**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS**

EDUARDA TAROSSI LOCATELLI

**APLICAÇÃO DA AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DO CICLO DE VIDA
PARA DETERMINAÇÃO DE IMPACTOS DO USO DA TERRA
ASSOCIADOS À EXPANSÃO DA CANA-DE-AÇÚCAR NA UGRHI TIETÊ-
JACARÉ (SP)**

São Carlos
2015

EDUARDA TAROSS LOCATELLI

APLICAÇÃO DA AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DO CICLO DE VIDA
PARA DETERMINAÇÃO DE IMPACTOS DO USO DA TERRA
ASSOCIADOS À EXPANSÃO DA CANA-DE-AÇÚCAR NA UGRHI TIETÊ-
JACARÉ (SP)

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de mestre em Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Montaña

São Carlos
2015

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

L811a   Locatelli, Eduarda Tarossi
APLICAÇÃO DA AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DO CICLO DE VIDA
PARA DETERMINAÇÃO DE IMPACTOS DO USO DA TERRA
ASSOCIADOS À EXPANSÃO DA CANA-DE-AÇÚCAR NA UGRHI
TIETÊ-JACARÉ (SP) / Eduarda Tarossi Locatelli;
orientador Marcelo Montañó. São Carlos, 2015.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação
em Ciências da Engenharia Ambiental e Área de
Concentração em Ciências da Engenharia Ambiental --
Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de
São Paulo, 2015.

1. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV). 2.
Impactos do uso da terra. 3. cana-de-açúcar. 4. Sistema
de Informações Geográficas. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bacharela **EDUARDA TAROSSİ LOCATELLI**.

Título da dissertação: "Aplicação da avaliação de impactos do ciclo de vida para determinação de impactos do uso da terra associados à expansão da cana-de-açúcar na UGRHI Tietê-Jacaré (SP)".

Data da defesa: 30/04/2015

Comissão Julgadora:

Resultado:

Prof. Associado **Frederico Fábio Mauad (Orientador Substituto)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Aprovado

Prof. Dr. **Aldo Roberto Ometto**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Aprovado

Dr^a. **Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura**
(Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/EMBRAPA-Jaguariúna)

Aprovado

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciência da Engenharia Ambiental
Prof. Associado **Frederico Fábio Mauad**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Associado **Paulo Sergio Lima Segantine**

Aos meus pais, meu alicerce e razão de todas as minhas
conquistas, dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pelo conforto e inspiração proporcionados nos momentos de maior dificuldade.

Aos meus pais, Laurindo e Marinalva, por me proporcionarem chegar até aqui e me ensinarem a conduzir meu caminho com dignidade, sabedoria e humildade, por me confortarem nas horas difíceis e compartilharem os momentos de alegria. Agradeço às minhas irmãs Nathália e Ana Clara pelo companheirismo e incentivo em todas as horas.

Ao meu orientador, Mindu, agradeço pelas conversas, questionamentos e por me motivar a ir sempre além do que julgava preciso, proporcionando, assim imenso aprendizado pessoal e profissional ao longo desta trajetória. Obrigada por tornar a realização deste trabalho possível.

Agradeço também a toda minha família, tios e tias e em especial minha avó, Rosalina, pela preocupação e orações ao longo de todo o desenvolvimento deste trabalho.

A todos os meus companheiros de trabalho, Anne, Joyce, Fernanda, Fábila, Vitor, Priscila, e especialmente ao Ghis, pelas constantes conversas, apoio, risadas e aprendizado proporcionados pela convivência em grupo. Agradeço também a todos os colegas do CRHEA pelos momentos de descontração que foram essenciais para este trabalho.

Agradeço à Paulinha e Ana Laura pelo material fornecido, apoio e contribuições para o trabalho.

À Mi pelos trabalhos desenvolvidos em conjunto, reflexões e companheirismo ao longo desses anos.

A todos os meus amigos e amigas que sempre me apoiaram e acreditaram no meu potencial, especialmente à Bárbara, Thassia, Luaninha, Olinda e Mariana.

Agradeço ao Léo pela paciência, companheirismo, incentivo e carinho ao longo do desenvolvimento deste trabalho. Sua presença foi essencial em todos os momentos.

Agradeço ao Prof. Aldo Ometto pela confiança e auxílio em várias etapas desta pesquisa.

A todos os funcionários do CRHEA que trabalham para tornar nossos dias mais fáceis.

À CAPES pelo apoio financeiro para o desenvolvimento desta pesquisa.

Por fim, obrigada a todos que contribuíram direta ou indiretamente para tornar este trabalho possível.

“Agradeço todas as dificuldades que enfrentei, não fosse por elas, eu não teria saído do lugar. As facilidades nos impedem de caminhar.”

(Chico Xavier)

Resumo

LOCATELLI, E. T. **Aplicação da Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida para determinação de impactos do uso da terra associados à expansão da cana-de-açúcar na UGRHI Tietê-Jacaré (SP)**. 2015. 135p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

Apesar de ser uma técnica de avaliação de impactos ambientais reconhecida e utilizada internacionalmente, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) encontra dificuldades em integrar aspectos espaciais e temporais em suas avaliações. Esta questão tem fomentado pesquisas voltadas à inserção da diferenciação espacial tanto na fase de inventário (ICV), por meio do levantamento de dados contendo informações espaciais em diversas escalas, quanto na fase de avaliação de impacto (AICV), por meio do desenvolvimento de fatores de caracterização espacialmente diferenciados. Os usos da terra e suas dinâmicas temporais e espaciais têm sido foco destas pesquisas de modo a verificar suas implicações sobre a biodiversidade e os serviços dos ecossistemas decorrentes, principalmente de atividades como a agricultura. Sendo a cana-de-açúcar a principal matéria-prima para o etanol combustível no Brasil e ocupando extensas áreas na Bacia Hidrográfica do Tietê-Jacaré-SP, o presente trabalho se propõe a discutir a aplicabilidade de modelos de caracterização de impactos relacionados aos usos da terra em uma abordagem específica ao local, adotando-se como base para aplicação o cenário de expansão da cana-de-açúcar nesta bacia. Para tal, foram selecionados três modelos de caracterização relacionados a três vias de impacto: biodiversidade, produção biótica potencial (PBP) e potencial de regulação da erosão (PRE). Esses modelos foram aplicados ao processo produtivo da cana-de-açúcar adaptando-os para a área de estudo, nos quais os dados de inventário foram levantados por meio dos *softwares* de SIG IDRISI TAIGA e ArcGis 10.2 e na literatura. Posteriormente esses modelos foram aplicados utilizando a abordagem *loco*-dependente e os resultados comparados com os da avaliação específica. Para a categoria biodiversidade houve maior dificuldade para obtenção de informações locais e, portanto, utilizou-se uma simplificação do modelo selecionado, não sendo possível sua aplicação *loco*-dependente. Já para as outras categorias, a aplicação apresentou acentuada diferenciação dos resultados em relação à abordagem *loco*-dependente, indicando que os valores globais de ICV sugeridos pelos autores para estas categorias não representam a realidade brasileira e, portanto, valores específicos ao local oferecem informações de maior qualidade para tomada de decisão em âmbito regional e local. Os resultados ainda apontam significativas diferenças nas avaliações segundo os diferentes tipos de solo e bioma nos quais ocorrerá a expansão da cana para as categorias PBP e PRE. Conclui-se que os modelos desenvolvidos para PBP e PRE possuem potencial de aplicação em escala local ao passo que os modelos desenvolvidos para biodiversidade necessitam de algumas simplificações e implicam em maiores incertezas. A disponibilidade dos dados necessários para esta abordagem pode constituir um fator limitante para sua aplicação, além disso, a escolha da melhor abordagem a ser utilizada irá depender dos objetivos do estudo.

Palavras-chave: Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), impactos do uso da terra, cana-de-açúcar, Sistema de Informações Geográficas.

