização para avaliar a perda de biodiversidade decorrente da transformação da floresta Amazônica para lavoura de soja, cumprindo, assim, o objetivo geral deste estudo.

A Figura 2 apresenta um resumo do Modelo de Caracterização, que parte da intervenção aos danos, passando pelos impactos intermediários.

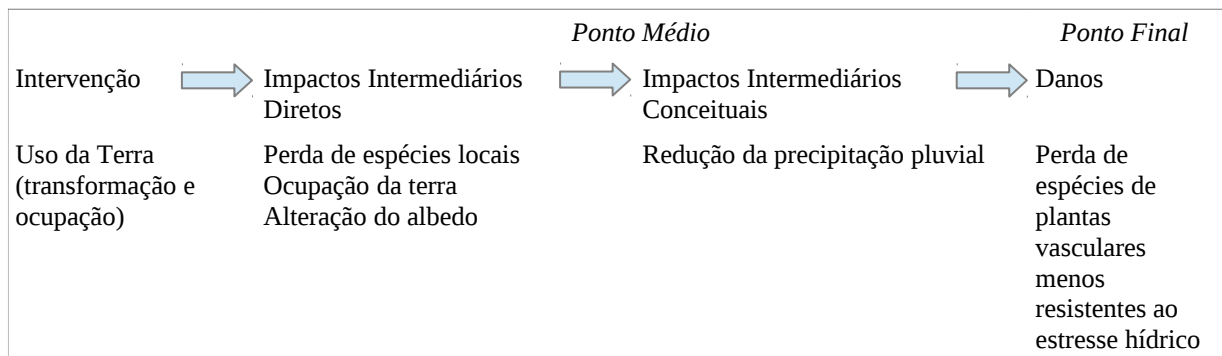


Figura 2. Modelo de Caracterização

Como intervenção para a perda de biodiversidade resultante da transformação do uso da terra, tem-se como entrada informações de transformação e ocupação da terra. Estas intervenções causam como impactos intermediários diretos a perda de espécies locais e a alteração do albedo, o qual varia de acordo com o tipo de ocupação da terra. Como impacto intermediário conceitual, o modelo propõe que a alteração do albedo é um dos principais fatores que pode provocar redução da precipitação pluvial, conforme é evidenciado nos cálculos adiante. Assim, as espécies de plantas vasculares mais sensíveis ao estresse hídrico tendem a desaparecer, como impacto final do mecanismo apresentado.

É importante destacar que este método baseia o cálculo dos fatores de caracterização apenas no parâmetro riqueza de espécies e não considera o tempo de recuperação da terra.

A metodologia utilizada envolve coleta, análise e processamento de dados para a determinação dos fatores de caracterização. De acordo com a ISO 14044 (2006), a caracterização envolve a conversão dos dados do ICV para unidades comuns e agregação dos resultados convertidos dentro da mesma categoria de impacto, a fim de se obter um resultado numérico do indicador. A conversão envolve: fatores de caracterização; o método de cálculo documentado e justificado.

Portanto, para desenvolver o cálculo dos fatores de caracterização, foi necessário coletar dados referentes à transformação do uso da terra, ao número de espécies de plantas vasculares, bem como consultar a literatura sobre a precipitação pluvial média anual e o número de dias do ano com precipitação pluvial nas regiões de estudo. Na sequência, o mecanismo ambiental juntamente com os cálculos utilizados para determinação dos fatores de caracterização são descritos.

4.1.1 Classificação do Uso da Terra

Com a finalidade de determinar a classificação do uso da terra, houve a necessidade de selecionar uma das formas existentes de classificação, sendo que uma das mais utilizadas é a base europeia Corine.

A Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) desenvolveu um mapeamento de uso da terra para o Brasil, com referência à base europeia Corine (SOUZA, 2010). No entanto, ambas não foram escolhidas por apresentarem nomenclaturas genéricas para os tipos de uso da terra, ao contrário do *ecoinvent*, que apresenta nomenclaturas mais específicas para os tipos de uso da terra abordados no presente estudo.

Portanto, conforme a classificação do *ecoinvent*, as classes de uso da terra aqui estudadas são: floresta tropical; terra arável, não-irrigada, intensiva; pecuária extensiva.

Conforme o *ecoinvent*, o uso do solo provoca impacto principalmente nas seguintes áreas de proteção: recursos naturais, ambiente natural e ambiente

antrópico. Esses impactos são classificados em quatro grupos: aumento da concorrência da terra; degradação da biodiversidade; degradação das funções de suporte de vida; a degradação dos valores culturais. A metodologia utilizada no banco de dados *ecoinvent* concentra-se no impacto “degradação da biodiversidade”.

4.1.2 Transformação do Uso da Terra

Foram utilizados os dados do Censo Agropecuário 2006 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para obtenção da variação anual da transformação da terra, de floresta para pasto, dentro de uma série histórica de 36 anos. Foram considerados os Estados brasileiros que possuem parcela significativa do bioma em questão. A Tabela 3 mostra o percentual de transformação do solo em cada série de 5 anos; a taxa percentual de variação de transformação entre cada série de 5 anos; a média da taxa percentual de transformação sofrida a cada ano.

Tabela 3 – Transformação do uso da terra: Floresta Amazônica para pasto

Transformação	$\Delta\%$	$\Delta\%/ano$
1975-1980	-14,58	-0,02916
1980-1985	18,73	0,03746
1985-1995	31,06	0,03106
1995-2006	43,67	0,03970
Taxa de transformação média anual:		0,01977

Fonte: IBGE (2007b).

4.1.3 Biodiversidade na Floresta Amazônica

Em relação ao número de espécies de plantas vasculares, Silva (2005) afirma que a Floresta Amazônica abriga 5.000 espécies de árvores e pode ter até 300 tipos de árvores por hectare.

É importante mencionar que esses números são apenas estimativas, pois ainda não há um levantamento do número exato de espécies presentes no referido bioma. Portanto, esses números podem ser diferentes, maiores ou menores que os valores citados.

4.1.4 Cálculo da Precipitação Pluvial na Região Amazônica

Quanto à precipitação pluvial, a região Amazônica apresenta precipitação média de 2300 mm anuais. No entanto, esse valor não é uniforme e apresenta variações entre as porções oriental, central e ocidental da região (NASCIMENTO e MASCARENHAS JÚNIOR, 2010). Conforme Mendes (1998), a região costeira da Bacia Amazônica possui precipitação média anual superior a 2600 mm/ano, com frequência média de dias com precipitação superior a 200 dias/ano; a região central da Bacia Amazônica possui média anual de 160 dias/ano de chuva; a região oeste da Amazônia possui precipitação média anual de 3000 mm/ano, com a média de dias com chuva superior a 200 dias/ano. Portanto, estima-se que média de dias com precipitação na Amazônia é em torno de 200 dias por ano.

Para descrever o mecanismo ambiental bem como apresentar o cálculo dos fatores de caracterização, de acordo com Tucci e Beltrame (2009), as variáveis meteorológicas que interferem na evaporação são a radiação solar, a temperatura do ar, o vento e a pressão de vapor. Existem vários métodos para determinar a evaporação, como transferência de massa, balanço de energia, equações empíricas, balanços hídricos e evaporímetros.

Para realizar os cálculos referentes à variação da precipitação pluvial, foi realizada uma coleta de dados climáticos que representam as condições médias dos biomas em questão, conforme a Tabela 4.

Tabela 4 – Dados meteorológicos da Amazônia

Parâmetro Meteorológico	Símbolo	Unidade	Floresta	Pasto	Fonte
Radiação efetiva	q_{ef}	mm/dia	5,69	5,21654	calculado*
Calor latente de vaporização por unidade de massa	L	cal/(cm ² .mm)	59	59	Tucci e Beltrame (2009)
Radiação no topo da atmosfera	R_t	cal/cm ² .dia	841,16	841,16	Tucci e Beltrame (2009)**
Radiação incidente de onda curta	G	cal/cm ² .dia	465,33	465,33	calculado*
Parcela de albedo	a		0,13	0,19	Oliveira et al. (2007)
Temperatura média anual	T	°C	28,14	28,14	Banco de dados do INPE
Temperatura absoluta da superfície de radiação	T	K	301,14	301,14	calculado*
Umidade relativa do ar	U	%	83,44	83,44	Banco de dados do INPE*
Número efetivo de horas de brilho solar	n	h	6,49	6,49	Pachêco e Bastos (2007)

Número máximo de horas de brilho solar	N	h	12,12	12,12	Montalvão (2005)
Número real de horas de incidência solar dividido pelo número de horas possíveis	p		0,54	0,54	calculado*
Velocidade do vento	W ₂	m/s	1,14	3,05	Fisch et al. (1997) Tucci e Beltrame (2009)
Constante de Stefan-Boltzman	σ	cal/cm ² .dia	1,19 x 10 ⁻⁷	1,19 x 10 ⁻⁷	
Tensão parcial de vapor de água	e _a	mmHg	23,84	23,84	calculado*
Tensão de vapor saturado	e _s	mmHg	28,57	28,57	calculado*
Evapotranspiração	E	mm/dia	4,78	4,42	calculado*
Evapotranspiração nas condições isotérmicas	E _i	mm/dia	1,67	1,69	calculado*
Volume total escoado pelo curso de água principal da bacia	Q	mm/ano	1250	1250	Ferreira et al. (1998)
Coefficiente dependente da temperatura média diária do ar	Δ/γ		3,42	3,42	calculado*

*Cálculos demonstrados na sequência.

**Valor médio da Latitude -4°, conforme a tabela de SHAW e NAPIER in TUCCI e BELTRAME (2009).

Conforme Tucci e Beltrame (2009), evapotranspiração é considerada como perda de água por evaporação do solo e transpiração da planta, sendo importante para o balanço hídrico de uma bacia. O balanço hídrico em uma bacia envolve quantificar as macrovariáveis e seu comportamento ao longo do tempo. Dentro de uma macroanálise, podem-se estudar os seguintes fatores de uma bacia: precipitação, umidade do solo, evaporação e vazão.

Para calcular o índice pluviométrico (P) anual (mm/ano) sobre uma bacia hidrográfica, bem como a redução do número de espécies de plantas vasculares em função da redução da precipitação pluvial, foram utilizadas as equações mostradas na Tabela 5.

Tabela 5. Equações

	Equação	Fonte
Equação 10	$y = 8,648 \cdot x^{1,1094}$	Mutke e Barthlott (2005)
Equação 11	$E = P - Q$	Garcez e Alvarez (1998)
Equação 12	$E_0 \text{ (mm/dia)} = (\Delta/\gamma \cdot q_{ef}/L + E_i) / (\Delta/\gamma + 1)$	Tucci e Beltrame (2009)
Equação 13	$\Delta/\gamma = 38640 \cdot 10^{-7,5T/(237,3+T)/(237,3+T)^2}$	Tucci e Beltrame (2009)
Equação 14	$q_{ef}/L = [G(1-\alpha) - \sigma T^4 (0,56 - 0,09e_a^{1/2}) (0,1 + 0,9p)] / L$	Tucci e Beltrame (2009)
Equação 15	$G = Rt (0,24 + 0,58p)$	Tucci e Beltrame (2009)
Equação 16	$e_a = U \cdot e_s / 100$	Tucci e Beltrame (2009)
Equação 17	$e_s = 4,58 \cdot 10^{7,5T/(237,3+T)}$	Tucci e Beltrame (2009)
Equação 18	$E_i = 0,35 (1 + w_2/160) (e_s - e_a)$	Tucci e Beltrame (2009)

A partir dos dados meteorológicos da Tabela 4, foi possível estimar a precipitação da Bacia Amazônica para o cenário de floresta (albedo = 0,13) e para o cenário de pastagem (albedo = 0,19). Tanto para o cenário de floresta quanto para o cenário de pastagem, foram calculados: e_s , e_a , G e Δ/γ , utilizando as equações 17, 16, 15 e 13 da Tabela 5, respectivamente. Os resultados dos cálculos realizados são apresentados na Tabela 6. Estes parâmetros meteorológicos coincidem para ambos os cenários.

Tabela 6 – Resultados dos cálculos para ambos os cenários

e_s (mmHg)	e_a (mmHg)	G (cal/cm ² .dia)	Δ/γ
28,57	23,84	465,33	3,42

Utilizando os dados da tabela 4 específicos para cada classe de uso da terra, foram calculados q_{ef}/L , E_i e E_0 e P , utilizando as equações 14, 18, 12 e 11, respectivamente para a) cenário de floresta e b) cenário de pastagem. Os resultados dos cálculos são apresentados a seguir na Tabela 7.