ABSTRACT

LOCATELLI, E. T. **Life Cycle Impact Assessment application to access land use impacts of sugar cane expansion on Tietê-Jacaré (SP) watershed.** 2015. 135p. Dissertation (Master) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

Despite its international use and recognized nature as an Environmental Impact Assessment technique, the Life Cycle Assessment (LCA) leads to difficulties on integrating spatial and temporal aspects in their assessment. There has been a rising interest in researches related to the inclusion of spatial differentiation both in the inventory phase (LCI), through data collection containing spatial information at various scales, and in the impact assessment phase (LCIA), through the development of spatially explicit characterization factors. Land use and its temporal and spatial dynamics have received priority attention in order to verify their implications on biodiversity and ecosystem services derived mainly from activities such as agriculture. Since sugarcane is the main raw material for fuel ethanol in Brazil and occupying large areas in the Tietê-Jacaré-SP watershed, this study aims to discuss the applicability of characterization models of impacts associated to land uses in a site specific approach, adopting as the basis for application the expansion scenario of sugarcane in this area. This has been done by selecting three characterization models related to three impact pathways: biodiversity, biotic production potential (BPP) and erosion regulation potential (ERP). These models were applied to the sugarcane production process by means of their adaptation to the area of study and taking into account the literature and the inventory collected through GIS software IDRISI TAIGA and ArcGIS 10.2. Later, these models were applied using the site-dependent approach and the results were compared to the site specific assessment. Obtaining local information of biodiversity impact category was found to be difficult, therefore, simplifications of the model selected were employed, not allowing site-dependent application. Regarding the other categories, the research results demonstrate pronounced differentiation compared to site-dependent approach. This indicates that global values used on the papers of the models developed do not represent Brazilian reality and therefore site-specific assessments have greater benefit for decision making at regional and local level. Moreover, the assessments show significant differences according to different soil types and biome in which sugarcane expansion will occur for BPP and ERP impact categories. Against this backdrop, it is concluded that the models developed for BPP and ERP have potential of application at local scale while the models developed for biodiversity require some simplifications and imply greater uncertainty. The availability of necessary data to this approach can be a limiting factor in their application. Furthermore selecting the best approach to be used will depend on the objectives of the study.

Keywords: Life Cycle Impact Assessment (LCIA), land use impacts, sugarcane, Geographic Information System.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1-Etapas da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)	26
Figura 2-Exemplo de sistema de produto do processo de produção da cana-de-açúcar	28
Figura 3-Categorias relacionadas às abordagens <i>midpoint</i> e <i>endpoint</i> da AICV, áreas de proteção correspondentes e exemplo de dados de inventário.....	30
Figura 4- Elementos da etapa de AICV	31
Figura 5-Evolução da qualidade da terra a partir dos fluxos elementares	35
Figura 6- Esquema resumido dos procedimentos metodológicos da pesquisa.....	45
Figura 7-Localização da UGRHI 13 e seus respectivos municípios.	47
Figura 8-Tipos de solo de ocorrência na UGRHI 13.....	49
Figura 9-Expansão da cana-de-açúcar na UGRHI 13 entre os anos de 2011 a 2019	50
Figura 10-Cadeia de causa e efeito dos impactos relacionados aos usos da terra na AICV e os modelos recomendados para serem aplicados no Brasil.	54
Figura 11-Cálculo do impacto da PBP medido por SOC	55
Figura 12-Esquema dos procedimentos metodológicos utilizados para o cálculo dos FC e dos impactos para a categoria PBP.	56
Figura 13- Procedimentos metodológicos utilizados para o cálculo dos impactos na resistência à erosão específicos para a UGRHI Tietê-Jacaré.	61
Figura 14- Distribuição espacial dos FC da categoria Produção Biótica Potencial para a ocupação do solo na UGRHI 13 considerando a expansão da cana de 2011 a 2019	77
Figura 15: Distribuição espacial dos FC da categoria Produção Biótica Potencial para a conversão de pasto para cana na UGRHI 13 considerando a expansão da cana de 2011 a 2019	78
Figura 16 – Impactos na PBP devido ao uso da terra por cana-de-açúcar em 2019, na UGRHI Tietê-Jacaré.....	79
Figura 17-Impacto na PBP decorrente da conversão do uso de pastagem para cana no bioma cerrado, no período de 2011 a 2019, na UGRHI Tietê-Jacaré.	82
Figura 18-Impacto na PBP decorrente da conversão do uso de pastagem para cana no bioma mata atlântica, no período de 2011 a 2019, na UGRHI Tietê-Jacaré.	82
Figura 19: Distribuição espacial dos FC para os impactos de ocupação da categoria Potencial de Regulação da Erosão na UGRHI 13 considerando a expansão da cana de 2011 a 2019.....	85
Figura 20: Distribuição espacial dos FC para a conversão de pasto para cana considerando a categoria Potencial de Regulação da Erosão e a expansão da cana de 2011 a 2019	86

Figura 21-Impacto no Potencial de Regulação da Erosão decorrente da ocupação da terra por cana-de-açúcar em 2019, na UGRHI Tietê-Jacaré	88
Figura 22-Impacto no Potencial de Regulação da Erosão decorrente da conversão do uso de pastagem para cana no bioma cerrado, na UGRHI Tietê-Jacaré	89
Figura 23-Impacto no Potencial de Regulação da Erosão decorrente da conversão do uso de pastagem para cana no bioma mata atlântica, na UGRHI Tietê-Jacaré.....	89
Figura 24-Impactos potenciais da expansão da cana-de-açúcar na biodiversidade utilizando o indicador hemerobia	92
Figura 25-Impactos Potenciais na Biodiversidade decorrentes da expansão da cana-de-açúcar no ano de 2019.....	96
Figura 26 - Impacto Potencial na riqueza de espécies ameaçadas de extinção sobre as áreas prioritárias para incremento da conectividade em área de cerrado nos anos 2012 a 2019	97
Figura 27-Impacto Potencial na riqueza de espécies ameaçadas de extinção sobre as áreas prioritárias para incremento da conectividade em área de mata atlântica nos anos 2012 a 2019	98
Figura 28-Projeção das áreas de expansão da cana para o ano de 2019 de acordo com as áreas prioritárias para incremento da conectividade	99
Figura 29-Etapas realizadas para o cálculo do FC de resistência a erosão segundo o modelo LANCA.	105
Figura 30-FC calculados especificamente para a UGRHI 13 para a categoria PBP	108
Figura 31-FC calculados a partir dos valores globais para a UGRHI 13 para a categoria PBP	109
Figura 32-FC calculados especificamente para a UGHRI 13 para a categoria PRE.....	111
Figura 33- FC calculados a partir do modelo LANCA para a UGHRI 13 para a Categoria PRE	111

LISTA DE QUADROS

Quadro 1- Comparação das funções ecológicas do solo e seus serviços dos ecossistemas correspondentes segundo MEA (2005) e os definidos pelo grupo de trabalho em AICV de usos da terra segundo a Iniciativa do ciclo de vida, UNEP/SETAC (2002).....	41
Quadro 2- Critérios utilizados por cada grupo temático para definir as espécies-alvo	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-Dados para o cálculo dos FC e suas respectivas fontes tendo como área de referência o bioma cerrado.....	59
Tabela 2-Dados para o cálculo dos FC e suas respectivas fontes tendo como área de referência o bioma mata atlântica	59
Tabela 3-Fator K para cada tipo de solo, sua representatividade na área de expansão e suas respectivas fontes.	65
Tabela 4-Valores de CP para cada tipo de uso da terra e suas respectivas fontes.....	66
Tabela 5-Valores de A de acordo com cada tipo de solo e uso da terra, medidos em (t/(ha.ano))......	67
Tabela 6-Fatores de caracterização para alguns tipos de usos da terra baseado no conceito de hemerobia.....	70
Tabela 7-Fatores de Caracterização para a ocupação da terra por cana-de-açúcar	76
Tabela 8-Fatores de Caracterização para a conversão do uso da terra de pastagem para cana-de-açúcar	77
Tabela 9-Áreas de expansão da cana-de-açúcar ano a ano sobre área de pastagem no bioma cerrado e mata atlântica no período de 2012 a 2019.....	81
Tabela 10-FC para PRE considerando a ocupação da terra por cana-de-açúcar	85
Tabela 11-FC para PRE considerando a conversão do uso de pastagem para cana-de-açúcar	86
Tabela 12-Taxas de tolerância de perda de solo	91
Tabela 13-FC para a categoria biodiversidade tendo como indicador a riqueza de espécies ameaçadas de extinção	95
Tabela 14-Estoque de carbono orgânico no solo sob vegetação nativa	104
Tabela 15-Fator de uso da terra do (IPCC, 2006).....	104
Tabela 16-Fator de manejo da terra para áreas cultivadas (IPCC, 2006)	104
Tabela 17-Fatores de caracterização para a ocupação da terra por cultivo a longo prazo	107
Tabela 18-Fatores de Caracterização de resistência a erosão segundo o modelo LANCA para a UGRHI Tetê-Jacaré.....	110