Tabela 7 – Resultados dos cálculos para os cenários de floresta e pastagem.

	q_{ef}/L (mm/dia)	E_i (mm/dia)	E_0 (mm/dia)	E^* (mm/ano)	P (mm/ano)
a) Cenário de Floresta	5,68976	1,66729	4,77969	955,94	2205,94
b) Cenário de Pastagem	5,21654	1,68705	4,41801	883,60	2133,60

*Considerando 200 dias de precipitação.

A partir dos valores de precipitação obtidos, é possível estimar a perda de biodiversidade de plantas vasculares quando há transformação de uso do solo de floresta para pasto. Se a precipitação é de 2205,94 mm em 200 dias, substituindo este valor em “x” na equação 10, têm-se $y = 3088$ espécies de plantas vasculares, para o cenário de floresta. Se a precipitação é de 2133,60 mm em 193 dias, substituindo este valor em “x” na equação 1, têm-se $y = 2968$ espécies de plantas vasculares, para o cenário de pastagem.

Calculando-se a diferença entre os números de espécies, estima-se que a diferença de um cenário para o outro é de 120 espécies de plantas vasculares em uma área de 10.000 km² (10⁶ ha), ou $1,2 \cdot 10^{-4}$ espécies por hectare. Considerando-se que a taxa de transformação da terra anual é de 0,01977% e que a área total da Amazônia brasileira é de 3.800.000 km² ($3,8 \cdot 10^8$ ha), estima-se que aproximadamente 9 espécies de plantas vasculares são perdidas por hectare, por

ano, quando ocorre a transformação do uso da terra da floresta Amazônica para pasto.

Desta mesma forma, é possível determinar o fator de caracterização para avaliar a perda de biodiversidade decorrente da transformação da floresta Amazônica para lavoura de soja.

4.2 AVALIAÇÃO DO MÉTODO

Conforme mencionado anteriormente, primeiramente foi realizada uma avaliação do modelo de caracterização proposto para transformação da floresta Amazônica para pasto e, em seguida, foram finalmente calculados os fatores de caracterização para avaliar a perda de biodiversidade decorrente da transformação da floresta Amazônica para lavoura de soja.

Desta forma, o resultado dos cálculos fornecido pelo modelo de caracterização proposto para transformação da floresta Amazônica em pasto é apresentado como um valor fixo de perda de espécies, o qual é multiplicado pela área transformada anualmente, sugerindo que o comportamento deste mecanismo é linear.

No entanto, o trabalho de Oliveira *et al.* (2007) demonstra que a alteração da precipitação relativa em função da transformação do uso da terra ocorre de forma exponencial. Foram feitas simulações para transformação de floresta Amazônica para pasto e para lavoura de soja no Leste da Amazônia, relacionando o percentual de área transformada e a precipitação pluvial, conforme as Figuras 3 e 4. Observa-se que em ambos os casos, quanto maior a área convertida, maior a redução da precipitação pluvial.

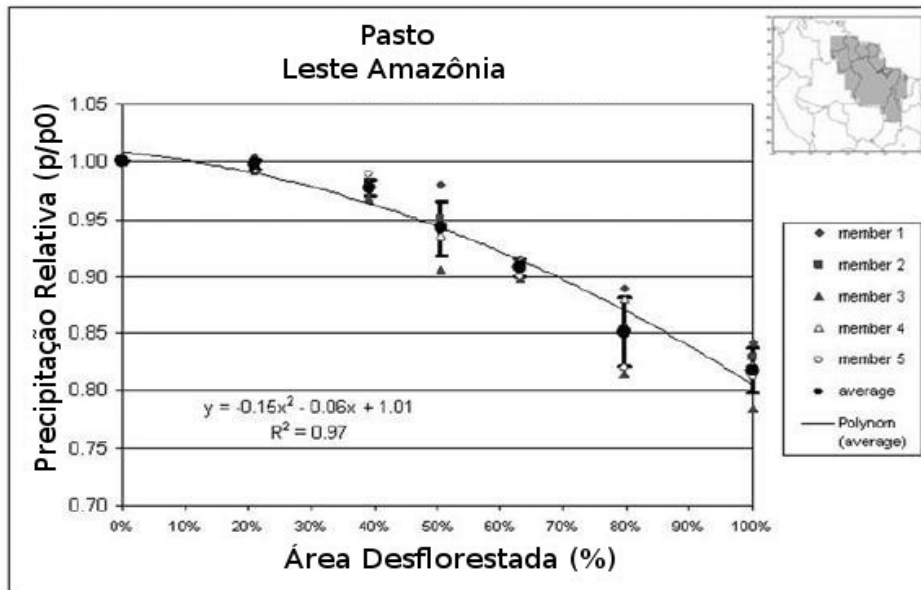


Figura 3 - Correlação entre o percentual de área de floresta Amazônica transformada em pasto e precipitação pluvial relativa.
Fonte: Oliveira *et al.* (2007).

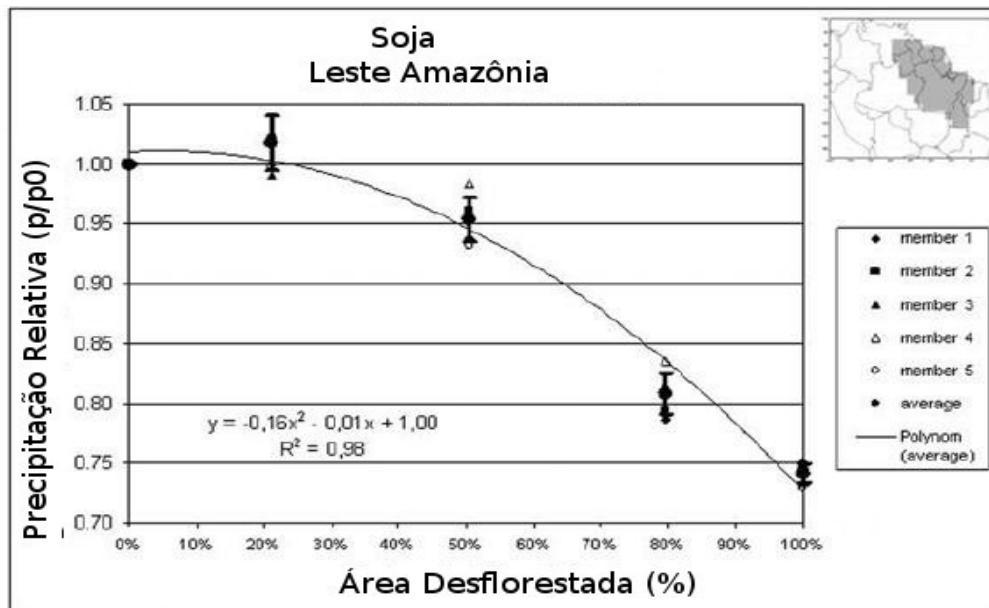


Figura 4 - Correlação entre o percentual de área de floresta Amazônica transformada em lavoura de soja e precipitação pluvial relativa.
Fonte: Oliveira *et al.* (2007).

Das Figuras 3 e 4, temos as Equações 19 e 20, respectivamente:

$$P/P_0 = -0,15.A^2 - 0,06.A + 1,01 \quad (R^2 = 0,97)$$

Equação 19

$$P/P_0 = - 0,16.A^2 - 0,01.A + 1,00 \quad (R^2 = 0,98)$$

Equação 20

Sendo “P/P₀” a precipitação relativa e “A” o percentual de área convertida. A Equação 19 é referente à transformação da floresta Amazônica para pasto e a Equação 20 é referente à transformação da floresta Amazônica para lavoura de soja.

Assim, foi identificada uma forma de calcular a perda de biodiversidade relacionando a Equação 19 ou 20 (OLIVEIRA *et al.*,2007) com a Equação 10 (MUTKE e BARTHLOTT, 2005). Para demonstrar esta nova proposta de cálculo de fatores de caracterização, será utilizado o cenário de conversão de floresta Amazônica para pasto.

Conforme os resultados obtidos anteriormente a partir das equações empíricas e do balanço hídrico, a precipitação pluvial média anual (P₀) do bioma intacto é de 2205,94 mm/ano e o número de dias com precipitação é de 200 dias. A precipitação (P) na área convertida para pasto é de 2133,60 mm/ano e o número de dias com precipitação é de 193 dias.

Sendo que nas Equações 19 e 20 P/P₀ é a precipitação pluvial relativa e na Equação 10 “x” é o número de dias (d) com precipitação maior que 0,1 mm, são feitas as seguintes relações:

$$\frac{d}{d_0} = \frac{193}{200} = 0,96$$

$$\frac{P}{P_0} = \frac{2133,60}{2205,94} = 0,96$$

A partir desses valores, pode-se afirmar que é possível obter o número de dias com precipitação para utilizar na Equação 10 a partir da Equação 19 ou 20, sem realizar os balanços de energia e hídrico.

Mas até que ponto pode-se utilizar esta metodologia? Para uma situação inicial de bioma intacto, a metodologia utilizada fornece o número de 3088 espécies de plantas vasculares. Como mencionado anteriormente, Silva (2005) afirma que a Floresta Amazônica abriga 5.000 espécies de árvores e pode ter até 300 tipos de árvores por hectare, lembrando que estes números são apenas estimativas. No entanto, para haver coerência nos resultados, deve-se utilizar o resultado dos cálculos para a situação inicial (3088 espécies), bem como para prever o número de

espécies perdidas ao longo do aumento da área transformada, desde que não exceda o número de 3088 espécies.

Além disso, observa-se que a redução da pluviosidade ocorre aproximadamente a partir de 15% de transformação do uso da terra da floresta para pasto e a partir de, aproximadamente, 22% de transformação do uso da terra para lavoura de soja. Com áreas transformadas menores que as referidas, observa-se um ligeiro aumento na pluviosidade. Uma simulação utilizando as Equações 10 e 19 é apresentada na Tabela 8.

Tabela 8 – Simulação de perda de espécies na transformação de Floresta Amazônica para pasto.

Bioma	Uso da terra	% Conversão	P/P_0	d_0	d	Área total transformada (hectares)	Nº total de espécies perdidas
Floresta Amazônica	Pasto	15	0,9976	200	199,53	5,70E+007	464
		20	0,9920		198,40	7,60E+007	830
		25	0,9856		197,13	9,50E+007	1244
		30	0,9785		195,70	1,14E+008	1707
		35	0,9706		194,13	1,33E+008	2218
		40	0,9620		192,40	1,52E+008	2777

Nesta simulação, para obter P/P_0 foi utilizada a Equação 19 e, a partir de P/P_0 , obteve-se d . A área total transformada foi obtida multiplicando-se o percentual de conversão pela área total da Amazônia brasileira ($3,8 \cdot 10^8$ ha).

Para obter o número de espécies perdidas, foi necessário calcular o número de espécies obtida pela Equação 10 para o número inicial de dias com chuva, d_1 , e para o número de dias com chuva após a transformação, d_2 , calculando-se a diferença entre os dois resultados, conforme a Equação 21.

$$y = [(8,648 \cdot d_1^{1,1094}) - (8,648 \cdot d_2^{1,1094})] \quad \text{Equação 21}$$

Sendo “y” o número de espécies. Como neste caso o resultado desta subtração é o número de espécies perdidas para 10^6 hectares (10.000 km^2), multiplica-se o resultado por 10^{-6} , para obter-se o número de espécies perdidas por hectare. A seguir, multiplica-se pela diferença de área transformada, obtendo-se um número de espécies perdidas, somando-se, enfim, ao valor de número de espécies perdidos na primeira situação de transformação e assim por diante.

Os resultados da Tabela 8 permitem estabelecer uma relação entre o percentual de transformação do uso da terra e o número de espécies perdidas, como mostra o Gráfico 1, elaborado por meio do programa Qti Plot.

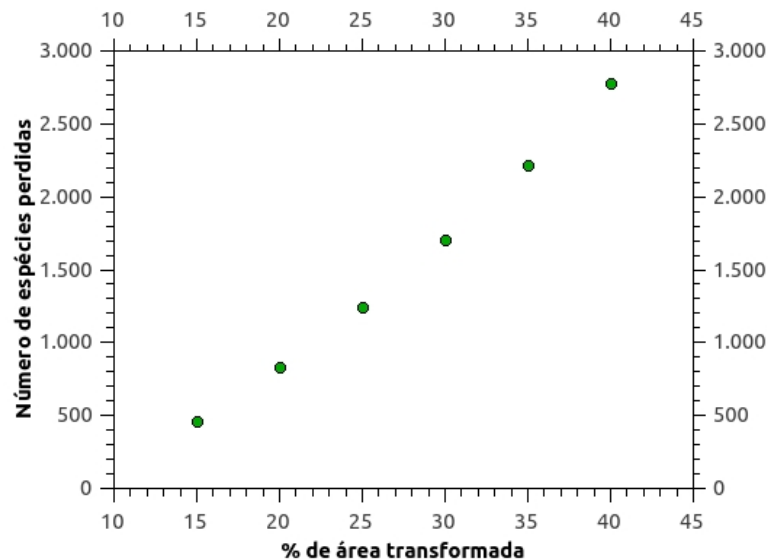


Gráfico 1 – Relação entre o percentual de transformação do uso da terra e o número de espécies de plantas vasculares perdidas.