LISTA DE SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ACV- Avaliação do Ciclo de Vida

AICV – Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida

AoP- Área de proteção

C- carbono

cm- centímetro

cmol – centimols

CO₂- Dióxido de carbono

EESC- Escola de Engenharia de São Carlos

EUPS- Equação Universal de Perda de Solo

FC – Fator de caracterização

GCV – Gestão do Ciclo de Vida

GEE- Gases do Efeito Estufa

ha- Hectare

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICV- Inventário do Ciclo de Vida

IO – Impacto de ocupação

IPB - Impacto Potencial na Biodiversidade

ISO - International Organization for Standardization

IT- Impacto de Transformação

Kg – Quilogramas

LANCA- Land use indicator value Calculation

m – Metros

MJ – megajoule

mm – milímetro

MO- Matéria Orgânica

MS- Matéria Seca

NEPA- Núcleo de Estudos em Política Ambiental

PBP – Produção Biótica Potencial

PDN – Potencial de Degradação Natural

PPA- Potencial de Purificação da Água

PPL- Produção Primária Líquida

PRAP- Potencial de Regulação da Água

PRE – Potencial de Regulação da Erosão

PSC- Potencial de Sequestro de Carbono

RPPN-Reserva Particular do Patrimônio Natural

SETAC- Society of Environmental Toxicology and Chemistry

SIG- Sistema de Informação Geográfica

SOC- Soil Organic Carbon

t – Toneladas

UCPI-Unidade de Conservação de Proteção Integral

UGRHI – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos

UNEP – United Nations Environment Programme

USP- Universidade de São Paulo

VNP – Vegetação Natural Potencial

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	21
2. OBJETIVOS.....	24
2.1. Objetivo geral.....	24
2.2. Objetivos específicos	24
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	25
3.1. Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)	25
3.3. A diferenciação espacial na ACV	32
3.4. Impactos associados aos usos da terra na ACV	34
3.4.1. Categorias de impacto relacionadas aos usos da terra.....	39
3.4.1.1. Biodiversidade	39
3.4.1.2. Serviços dos ecossistemas.....	40
4. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	44
4.1. Materiais e métodos	44
4.2. Caracterização da área de estudo	47
4.3. Escolha das categorias de impacto e modelos de caracterização.....	50
4.4. Produção Biótica Potencial (PBP)	55
4.4.1. Cálculo dos FC específicos para a UGRHI Tietê-Jacaré.....	57
4.4.2. Cálculo do impacto.....	59
4.5. Potencial de Regulação da Erosão (PRE)	60
4.5.1. Cálculo do FC específico para a UGRHI Tietê-Jacaré.....	62
4.5.1.1. Fator chuva (R)	63
4.5.1.2. Fator solo (K).....	65
4.5.1.3. Fator topográfico (LS)	65
4.5.1.4. Fator uso da terra e práticas conservacionistas (C e P).....	66
4.5.2. Cálculo dos FC utilizando a EUPS	66
4.5.3. Cálculo dos impactos no Potencial de Regulação da Erosão	68
4.6. Biodiversidade	68
4.6.1. Cálculo do impacto potencial na biodiversidade baseado no conceito de hemerobia.....	69
4.6.2. Cálculo do impacto potencial na biodiversidade baseado no indicador riqueza de espécies ameaçadas de extinção.....	72

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	76
5.1. Produção biótica Potencial.....	76
5.1.1. Impactos devido à ocupação da terra por cana-de-açúcar no ano de 2019.....	78
5.1.2. Impactos devido à conversão de pastagem para cana-de-açúcar em um cenário de oito anos de expansão	80
5.2. Potencial de regulação da erosão	84
5.2.1. Impactos da ocupação da terra por cana-de-açúcar no ano de 2019.....	87
5.2.2. Impactos devido à conversão do uso da terra de pastagem para cana-de-açúcar em um cenário de oito anos de expansão	88
5.3. Biodiversidade – Indicador hemerobia	92
5.4. Biodiversidade-Indicador riqueza de espécies ameaçadas de extinção	94
6. AVALIAÇÃO COMPARATIVA ENTRE AS ESCALAS DE APLICAÇÃO DOS MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO	103
6.1. Cálculo dos FC para a categoria PBP utilizando valores globais de estoque de carbono para a UGRHI Tietê-Jacaré.....	103
6.2. Cálculo dos FC para a categoria Potencial de Regulação da erosão utilizando valores globais para a UGRHI Tietê-Jacaré	104
6.3. Resultados e Discussão	107
6.3.1. Produção Biótica Potencial.....	107
6.3.2. Potencial de Regulação da erosão	110
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	114
8. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	117
REFERÊNCIAS	120
APÊNDICES	130

1. INTRODUÇÃO

A incorporação dos aspectos ambientais às estratégias de desenvolvimento tem sido amparada, no âmbito das políticas públicas, por uma série de instrumentos e abordagens de suporte aos processos de planejamento e tomada de decisão. No âmbito das organizações, a preocupação com as questões ambientais tem se tornado cada vez mais evidente em função das pressões de mercado, do aumento da sensibilização do consumidor e de seu crescente interesse na forma como os produtos e serviços são produzidos, utilizados, descartados, e de que forma afetam o meio ambiente receptor (OLIVEIRA; SERRA, 2009).

Neste contexto, o conceito de gestão do ciclo de vida (GCV) aparece com o objetivo de minimizar as cargas ambientais e socioeconômicas associadas aos produtos ou a seus projetos através de toda sua cadeia de valor. Para que isso seja possível, a gestão do ciclo de vida conta com o auxílio de diferentes métodos e ferramentas analíticas ou processuais, sendo a principal delas a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), que proporciona informações sobre qual o estágio do ciclo de vida o produto ou serviço é ambientalmente mais relevante (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME-UNEP; SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY-SETAC, 2007).

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) permite a avaliação quantitativa e qualitativa de impactos ambientais potenciais em todas as fases do ciclo de vida de produtos e serviços e proporciona critérios para suporte à tomada de decisão em questões tais como desenvolvimento de produtos, elaboração de políticas, planejamento estratégico, entre outras (ABNT, 2009).

Uma das limitações apontadas em relação às aplicações da ACV refere-se às dificuldades encontradas em integrar aspectos espaciais e temporais (NUÑEZ *et al.*, 2013; CHIU *et al.*, 2012; GEYER *et al.*, 2010a). Segundo Silva (2010) esta tem sido uma questão de constante debate no âmbito da ACV e que tem fomentado pesquisas voltadas para a inclusão de aspectos específicos relacionados ao local de ocorrência dos impactos (*site specific*). Neste sentido, destaca-se a Iniciativa do Ciclo de Vida (*Life Cycle Initiative*) (UNEP/SETAC, 2002) que busca, dentre outros objetivos, desenvolver metodologias de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) voltadas aos impactos relacionados aos usos da terra.

O uso da terra está relacionado à exploração econômica do território, associado a problemas históricos provocados sobre os sistemas ecológicos que implicam em ameaças a espécies, perda de fertilidade do solo, eutrofização de rios e lagos e danos à paisagem estética (KOELLNER, 2002). No campo da ACV, os trabalhos voltados para o desenvolvimento de

conceitos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida (AICV) voltados para o uso da terra têm abordado, principalmente, os efeitos relacionados à biodiversidade e serviços ecossistêmicos - Milà i Canals et al. (2007); Geyer et al. (2010a); Geyer et al. (2010b); Nuñez et al. (2010); Souza (2010); Gasol et al. (2011); Koellner et al. (2012); Urban et al. (2012); Saad, Dresen e Jandewerth (2012); Feifel, Walk e Worsthorn (2012); Saad, Koellner e Margni (2013); Souza et al. (2013) e Alvarenga et al. (2015).

Segundo Milà i Canals et al. (2007) tais tipos de impacto são altamente dependentes das condições do local de ocorrência. Diante disso, as aplicações de ACV voltadas para os impactos associados ao uso da terra encontram nos Sistemas de Informações Geográficas (SIG) uma ferramenta bastante útil, com destaque para a etapa de obtenção de dados de Inventário do Ciclo de Vida (ICV) (CIVIT et al., 2013). Além disso, a integração do SIG ao processo de ACV tem possibilitado incorporar informações associadas ao contexto de aplicação tais como localização geográfica, aspectos bióticos, tipos de solo, clima, tipos de usos da terra, dentre outros.

Ainda assim, a diferenciação espacial inserida nos modelos de caracterização de impactos encontra-se limitada à escala global ou de biomas, ecozonas e ecorregiões, agregando consequentemente um alto grau de generalização na avaliação dos impactos. De acordo com Milà i Canals et al. (2007) e Geyer e Koellner (2013) se o objetivo da ACV é proporcionar informações que subsidiem o gerenciamento dos usos da terra, uma diferenciação espacial mais detalhada é necessária de modo a possibilitar o acesso a características específicas do uso da terra e condições biogeográficas de acordo com o grau de especificação necessário para se alcançar os objetivos do estudo.

Por suas diferenças regionais de produtividade e por serem causadores de mudanças em parâmetros ambientais associados à distribuição espacial, os produtos agrícolas ou que contenham fase agrícola em alguma etapa de seu ciclo de vida têm sido o principal foco desta abordagem no âmbito da ACV (DRESEN; JANDEWERTH, 2012).

Além disso, a crescente demanda europeia por energias renováveis, fomentada pelas diretivas de Energias Renováveis (PARLAMENTO EUROPEU E O CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA, 2009a) e da Qualidade de Combustíveis (PARLAMENTO EUROPEU E O CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA, 2009b), tem levado a uma demanda por informações de suporte à tomada de decisão sobre as consequências ambientais da produção de biocombustíveis (FEIFEL; WALK; WURSTHORN, 2010). Como resultado, é crescente o número de trabalhos desta área que contribuem para o aperfeiçoamento das questões relacionadas aos usos da terra na ACV (CAVALETT et al., 2013; GEYER et al., 2010a;

GEYER et al., 2010b; KLØVERPRIS; MUELLER, 2013; LANGE, 2012 URBAN et al. 2012).

No Brasil e em especial no estado de São Paulo, o principal biocombustível produzido e utilizado é o etanol de cana-de-açúcar. Sendo o país o maior produtor mundial deste biocombustível, a avaliação dos efeitos ambientais associados ao modelo de produção adotado no país tem despertado crescente interesse (GALLARDO; BOND, 2011). Considerando que o modelo de produção convencional de combustível etanol adotado no Brasil é baseado em um sistema de plantação de uso de vastas extensões da terra agrícola, e uso intensivo de fertilizantes e pesticidas (OMETTO; HAUSCHILD; ROMA, 2009), fica evidente a relevância de incorporar os impactos associados ao uso da terra no planejamento do cultivo da cana-de-açúcar, tendo em vista o ciclo de vida desta cultura.

Sendo assim, a presente pesquisa de mestrado é voltada para a aplicação de modelos de AICV na determinação de impactos associados a um cenário de expansão da cana-de-açúcar na Bacia Hidrográfica do Tietê-Jacaré (UGRHI 13), no estado de São Paulo. Tendo em vista o atual estágio de desenvolvimento dos modelos de caracterização de impactos do ciclo de vida, entende-se que os procedimentos aplicados na adaptação de modelos globais de caracterização ao contexto da área de estudo, juntamente com os resultados da avaliação de impacto em si, constituem contribuições relevantes derivadas da pesquisa.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

O presente trabalho se propõe a discutir a aplicabilidade de modelos de caracterização de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) para impactos relacionados aos usos da terra em uma abordagem específica ao local, adotando-se como base para aplicação o cenário de expansão da cana-de-açúcar na UGRHI Tietê-Jacaré, SP.

2.2. Objetivos específicos

- Analisar as diferenças entre a aplicação dos modelos caracterização de AICV utilizando valores globais e valores específicos ao local.
- Avaliar os impactos potenciais associados a um cenário de expansão da cultura de cana-de-açúcar na área em estudo.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este item possui como enfoque a abordagem das questões relacionadas ao tema da pesquisa e inclui desde a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), sua conceituação, etapas e principais métodos até as questões relacionadas aos usos da terra e a Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV) e suas diferenciações geográficas.

3.1. Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

O desempenho ambiental de produtos e processos tem se tornado cada vez mais uma questão chave e levado as instituições a investigar maneiras de minimizar seus efeitos no meio ambiente por meio de estratégias preventivas e melhor gerenciamento dos sistemas. Uma dessas estratégias é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), cujo conceito considera todo o ciclo de vida de um produto ou serviço (EPA-SETAC, 2006).

A ACV é uma técnica estruturada, abrangente e internacionalmente padronizada que quantifica todas as emissões relevantes e recursos consumidos, os impactos no meio ambiente e na saúde humana, assim como as questões relacionadas ao esgotamento e efeitos negativos sobre os recursos associados a qualquer produto ou serviço. Além disso, a ACV é uma técnica de suporte à tomada de decisão que pode ser utilizada como auxílio a outros métodos que são igualmente necessários para tornar a produção e o consumo mais sustentáveis (EUROPEAN COMMISSION, 2010). Esta técnica é capaz de estimar os impactos ambientais cumulativos resultantes de todos os estágios do ciclo de vida de um produto (EPA-SETAC, 2006). No Brasil, a ACV é normalizada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas- ABNT NBR ISO 14040 e 14044: 2009 (ABNT 2009a; ABNT 2009b) e, segundo esta norma, apresenta quatro etapas principais que estão sistematizadas na Figura 1.

Figura 1-Etapas da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

Fonte: ABNT (2009a).

A ACV é um processo sistemático cujas fases são iterativas e para o qual não há um único método de implementação, sendo esta flexível de acordo com a aplicação pretendida.

Conforme definido pela EPA-SETAC (2006), a primeira etapa da ACV consiste na **definição dos objetivos e escopo**, na qual se define e descreve o produto, processo ou atividade a ser avaliada. Esta etapa estabelece o contexto no qual o estudo será conduzido e identifica os limites do sistema assim como os efeitos ambientais a serem considerados na avaliação.

A **análise de inventário** (ICV) é a segunda etapa, na qual são identificadas e quantificadas as entradas e saídas de energia, água e materiais do sistema como emissões para o ar, resíduos sólidos e águas residuais. Esta etapa é a que exige maior esforço devido à quantidade de dados a serem coletados e processados para a avaliação.

Já a terceira etapa consiste na **avaliação de impacto do ciclo de vida** (AICV) na qual são avaliados os potenciais efeitos no meio ecológico e na saúde humana devido às emissões detectadas na etapa anterior. Esta etapa possui seis elementos principais dos quais três são obrigatórios. São considerados elementos obrigatórios a seleção de categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização; a classificação, que consiste na correlação de resultados do ICV, e a caracterização, onde ocorre o cálculo dos indicadores de categoria. Como elementos opcionais há a normalização, que visa entender melhor a magnitude relativa do impacto para cada indicador; agrupamento, que é a possível hierarquização das categorias de impacto e a ponderação, que consiste na conversão e

possível agregação dos resultados dos indicadores entre as diferentes categorias de impacto utilizando fatores numéricos baseados em escolhas de valores.