A partir do Gráfico 1, pode-se observar que quanto maior a área de floresta transformada em pasto, maior o número de espécies perdidas. É importante destacar que a simulação para 40% de área transformada fornece o valor de 2777 espécies perdidas, valor que representa quase 90% do número total de espécies (3088), de acordo com esta metodologia. Cabe ressaltar que esta metodologia ainda não considera o tempo de recuperação da terra.

Utilizando esta metodologia de cálculo, pode-se estimar o número de espécies de plantas vasculares perdidas para o cenário de transformação do uso da terra da floresta Amazônica para lavoura de soja.

4.3 TRANSFORMAÇÃO DO USO DA TERRA DA FLORESTA AMAZÔNICA PARA LAVOURA DE SOJA

A partir da Equação 20 e da mesma metodologia de cálculo empregada na transformação da floresta em pasto, é possível estimar o número de espécies

perdidas quando a floresta Amazônica é transformada em lavoura de soja, em função da redução da precipitação pluvial. Os resultados são demonstrados na Tabela 9.

Tabela 9 – Simulação de perda de espécies de plantas vasculares na transformação de Floresta Amazônica para lavoura de soja.

Bioma	Uso da terra	% Conversão	P/P_0	d_0	d	Área total transformada (hectares)	Nº total de espécies perdidas
Floresta Amazônica	Soja	15	0,9949	200	198,98	5,70E+007	996
		20	0,9916		198,32	7,60E+007	1210
		25	0,9875		197,50	9,50E+007	1477
		30	0,9826		196,52	1,14E+008	1795
		35	0,9769		195,38	1,33E+008	2165
		40	0,9704		194,08	1,52E+008	2587

Os resultados da Tabela 9 permitem estabelecer uma relação entre o percentual de transformação do uso da terra e o número de espécies perdidas, como mostra o Gráfico 2, elaborado utilizando o programa Qti Plot.

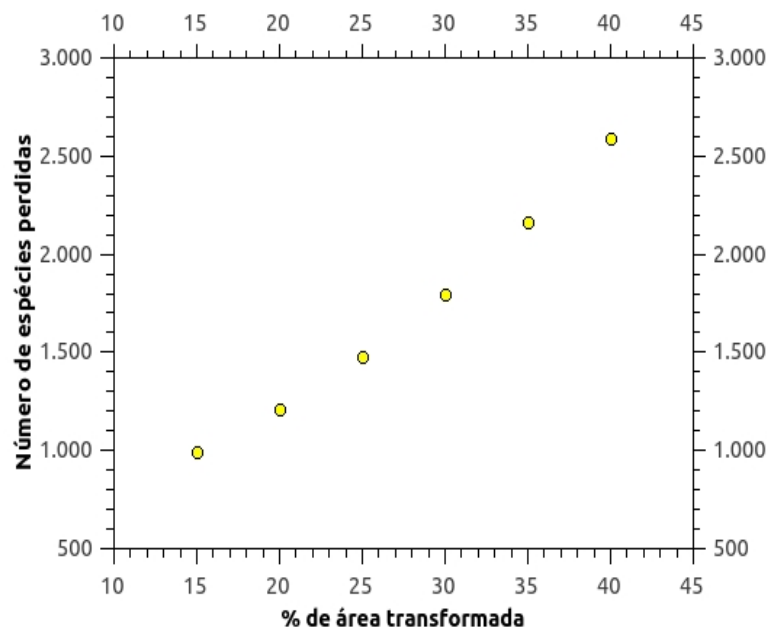


Gráfico 2 – Relação entre o percentual de conversão do uso do solo e o número de espécies perdidas.

Da mesma forma que o Gráfico 1, o Gráfico 2 demonstra que quanto maior a área de floresta transformada para lavoura de soja, maior o número de espécies perdidas. No entanto, pode-se observar que, para o mesmo valor percentual, a

transformação da floresta para lavoura de soja implica em uma perda muito maior em relação à transformação para pasto, em uma situação inicial. Já para a simulação para 40% de área transformada, tem-se o valor de 2587 espécies perdidas, valor que representa aproximadamente 84% do número total de espécies de plantas vasculares.

4.4 APLICAÇÃO DA METODOLOGIA EM UMA ÁREA DE ESTUDO

Para verificar se a metodologia é condizente com a realidade é necessário comparar os dados obtidos por meio de cálculos com os dados medidos. Devem ser relacionados os dados de pluviosidade com os dados de transformação do uso da terra para lavoura de soja, bem como comparar os dados de pluviosidade medidos com os dados calculados por meio da Equação 20.

Para isso, foram coletados dados referentes à área de plantio de soja, bem como de pluviosidade de um determinado período do município de Santarém, que pertence ao Bioma Amazônia.

O município de Santarém, no Estado do Pará, situa-se na região do oeste do Estado, na meso região do Baixo Amazonas, microrregião de Santarém; está na margem direita do rio Tapajós, na sua confluência com o rio Amazonas. A localização do município no mapa do Brasil é mostrada na Figura 5.



Figura 5 - Localização do município de Santarém – PA. Fonte: Site do Município de Santarém.

Os dados referentes à área de plantio de soja são dados de produção agrícola municipal que compõem o acervo de uma série histórica do Censo

Agropecuário do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), disponíveis Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA). Os dados referentes à área de plantio de soja em Santarém, de 1999 à 2010 estão demonstrados na Tabela 10.

Tabela 10 – Área de plantio de soja no município de Santarém – PA.