Por fim, a **interpretação** é a fase da ACV em que as constatações da análise de inventário e da avaliação de impacto são consideradas em conjunto, de forma a fornecer resultados que sejam consistentes com o objetivo e escopo definidos e que levem a conclusões, expliquem limitações e proporcionem recomendações.

A ACV modela o ciclo de vida de um produto por meio de seu sistema de produto, que desempenha uma ou mais funções definidas. Os sistemas de produto são compostos por processos elementares que, por sua vez, são ligados uns aos outros por fluxos de produtos intermediários e resíduos para tratamento, a outros sistemas de produtos. O nível de detalhamento da modelagem, requerido para satisfazer o objetivo do estudo, determina as fronteiras de um processo elementar (ABNT 2009a).

O sistema analisado é tipicamente diferenciado em processos de sistemas *foreground* e *background*. Um sistema *foreground* é composto por aqueles processos do sistema que são específicos a ele e são, portanto, controlados pelo produtor do bem em estudo da ACV, enquanto que os processos do sistema *background* podem ser considerados homogêneos no mercado e, portanto, podem ser representados por valores de ICV médios ou genéricos que representem apropriadamente o processo (EUROPEAN COMMISSION, 2010). Dessa forma, vale destacar que devido à natureza da presente pesquisa, a que possui enfoque em impactos dos usos da terra específicos a um local, apenas o sistema *foreground* será considerado. Um exemplo simplificado do sistema que representa o processo de produção da cana-de-açúcar é apresentado na Figura 2, na qual é possível identificar os processos relativos aos sistemas *background* e *foreground*, suas entradas e saídas assim como o limite do sistema.

Observa-se que o sistema *background*, no exemplo, é representado pela produção dos insumos necessários ao processo de produção de cana-de-açúcar, como agroquímicos (fertilizante fosfatado e extração do carbonato de cálcio, por exemplo), assim como a produção das máquinas e dos combustíveis (diesel) a serem utilizados nas máquinas e meios de transporte dos trabalhadores. Esses processos não são intrínsecos apenas à produção da cana e, portanto, seus valores podem ser utilizados para outros sistemas que utilizam os mesmos processos. Já o sistema *foreground* inclui as operações realizadas no campo específicas à produção da cana e inclui as atividades de preparo do solo, plantio, tratos culturais e colheita (OMETTO, 2005), assim como o consumo dos insumos. No exemplo, os processos de produção relativos à infraestrutura da área não são incluídos no sistema.

Figura 2-Exemplo de sistema de produto do processo de produção da cana-de-açúcar

Fonte: Adaptado de Milà i Canals (2003).

A Avaliação do ciclo de vida pode ser modelada segundo duas abordagens: atribucional e consequential. A primeira abordagem, também chamada de descritiva, visa proporcionar informações sobre qual a contribuição das cargas ambientais totais podem ser associadas a um determinado produto. O sistema analisado contém, idealmente, processos que são diretamente relacionados a fluxos de unidades de processos que abastecem a unidade funcional ou fluxo de referência. Em contrapartida, a abordagem consequential visa proporcionar informações das cargas ambientais que ocorrem direta e indiretamente, como consequências de uma decisão (normalmente representada pelas mudanças na demanda de um produto). Em teoria, os sistemas analisados por estes estudos são compostos pelos processos afetados pela tomada de decisão, considerando uma cadeia de causa e efeito que possui origem em uma decisão em particular e engloba não apenas os efeitos no meio ambiente, mas também a afetação econômica desta decisão (SONNEMAN; VIGON, 2011).

Ambas as abordagens estão associadas a diferentes objetivos, assim como proporcionam diferentes informações, desta forma, a decisão pela utilização de uma ou outra irá depender dos objetivos pretendidos para o estudo de ACV (SONNEMAN; VIGON, 2011). O presente estudo irá considerar a abordagem atribucional, pois visa à identificação dos impactos diretos do sistema de produção da cana-de-açúcar, não sendo, portanto, orientado por demandas de produto ou pela inclusão de impactos indiretos provenientes dos usos da terra.

3.2. Avaliação de Impacto de Ciclo de vida (AICV)

Por ser a etapa de maior foco na pesquisa, os conceitos e processos de AICV serão aqui detalhados. Segundo ABNT (2009a), esta fase tem como objetivo “estudar a significância dos impactos ambientais potenciais, utilizando os resultados do ICV”. Esse processo envolve a associação dos dados do inventário com as categorias de impacto e seus respectivos indicadores, de forma a calcular a magnitude dos impactos para cada categoria em diferentes escalas. O conjunto de todos os processos físicos e variáveis relacionadas às interações entre o sistema de produto e a categoria de impacto é denominado **mecanismo ambiental** (de HAES et al., 1999, grifo nosso). As categorias de impacto a serem utilizadas para a avaliação devem ser definidas na etapa de objetivos e escopo e estas podem ser de abordagem *midpoint* e *endpoint*. As categorias de abordagem *midpoint* consideram variáveis do mecanismo ambiental que se encontram entre as intervenções ambientais (fluxos elementares) e as categorias *endpoint*, como a concentração de substâncias tóxicas, temperatura global ou nível do mar; enquanto que as categorias de abordagem *endpoint* consideram variáveis de interesse social como saúde humana, recursos naturais, valores dos ecossistemas, monumentos e paisagens, e que estão alinhadas às respectivas áreas de proteção (AoP- Areas of Protection, no termo em inglês), ou seja, às entidades que pretende-se proteger ao realizar a avaliação e são representadas por saúde humana, meio ambiente natural e recursos naturais (EUROPEAN COMMISSION, 2010). A Figura 3 representa esquematicamente as categorias incluídas em cada abordagem, assim como os possíveis dados de inventário que as mesmas requerem.

Figura 3-Categorias relacionadas às abordagens *midpoint* e *endpoint* da AICV, áreas de proteção correspondentes e exemplo de dados de inventário.

Fonte: Adaptado de European Comission (2010)

Os recursos naturais como área de proteção refletem o conceito de disponibilidade para as futuras gerações e são qualquer parte do meio ambiente natural, porém, afetando a disponibilidade destes recursos por meio, por exemplo, de danos irreversíveis aos recursos bióticos. Já a área de proteção que se refere ao meio ambiente natural é definida em termos de seu valor para o ser humano ou do ecossistema em si, porém está mais relacionada aos impactos reversíveis. Esta AoP inclui, fisicamente, os recursos naturais e, para que não haja confusão de termos, é muitas vezes nomeada de “qualidade dos ecossistemas”, “ecossistema natural”(WEIDMA; LINDEIJER, 2001). A terminologia utilizada para tais áreas, assim como a consideração ou não de todas as AoP acima citadas, ou mesmo a inclusão de outras, varia entre os métodos de AICV. Tomando-se como exemplo a categoria *midpoint* mudança climática (Figura 3), tem-se que esta relaciona-se com as categorias *endpoint* danos à saúde

humana e à diversidade dos ecossistemas que, por sua vez, relacionam-se às áreas de proteção saúde humana e ao meio ambiente natural.

A avaliação de impacto é realizada primeiramente atribuindo os fluxos elementares¹ às categorias de impacto selecionadas na etapa de definição de objetivos e escopo. Esta etapa é chamada de classificação e é, como citado anteriormente, uma das etapas obrigatórias da AICV, conforme Figura 4, e que serão detalhadas a seguir.

Figura 4- Elementos da etapa de AICV

Fonte: ABNT (2009a)

- **Seleção de categorias de impacto:** esta etapa consiste na escolha e definição de categorias de impacto e seus indicadores, além dos modelos de caracterização, que compõem o método de AICV (SOUZA, 2010). O mecanismo ambiental e o modelo de caracterização que correlacionam os resultados do ICV ao indicador fornecem uma base para o cálculo dos fatores de caracterização (FC). Por sua vez, o FC derivado de um modelo de caracterização é aplicado para converter o resultado da análise do inventário na unidade comum do indicador de categoria, de forma a possibilitar a avaliação da magnitude dos impactos segundo o indicador de categoria

¹Fluxo elementar: material ou energia retirado –ou liberado– do meio ambiente e que entra no sistema em estudo sem sofrer transformação prévia.

²Indicador de categoria: é a representação quantificável de uma categoria de impacto.

³Modelo de caracterização: fórmula matemática utilizada para o cálculo do Fator de Caracterização.

(ABNT, 2009b). Podem ser citados como exemplos de categorias de impacto mudança climática, acidificação, eutrofização, ecotoxicidade humana, biodiversidade, formação de ozônio fotoquímico e danos à saúde humana (SOUZA, 2010).

- **Classificação:** é a correlação dos resultados do ICV a diferentes categorias de impacto. Trata-se de um procedimento qualitativo, baseado na análise científica dos aspectos ambientais (SOUZA, 2010).
- **Caracterização:** nesta fase ocorre o cálculo dos resultados dos indicadores por meio dos FC e dos modelos de caracterização (ABNT, 2009b). É, portanto, um processo quantitativo. Os modelos de caracterização devem ser internacionalmente aceitos e validados técnica e cientificamente e são utilizados para o cálculo dos FC.

A AICV, assim como outros métodos de avaliação de impactos ambientais, possui algumas limitações que podem estar relacionadas a limitações já existentes na etapa de ICV, como a qualidade inadequada dos dados e má definição das fronteiras do sistema (ABNT, 2009b). Além disso, a falta das dimensões espacial e temporal nos dados de ICV e, conseqüentemente, na modelagem dos impactos induz a incertezas dos resultados (HELLWEG, 2001; EUROPEAN COMISSION, 2010). Segundo Owens (1998), esta última limitação está relacionada principalmente a impactos que não possuem abrangência global, como é o caso da acidificação, eutrofização, toxicidade e uso da terra, fazendo com que sejam utilizadas informações incompletas para tais categorias. Nos últimos anos, grande foco tem sido dado pela comunidade de ACV para a questão da espacialização dos impactos nas categorias citadas, entre outras categorias, e modelos têm sido desenvolvidos e incorporados nos métodos de AICV (HETTELINGH; POSCH; POTTING, 2005; MILÀ I CANALS et al., 2007; MUTEL; HELLWEG, 2009).

3.3. A diferenciação espacial na ACV

A inserção da consideração da questão espacial em estudos de ACV tem sido realizada principalmente em dois níveis, sendo o primeiro referente à diferenciação espacial dos dados de inventário do ciclo de vida (ICV) e a inserção desta questão na etapa de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) (NITSCHHELM et al., 2014). Tratando-se do inventário, esta se dá por meio da utilização de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) para o levantamento de dados específicos à escala que está sendo utilizada (global, regional, país,

continente, local) (DRESEN; JANDEWERTH, 2012, DUFOSSÉ et al., 2013; NÚÑEZ et al., 2010).

Em relação à etapa de AICV, o foco é basicamente no desenvolvimento de fatores de caracterização espacialmente diferenciados tanto para categorias de impactos *midpoint*, tais como acidificação e eutrofização (MUTEL; HELLWEG, 2009), como para *endpoint*, no que se refere à escassez de recursos e diversidade dos ecossistemas, como os impactos relacionados aos usos da terra que afetam a área de proteção referente aos recursos naturais e qualidade do ecossistema (SOUZA, 2008; SAAD; KOELLNER; MARGNI, 2013). Com a inserção do SIG na ACV, a diferenciação espacial tem se tornado cada vez mais comum como auxílio para o desenvolvimento de FC específicos que é possibilitado devido à utilização dessa ferramenta para os dados de ICV. Dessa forma, há a possibilidade da inserção das questões espaciais conjuntamente na fase de ICV e AICV promovendo, assim, uma avaliação mais específica e detalhada (NITSCHHELM et al., 2014).

Hauschild e Potting (2005) apontam três níveis de diferenciação espacial dos modelos de caracterização:

- Modelagem ***loco-genérica***, na qual considera-se que todas as fontes contribuem a um meio ambiente receptor em comum de forma a não realizar diferenciação espacial em relação às emissões e ao ambiente receptor;
- Modelagem ***loco-dependente***, onde há certo grau de diferenciação espacial por meio da distinção de classes das fontes emissoras, assim como do meio ambiente receptor. As categorias são definidas em nível de países ou regiões inseridas nos países e os FC incluem diferenciação dentro e entre o meio receptor.
- Modelagem ***loco-específica ou específica ao local***, a qual inclui informações espaciais detalhadas e a diferenciação ocorre considerando recursos específicos de determinada localidade. Esta abordagem permite alta acurácia na modelagem do impacto e evolui conhecimento local sobre condições específicas dos ecossistemas na qual ocorrem as emissões.

Segundo de Haes et al. (1999), a diferenciação espacial na ACV deve ser realizada devido às diferenças nos mecanismos receptores e de deposição de resíduos, de extração dos recursos e na sensibilidade do meio ambiente receptor. Ainda assim, normalmente não se verifica a aplicação da abordagem específica ao local em estudos de ACV, pois em geral não é possível aplicá-la a muitos processos do sistema em estudo (HAUSCHILD; POTTING, 2005), devido principalmente, à dificuldade na obtenção dos dados necessários, sendo esta obtenção facilitada ao tratar-se de processos que possuem relação direta com o local, como é

o caso da fase agrícola do ciclo de vida dos produtos; e por necessitar de informações muito precisas e detalhadas em relação a todas as emissões (SOUZA, 2010). A maior parte dos métodos desenvolvidos atualmente refletem a abordagem *loco*-dependente, devido à maior disponibilidade de dados que atendam a este nível de diferenciação e por apresentar menor grau de incerteza em relação à *loco*-genérica (HAUSCHILD; POTTING, 2005; SOUZA, 2010). Todavia, Geyer e Koellner (2013) enfatizam que avaliações específicas ao local devem ser conduzidas principalmente em sistemas *foreground*, por ser esta a parte do sistema de maior relevância. Desta forma, a abordagem da presente pesquisa segue esta linha de inserção das questões espaciais em escala *loco*-específica tanto para fase de ICV, quanto para a etapa de AICV. Por se tratar de impactos que têm recebido cada vez mais atenção na avaliação do ciclo de vida (LINDEIJER, 2000) e por incluir categorias intrinsecamente dependentes das questões espaciais, o foco do presente estudo se deu nos impactos relacionados aos usos da terra.

3.4. Impactos associados aos usos da terra na ACV

A importância de se considerar os impactos devido aos usos da terra em avaliações de impactos ambientais tem sido extensivamente justificada na literatura (LOISEAU et al., 2014, MILÀ I CANALS et al., 2007). Para Foley et al. (2005), embora as atividades relacionadas aos usos da terra variem mundialmente, seu resultado final, em geral, é o mesmo ao passo que todos os processos se dão por meio da aquisição de recursos naturais para satisfazer as necessidades imediatas dos seres humanos e, com frequência, às custas da degradação ambiental. Tais impactos devem ser considerados na ACV para que se mantenha a credibilidade desta técnica, principalmente no que se refere a setores com demanda por terra, tais como o agrícola, mineração, florestal, entre outros (MILÀ i CANALS et al., 2007).

Apesar disso, a inserção do tema no âmbito da ACV é relativamente recente e encontra-se em fase de desenvolvimento. Todavia, avanços significativos podem ser registrados no que concerne o desenvolvimento de sistemas de classificação de uso da terra para inventários de ciclo de vida (KOELLNER et al., 2013) e o desenvolvimento de novas categorias de impacto e seus respectivos modelos de caracterização.

O termo uso da terra no campo da ACV refere-se a “um tipo específico de intervenção ambiental, definido nos resultados do inventário de ciclo de vida, o qual ocasionará modificações na habilidade do solo em realizar suas funções” (MILÀ I CANALS, 2003,

tradução nossa). Ainda segundo esse autor, a terra proporciona funções de suporte à vida incluindo a ciclagem de nutrientes, água e carbono, além de oferecer habitat.