Ano	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Área plantada (hectares)	620	50	25	200	4600	11000	22000	19500	15000	17250	18000	17100

Fonte: IBGE (2012)

Os dados referentes à precipitação pluvial no município de Santarém foram coletados no Banco de dados da ANA (Agência Nacional de Águas), demonstrados na Tabela 11. Do *site* oficial do município de Santarém, obteve-se o valor de referência de precipitação pluvial média de 1920 mm/ano, assim como a área total do município, que é de 2.288.700 hectares.

Tabela 11. Série histórica da precipitação pluvial no município de Santarém – Pará.

Ano	Área transformada (%.ano)	Chuvas (mm/ano)	P/P0
Referência	0	1920	1
2001	0,00109	2747,6	1,43
2002	0,00874	2349	1,22
2003	0,2	2395,4	1,25
2004	0,48	2537,3	1,32
2005	0,96	2543	1,33
2006	0,85	2896,4	1,51
2007	0,65	2075,5	1,08
2008	0,75	3054,8	1,59
2009	0,78	2826,1	1,47
2010	0,75	1822,8	0,95

Fonte: Agência Nacional das Águas – ANA

Observando os valores percentuais de transformação do uso da terra, é possível concluir que a área transformada do município é muito pequena, visto que o plantio de soja na região ainda é muito recente em relação a outros tipos de cultivo. Da mesma forma, observa-se que a precipitação relativa apresenta pouca variação de um ano para o outro, o que não permite estabelecer uma comparação com os resultados obtidos pela metodologia proposta.

4.5 COMPARAÇÃO COM O MODELO DE WEIDEMA E LINDEIJER

Com a finalidade de comparar o modelo proposto com o modelo de Weidema e Lindeijer (2001), que é um modelo internacionalmente aceito, a perda de biodiversidade foi calculada por meio das Equações 1, 3, 4 e 5, sendo que na Equação 4 z é igual a 0,15, conforme orientação dos autores, da mesma forma que $a = b = c = 1$, na Equação 5.

A Tabela 2 apresenta os números para riqueza de espécies (SR) da floresta tropical entre 1500 e 9000 espécies em 10.000 km². No entanto, foi necessário escolher um valor dentro desta faixa e, portanto, nesta simulação foi escolhido o valor de 3088 espécies, conforme o valor obtido no modelo proposto neste estudo para melhor comparar os modelos. Os valores de A_{pot} e A_{exi} também foram retirados da Tabela 2.

Desta forma, o valor de perda de biodiversidade (Q_{biod}) foi de 193 espécies em 10.000 km², ou $1,9 \cdot 10^{-4}$ espécies por hectare. A partir dos cálculos em que foram utilizadas as equações empíricas e o balanço hídrico, o valor de perda de biodiversidade foi de $1,2 \cdot 10^{-4}$ espécies por hectare. Utilizando o valor obtido pelo modelo de Weidema e Lindeijer (2001) como referencial teórico, obteve-se o erro de 36,8% do modelo proposto neste trabalho.

É importante ressaltar que para esta comparação não foi considerada a área transformada, mas apenas o valor de perda de biodiversidade quando ocorre uma transformação do uso da terra do bioma em questão.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir dos dados coletados para o município de Santarém, observa-se que não é possível realizar um estudo comparativo com os resultados obtidos pela metodologia proposta, devido aos seguintes fatores: (i) o cultivo do soja ainda é recente na região Amazônica; (ii) a precipitação pluvial relativa possui pouca variação no período estudado; (iii) os impactos relacionados a redução da precipitação pluvial tem início a partir de cerca de 22% de área transformada.

Uma alternativa seria avaliar uma região maior, pois uma área maior transformada pode fornecer informações mais precisas neste contexto. Desta forma, seria possível avaliar o Estado do Pará, que possui 124.804.200 hectares aproximadamente. Porém, os dados do IBGE indicam que o plantio de soja também teve início recente, como demonstrado na Tabela 12, e o percentual de área transformada para lavoura de soja é de 0,07% da área total, no máximo.

Tabela 12 – Área de plantio de soja no Estado do Pará.

Ano	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Área plantada (hectares)	575	1843	1915	2225	1005	2648	15310	35219	68410	72335	53553	71060	71410	85450

Fonte: IBGE (2012)

Além disso, também há dificuldades na obtenção da precipitação pluvial média anual, principalmente ao avaliar a sua variação regional, visto que o Pará apresenta uma grande discrepância de precipitação pluvial nas suas diferentes regiões. De acordo com Moraes *et al.* (2005), cerca de 50% da área do Estado do Pará apresenta precipitação anual entre 1900 e 2400 mm e, 40% da área restante apresenta precipitação entre 1350 e 1900 mm. Portanto, mesmo obtendo uma média das chuvas para este Estado, os resultados ainda apresentariam uma grande incerteza.

Diante das dificuldades, a melhor alternativa para avaliar o impacto sobre a biodiversidade, causado pela expansão da lavoura de soja na Amazônia, seria realizar uma estimativa a partir dos dados disponíveis e de um modelo de caracterização, apesar da atual impossibilidade de verificação dos resultados com a real situação.

Em relação ao modelo de caracterização proposto, ao observar que o número de espécies perdidas resultante dos cálculos é relativamente grande, cabe ressaltar que os valores são proporcionais a grandes áreas transformadas. Porém, a taxa anual de transformação é baixa, conforme demonstram os dados disponíveis. Este fato confirma que um método de estimativa de impactos ambientais ainda é a melhor alternativa para promover tomadas de decisões e garantir proteção à biodiversidade, antes mesmo que estes números possam vir a ser confirmados.

Em relação às incertezas, a Equação 10 fornecida pelo trabalho de Mutke e Barthlott (2005), confere uma incerteza dos dados de número de espécies relativamente grande em função da sua baixa correlação ($R^2 = 0,4246$). Da mesma forma, o método de Weidema e Lindeijer (2001) utiliza os dados acerca de espécies de Barthlott *et al.* (1999), que são genéricos para uma grande área. No entanto, para ambos os casos, são os melhores dados disponíveis até o momento de suas publicações, dentro dos contextos das propostas.

Portanto, avaliar o impacto causado sobre a biodiversidade da Floresta Amazônica decorrente do ciclo de vida do biodiesel de soja, requer um modelo de caracterização que permita realizar estimativas com segurança, a fim de preservar a biodiversidade de maiores danos.