Dois tipos de fluxos elementares (ou intervenções) relacionados aos impactos devido aos usos da terra nos inventários do ciclo de vida e na avaliação de impactos são normalmente considerados: ocupação e transformação (MILÀ i CANALS et al., 2007). O termo ocupação representa o uso da terra para um determinado propósito, como por exemplo, a agricultura, no qual não ocorre modificação na qualidade da mesma durante o período deste uso e é medida em unidade de área e tempo (ex.: ha/ano). Já a transformação relaciona-se à mudança da área ocupada para outro tipo de uso no qual ocorre a modificação da qualidade da terra e é representada em unidade de área (ex.: ha ou m²) (MILÀ i CANALS et al., 2007). Em geral, o uso da terra consiste em uma mistura de ocorrências das duas intervenções onde um processo de ocupação é seguido por processos de transformação e tempo de repouso onde pode haver a recuperação da qualidade. Esta dinâmica está representada na Figura 5 onde são apresentadas as modificações de qualidade do solo em decorrência das duas intervenções.

Na figura, o eixo vertical representa a qualidade da terra (Q) e pode ser expressa por diferentes indicadores, já o eixo horizontal apresenta a dinâmica temporal (t) na qual ocorrem as intervenções.

Figura 5-Evolução da qualidade da terra a partir dos fluxos elementares

Fonte: Adaptado de Milà i Canals (2007)

Q_{ref} é a situação de referência utilizada como base para a determinação das mudanças de qualidade. Neste momento, anterior ao t_{ini} , não há intervenção humana no uso da terra em

que ocorre a ocupação e a qualidade pode, portanto, ser considerada estável. O processo de transformação se inicia em t_{ini} onde há a mudança na qualidade de Q_{ref} para Q_{ini} . Esta modificação pode ser considerada como uma redução da qualidade, dependendo do uso, assim como pode representar melhora. Entre t_{ini} e t_{fin} ocorre a ocupação pelo novo uso e a qualidade varia de Q_{ini} para Q_{fin} . Esta ocupação pode ser interrompida por diversas causas, e é seguida por um tempo de repouso natural novamente (t_{reg}), no qual não há intervenção humana. Neste período, também chamado de tempo de recuperação ou relaxamento (Q_{rel}), a qualidade do solo é modificada de Q_{fin} para Q_{rel} .

Tendo em vista esta dinâmica, Koellner et al. (2013) indicam que o cálculo dos impactos devido à ocupação da terra é realizado por meio da diferença de qualidade do ecossistema entre a situação de referência (Q_{ref}) e o uso do solo em questão (Q_{fin}), gerando um valor de ΔQ , ao longo do tempo (T), multiplicado pela área ocupada (A), representado pela equação 1.

$$\text{Impacto de Ocupação (IO)} = \Delta Q \times T \times A \quad (1)$$

Seguindo a mesma linha de raciocínio, os impactos devido à transformação dos usos do solo são calculados a partir de ΔQ , ao longo do tempo, multiplicado pela área transformada (A) e pelo tempo de regeneração (t_{reg}), já que a dinâmica temporal da qualidade dos ecossistemas é desconhecida e, dessa forma, assume-se uma trajetória linear de recuperação do ecossistema. Assim, a equação 2 é, em geral, utilizada para o cálculo dos impactos de transformação dos usos da terra. Pode-se observar que a magnitude desses impactos é proporcionalmente dependente do tempo de regeneração.

$$\text{Impactos de Transformação (IT)} = 0,5 \times \Delta Q \times t_{reg} \times A \quad (2)$$

Os dados de inventário a serem utilizados para o cálculo dos impactos são área ocupada ou transformada (A) e tempo de ocupação (T), dessa forma, o cálculo dos fatores de caracterização (FC) relacionados a cada uma das intervenções estão apresentadas a seguir pelas equações 3 e 4.

$$FC_{ocupação} = \Delta Q \quad (3)$$

$$FC_{transformação} = 0,5 \times \Delta Q \times t_{reg} \quad (4)$$

Em alguns casos, entretanto, o tempo de regeneração poderá exceder os horizontes de modelagem dos estudos de ACV ou mesmo ultrapassar um número finito de anos, tais como a extinção de espécies, alta salinização em um clima muito seco ou mesmo o uso do solo por urbanização e, nestes casos, o impactos são ditos permanentes (KOELLNER, et al. 2013). De acordo com os objetivos e abordagens do presente estudo, este último não será considerado nas aplicações e consequentes avaliações.

Conforme o entendimento acima apresentado, os danos causados na qualidade do solo devido a determinado uso são medidos, geralmente, de maneira proporcional à diferença de qualidade entre o sistema estudado e uma situação de referência (KOELLNER et al., 2013; MILÀ i CANALS; ROMANYÀ; COWELL, 2007). A definição da situação de referência tem gerado muitas discussões em AICV. Geyer e Koellner (2013); Milà i Canals et al. (2007) sugerem que a escolha mais adequada irá depender do objetivo do estudo. Várias propostas foram desenvolvidas ao longo da elaboração dos modelos de uso da terra, tais como o estado natural da terra antes de qualquer intervenção humana; o estado da terra imediatamente antes da ocupação; o estado da terra imediatamente após a ocupação ou; o estado da terra após a recuperação (SCHMIDT, 2008).

Geyer e Koellner (2013) sugerem a utilização da Vegetação Natural Potencial (VNP) como a situação de referência mais adequada e que consiste na vegetação que se desenvolveria caso toda a intervenção humana no local fosse cessada. Em contrapartida, de Baan, Alkemade e Koellner (2013) e Koellner et al. (2013) recomendam a utilização do estado (quase) natural da cobertura da terra para cada diferenciação biogeográfica, onde não se considera exatamente a vegetação anterior à qualquer intervenção humana devido à dificuldade de obtenção de tal dado em regiões extremamente modificadas, como é o caso das regiões temperadas. Nesta abordagem podem ser incluídos os mosaicos naturais de florestas, campos de gramíneas, cerrados, entre outras. Ainda, Koellner e Scholz (2008) sugerem a utilização da qualidade da terra anteriormente à ocupação, como situação de referência.

Todas as situações citadas apresentam vantagens e limitações que estão muitas vezes relacionadas às questões de alocação dos impactos, uma vez que ao considerar como situação de referência a VNP ou vegetação (quase) natural, o impacto seria atribuído a qualquer uso da terra desde a primeira modificação do estado original, não considerando o histórico de ocupação. Da mesma forma, ao considerar o impacto tendo como base o uso imediatamente anterior à modificação, há a desconsideração dos impactos referentes aos outros usos, atribuindo todo o dano ao uso atual (SCHMIDT, 2008; KOELLNER et al., 2013).

A utilização da VNP como situação de referência tem sido adotada por vários autores para o cálculo dos Fatores de caracterização, tais como Alvarenga et al. (2015); Brandão e Milà i Canals (2013); Saad et al. (2011) e Saad, Koellner e Margni (2013), entre outros, além de ser a mais recomendada por Geyer e Koellner (2013) para os impactos nos serviços dos ecossistemas e biodiversidade, demonstrando uma tendência de utilização da mesma. Apesar disso, a escolha do estado mais adequado para comparação ainda é alvo de discussões e está diretamente relacionado aos objetivos e escopo do estudo.

O mesmo debate ocorre quando se trata da escolha e cálculo do tempo de regeneração relacionado aos impactos de transformação para o qual ainda não há consenso sobre quais valores utilizar. O tempo de regeneração dos ecossistemas é dependente de alguns fatores tais como o tipo de uso da terra, as condições da terra, características climáticas (SCHMIDT, 2008 apud MÜLLER-WENK, 1998)⁴, assim como da dinâmica de cobertura vegetal e das condições específicas das unidades biogeográficas (SAAD; KOELLNER; MARGNI, 2013, tradução nossa). Para alguns autores tais como Weidema e Lindeijer (2001) e Saad, Koellner e Margni, (2013 apud van DOBBEN et al., 1998)⁵, a latitude e altitude são fatores determinantes para se estimar os tempos de recuperação. Estes autores sugerem valores de tempos de recuperação, representados em anos, que refletem principalmente as condições europeias em termos de latitude, altitude e clima.