Comparando-se o modelo proposto com o modelo de Weidema e Lindeijer (2001), foi possível observar que os valores obtidos são coerentes e que, portanto, o modelo sugerido neste trabalho pode ser utilizado para avaliação de perda de biodiversidade decorrente da transformação do uso da terra. No entanto, é importante ressaltar que o modelo apresenta limitações, visto que o indicador é baseado apenas em plantas vasculares. Além disso, são necessárias melhorias como a inclusão de outros parâmetros, tais como a escassez e a vulnerabilidade do ecossistema, permitindo, assim, a aproximação dos resultados com a realidade.

CAPÍTULO III – CONCLUSÃO

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em relação ao problema proposto, pode-se concluir que é evidente que a expansão do biodiesel de soja no Brasil, que está estimulando a abertura de de novas áreas para lavoura de soja na Amazônia, dentre outros fatores que estão contribuindo para o desmatamento da região, causa um impacto significativo na biodiversidade da floresta Amazônica.

Quanto ao modelo de caracterização proposto, observa-se que o resultado do fator de caracterização para perda de biodiversidade é coerente quando comparado ao modelo de Weidema e Lindeijer (2001), apesar da atual impossibilidade de comparação com a situação real.

Além disso, a comparação com os modelos de Weidema e Lindeijer (2001) e Schmidt (2008), considerando que os trabalhos apresentam escopos diferentes, nota-se que a presente proposta necessita acrescentar outros fatores que possam melhorar a sensibilidade do método, como por exemplo, avaliar a escassez e a vulnerabilidade do sistema, bem como incluir o tempo de recuperação da terra nos cálculos.

Recomenda-se realizar uma comparação mais detalhada com o modelo de Weidema e Lindeijer (2001), bem como realizar aprimoramentos no modelo para que o mesmo possa ser utilizado para outros tipos de transformação do uso da terra. Por exemplo, a avaliação do cultivo de palma na região Amazônica, a fim de considerar a substituição do óleo de soja pelo óleo de palma para a obtenção de biodiesel.

Desta forma, este modelo pode ser considerado uma opção para avaliação de impactos do uso da terra no Brasil com indicadores de biodiversidade, visto que a avaliação da perda da biodiversidade é ainda muito limitada em estudos de avaliação do ciclo de vida, principalmente no Brasil.

7 REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Séries Históricas**. Dados hidrológicos. Disponível em <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/protabl.asp?c=1612&z=t&o=11&i=P>>. Acesso em 15 jul. 2012.

BARTHLOTT, W., et al. Terminological and methodological aspects of the mapping and analysis of global biodiversity. **Acta Botanica Fennica**, v. 162, p. 103-110. 1999.

BERBET, M. L. C. **Variação sazonal do albedo e sua influência na mudança do padrão de chuva, em consequência da conversão da floresta tropical em pastagem**. Dissertação de Mestrado.. Programa de Pós-Graduação em Meteorologia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG. 2002.

BEST, G. **Biomass fuels and the future**. 1997. Disponível em <<http://www.fao.org> > Acesso em 25 set. 2009.

BRAGA, Benedito et al. **Introdução à engenharia ambiental**. 2. ed. São Paulo, SP: Pearson Prentice Hall, c2005.

CARDOZO, F. S.; PEREIRA, G.; SILVA, F.B.; SHIMABUKURO, Y.E.; MORAES, E.C. **Análise da estimativa da refletância e albedo em áreas alagadas do Pantanal**. Anais 2º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Corumbá, 2009. Disponível em: < <http://www.geopantanal2009.cnptia.embrapa.br/cd/pdf/p138.pdf>> Acesso em 26 abr. 2010.

COLTRO, L. (Org.). **Avaliação do ciclo de vida como instrumento de gestão**. Campinas: CETEA/ITAL, 2007. 75p. ISBN 978-85-7029-083-0

COUTO, D.L.N. **Albedo em cerrado sensu stricto como resposta à variação climática e biológica – conexões com índice de vegetação, estoques de carbono e fluxos de CO₂**. Dissertação (Mestrado em Geografia Física) - Faculdade de Filosofia Letras e Ciências Humanas. Universidade de São Paulo. São Paulo, 2009. Disponível em: www.teses.usp.br/teses/.../DIOGO_LADVOCAT_NEGRAO_COUTO.pdf Acesso em 05 mai. 2010.

FERRARI, R. A.; OLVEIRA, V. S.; SCABIO, A. Biodiesel de soja – Taxa de conversão em ésteres etílicos, caracterização físico-química e consumo em gerador de energia. **Química Nova**, Vol. 28, Nº 1, p. 19-23, 2005.

FERREIRA, J. A. DA S.; MANZI, A. O.; ESPÍRITO SANTO, C. M. DO. **Comportamento de um modelo hidrológico para a bacia Amazônica utilizando três campos diferentes de climatologia**. In: Congresso Brasileiro de Meteorologia, X, Brasília, DF. Anais, 1998.

FISCH, G.; LEAN, J.; WRIGHT, I. R.; NOBRE, C. A. Simulações climáticas do efeito do desmatamento na região Amazônica: Estudo de um caso em Rondônia. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 12, n. 1, p. 33-48, 1997. (INPE-10153-PRE/5681). Disponível em: <<http://urlib.net/cptec.inpe.br/walmeida/2003/10.15.11.07>>. Acesso em: 05 fev. 2010.

GRUPO DE TRABALHO DA SOJA – GTS. **Moratória da Soja: 3º Ano do Mapeamento e Monitoramento no Plantio de Soja no Bioma Amazônia**. 2010.

_____. **Moratória da Soja: 4º Ano do Mapeamento e Monitoramento no Plantio de Soja no Bioma Amazônia**. 2011.

ISO. International Organization for Standardization. **ISO 14044**. Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines. Geneva, 2006b. 46 p.

KÖLLNER, T. **Land Use in Product Life Cycles and its Consequences for Ecosystem Quality**. PhD thesis Nº 2519, University St. Gallen, 2001.

_____. **Land Use in Product Life Cycles and Ecosystem Quality**. Frankfurt am Main: Peter Lang, 2003. 271 p.

LIMA, P.C.S.; LEITÃO, M.M.V.B.R.; AZEVEDO, P.V.; OLIVEIRA, G.M.; ESPÍNOLA SOBRINHO, J.; MOURA, M.S.B.; MENEZES, H.E.A.; PINTO, M.G.C.L. **Albedo de Pastagem e Caatinga**. XVI Congresso Brasileiro de Agrometeorologia, Belo Horizonte, 2009.

MENDES, D. **Suporte meteorológico de superfície para o monitoramento de precipitação na Amazônia**. X Congresso Brasileiro de Meteorologia, Brasília, 1998. Disponível em:

< <http://www.cbmet.com/cbm-files/13-01ac6875e5f6941b6724c3a19da6e192.pdf> >
Acesso em 25 jan. 2010.

MICHELSEN, Ottar. Assessment of land use impact on biodiversity: proposal of a new methodology exemplified with forestry operations in Norway. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 1, p. 22-31. 2008.

MILANI, A. *et al.* **O Brasil dos Agrocombustíveis: Impactos das Lavouras sobre a Terra, o Meio Ambiente e a Sociedade – Soja e Mamona**. ONG Repórter Brasil, 2008.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA – MME. **Balanço Energético Nacional 2009**. Ano base 2008. Rio de Janeiro: Empresa de Pesquisa Energética (EPE), 2009.

_____. **Balanço Energético Nacional 2011**. Ano base 2010. Rio de Janeiro: Empresa de Pesquisa Energética (EPE), 2011.

MINISTÉRIO DO PLANEJAMENTO, ORÇAMENTO E GESTÃO. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Sala de Imprensa: IBGE e Ministério do Meio Ambiente lançam mapas temáticos sobre a Amazônia**, 2007a. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=799> Acesso em 02 mai. 2010.

_____. **Censo Agropecuário 2006 – resultados preliminares**. Rio de Janeiro, 2007b. Disponível em: <<http://www1.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/2006/agropecuario.pdf>> Acesso em 20 ago. 2009.

_____. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável**. Brasil, 2010. Disponível em: < <http://www1.ibge.gov.br/home/geociencias/recursosnaturais/ids/ids2010.pdf> >
Acesso em 08 ago. 2010.

_____. **Sistema IBGE de Recuperação Automática – SIDRA**. Brasil, 2012. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/protabl.asp?c=1612&z=t&o=11&i=P>>
Acesso em 15 jul. 2012.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). **Dados históricos**. Dados meteorológicos de temperatura do ar e da umidade relativa do ar da Plataforma de Coleta de Dados (PCD) Amazônia do

ano de 2009. Disponível em: <
<http://satelite.cptec.inpe.br/PCD/historico/passo4.jsp> > Acesso em 05 fev. 2010.
 MONTALVÃO, E. **O setor elétrico e o horário de verão**. Consultoria Legislativa do Senado Federal. Coordenação de estudos. Brasília, 2005. Disponível em: <
www.senado.gov.br/senado/conleg/textos.../texto19%20-%20edmund.pdf > Acesso em 17 mai. 2010.

MÜLLER-WENK, R. Universität St. Gallen. **Land use the main threat to species: How to include land use in LCA**. St. Gallen, 1998. 45 p.

MUTKE, J.; BARTHLOTT, W (2005) **Patterns of vascular plant diversity at continental to global scales**. Biol. Skr 55:521-531. ISSN 0366-3612. ISBN 87-7304-304-4.

NASCIMENTO, T.S.; MASCARENHAS JÚNIOR, T.A. **Precipitação na Amazônia: análise da variação entre as porções Central e Ocidental**. XIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada. Universidade federal de Viçosa, 2009. Disponível em: <
http://www.geo.ufv.br/simposio/simposio/trabalhos/trabalhos_completos/eixo8/063.pdf> Acesso em: 17 mai. 2010.

NOBRE, C. A.; SAMPAIO, G.; SALAZAR, L. Mudanças climáticas e Amazônia. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 59, n. 3, p. 22-27, jul.-set. 2007. Disponível em: <
http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0009-67252007000300012&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 14 nov. 2009.

NOVAK, L. H. e UGAYA, C.M.L. **Greenhouse Gas (GHG) inventory in agricultural land-use: challenges for soybean-based biodiesel in Brazil**. In: CILCA 2009. III International Conference on Life Cycle Assessment of Latin America, 2009, Pucón – Chile. Proceedings of Conference CILCA 2009, 2009.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988.

OLIVEIRA, G. S.; NOBRE, C. A.; COSTA, M. H.; PRAKKI, S.; SOARES-FILHO, B. S.; CARDOSO, M. F. Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. L17709, p. doi:10.1029/2007GL030612, September 2007. (INPE-14889-PRE/9803). Disponível em: <
<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m17@80/2007/09.24.13.05>>. Acesso em: 22 nov. 2009.

PACHÊCO, N. A.; BASTOS, T. X. **Boletim agrometeorológico 2006 Igarapé - Açu – Belém, PA** : Embrapa Amazônia Oriental, 2007.

PINTO-COELHO, R. M. **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2000.

ROCHA, L. S. DA; UGAYA, C. M. L. **Avaliação da perda da biodiversidade decorrente da conversão da floresta tropical em pastagem**. In: II Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida, 2010, Florianópolis. Artigos científicos. Editores: Sebastião Roberto Soares *et al.* - Florianópolis: UFSC: 2010. p.95 – 101. Disponível em: < www.ciclodevida.ufsc.br/congresso/images/acv-2010.pdf >. Acesso em 2 mai. 2012.

SCHMIDT, J. H. Development of LCIA characterization factors for land use impacts on biodiversity. **Journal of Cleaner Production**, n. 16, p. 1929-42. 2008.

SETAC – Society of Environmental Toxicology and Chemistry. **A Conceptual Framework for Life-Cycle Impact Assessment**. 1993.

SILVA, E. **Economia Verde – A Bioeconomia**. Amazônia a Vista. 2005. Disponível em: <<http://www.amazoniavista.com.br/Noticia.asp?ID=2>> Acesso em 14 mar. 2010.

SOUZA, D. M. **Proposta de um modelo de caracterização de impactos do uso da terra, segundo indicadores de biodiversidade, em AICV: cálculo de fatores de caracterização para ecorregiões brasileiras**. 2010. Tese de doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis, 2010.

TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: UFRGS-Faculdade de Agronomia, 2009. 943 p. (Coleção ABRH de recursos hídricos,v.4) ISBN 9788570259240.

WEIDEMA, B. P.; LINDEIJER, E. **Physical impacts of land use in product life cycle assessment: Final report of the EURENVIRONLCAGAPS sub-project on land use**. Lyngby: Department of Manufacturing Engineering and Management, Technical University of Denmark, 2001.