Baseado nas classes de uso da terra definidas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2006) e nas diferentes latitudes e altitudes presentes no Brasil, Souza (2010) estimou tempos de regeneração da terra para a categoria de impacto biodiversidade do bioma Mata Atlântica, por meio da adaptação do trabalho de Köellner (2003) e seguindo os procedimentos empregados por Schmidt (2008), utilizando como base dados coletados em outros países. A autora ressalta a necessidade da disponibilização de tais dados para o Brasil, podendo haver uma limitação para a aplicação em outras categorias de impacto ou mesmo outros biomas presentes no país. Dessa forma, a estimativa dos tempos de recuperação de acordo com cada tipo de transformação da terra, região climática e diferentes categorias ainda é um desafio na área da AICV, visto que tais dados dificilmente estão disponíveis e são, muitas vezes, até desconhecidos.

---

⁴ Müller-Wenk R. Land use e the main threat to species. How to include land use in LCA. Discussion Paper No. 064. Switzerland, St. Gallen: Institut für Wirtschaft und Ökologie, Universität St. Gallen; 1998.

⁵ van Dobben H.F.; et al. Biodiversity and productivity parameters as a basis for evaluating and use changes in LCA—Annex 1. In: Lindeijer E, van Kampen M, Fraanje PJ, van Dobben HF, Nabuurs GJ, Schouwenberg EPAG, Prins AH, Dankers N, Leopold MF (1998) Biodiversity and life support indicators for land use impacts in LCA, Delft:Rijkswaterstaat, Dienst Weg en Waterbouwkunde (publication series raw materials 1998/07)

3.4.1. Categorias de impacto relacionadas aos usos da terra

Com a inserção das questões relacionadas aos usos da terra na ACV, foi possível associá-los a novas categorias de impacto diferentes das tradicionalmente já utilizadas. Koellner et al. (2013) e Milà i Canals et al. (2007) enfatizam a importância da AICV estar alinhada às pesquisas globais relacionadas à avaliação de impactos no meio ambiente e destacam duas principais questões a serem abordadas: danos potenciais à biodiversidade e aos serviços dos ecossistemas. Os danos potenciais à biodiversidade seguem a Convenção sobre a Diversidade Biológica-CDB (UNITED NATIONS, 1992) e relacionam-se à proteção da diversidade de espécies, entre espécies e dos ecossistemas (GEYER et al. 2010a); já os impactos nos serviços dos ecossistemas são estruturados de acordo com a Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA, 2005), possuem como foco os serviços relacionados às funções ecológicas do solo e visam avaliar os danos à qualidade do mesmo (MILÀ I CANALS et al., 2007, SAAD et al., 2011, SAAD; KOELLNER; MARGNI, 2013). Milà i Canals et al. (2007) sugerem que estes serviços sejam abordados por duas vias de impacto: produção biótica potencial, por tratar-se de um dos principais recursos explorados pelo homem, que inclui a fertilidade do solo e o valor de uso de espécies para a agricultura; e os impactos relacionados à qualidade ecológica do solo, que inclui outras funções de suporte à vida, como filtração, capacidade tampão e ciclagem de água e nutrientes.

Vale ressaltar que outras categorias também podem ser afetadas pelo uso da terra, tais como mudança climática, devido às emissões de CO₂ provenientes de mudanças nos usos; acidificação e eutrofização, que podem ser afetadas devido à utilização de fertilizantes nos processos agrícolas e remoção de biomassa; e ecotoxicidade, devido à utilização de defensivos agrícolas, que podem afetar a água, o solo, a biodiversidade, assim como a saúde humana. Apesar disso, o desenvolvimento de modelos de caracterização tem dado foco principal nos impactos relacionados à biodiversidade e serviços dos ecossistemas, que serão detalhados a seguir.

3.4.1.1. Biodiversidade

A biodiversidade é uma das categorias de impacto dos usos da terra a ser incluída na AICV de acordo com Milà i Canals *et al.* (2007) devido à sua importância em documentos e políticas ambientais. Torna-se evidente que há uma ligação entre a demanda e produção de produtos agrícolas e seus respectivos impactos relacionados à ocupação e transformação do

solo que refletem, muitas vezes, de forma negativa na biodiversidade (SHMIDT, 2008; SOUZA; TEIXEIRA; OSTERMANN, 2015). Esta categoria tem sido cada vez mais estudada e aplicada no âmbito da ACV embora ainda não haja um consenso sobre os indicadores e modelos a serem utilizados devido, principalmente, à dificuldade de obtenção dos dados, uma vez que a biodiversidade é um assunto complexo e que envolve muitas variáveis e escalas (espécies, populações, comunidades, ecossistemas).

Pavan (2014) identificou onze modelos de caracterização voltados ao cálculo dos impactos na biodiversidade publicados entre 2004 e 2013. Apesar disso, o indicador de categoria a ser utilizado ainda é assunto de discussão. Grande parte dos trabalhos utiliza como indicador a riqueza de espécies de plantas vasculares (SCHMIDT, 2008; de BAAN; ALKEMADE; KOELLNER, 2013; MUELLER; de BAAN; KOELLNER, 2014; KOELLNER; SCHOLZ, 2008) devido, principalmente, ao fato de haver disponibilidade de tais dados e à crença de que apresentam uma boa correlação com outras espécies (SCHMIDT, 2008; WEIDEMA; LINDEIJER, 2001). Porém outros indicadores têm sido amplamente incluídos, como riqueza espécies de macro vertebrados (GEYER et al., 2010b; SOUZA, 2010), abundância de espécies, índice de diversidade de Simpson (GEYER et al., 2010b), diversidade funcional de plantas, aves, mamíferos e répteis (SOUZA et al., 2013), e ainda, vulnerabilidade do ecossistema, condições para a manutenção da biodiversidade e escassez de ecossistemas (MICHELSEN, 2008).

Em relação à abrangência geográfica de aplicação e diferenciação espacial utilizada, os modelos apresentam abordagens que variam de abrangência global e abordagem espacial *loco*-dependente (de BAAN; ALKEMADE; KOELLNER, 2013), abrangência continental e abordagem *loco*-dependente (MICHELSEN, 2008, SCHMIDT, 2008; SOUZA et al., 2013), abrangência regional ou de país utilizando uma abordagem *loco*-dependente (SOUZA, 2010 e URBAN et al., 2012) a regional com abordagem *loco*-específica (GEYER, et al., 2010a, GEYER, et al., 2010b).

3.4.1.2. Serviços dos ecossistemas

As mudanças de uso da terra são destacadas como principal fonte de degradação do solo e das funções dos ecossistemas naturais, afetando não apenas sua qualidade ecológica, por meio da modificação de suas propriedades, mas também diminuindo sua produtividade e capacidade de suportar as necessidades humanas (SAAD et al., 2011). Estes impactos acarretam uma diminuição do potencial que os serviços ecossistêmicos possuem para

proporcionar o bem-estar humano (MAES; HEUVELMANS; MUYS, 2009). Tais impactos raramente são considerados nos métodos de avaliação de impactos ambientais desenvolvidos para promover a sustentabilidade, tal como a ACV devido, principalmente, à falta de métodos aceitos internacionalmente para sua inclusão, porém, torna-se crucial a inserção adequada dos mesmos nessas avaliações (ARBAULT et al., 2014, SAAD; KOELLNER; MARGNI, 2013, NÚÑEZ et al., 2013). Saad et al. (2011) propõem uma estrutura baseada na Iniciativa do Ciclo de Vida (UNEP/SETAC, 2002), na qual algumas funções do solo são definidas de acordo com a Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, 2005), e está apresentada no Quadro 1.

Quadro 1-Comparação das funções ecológicas do solo e seus serviços dos ecossistemas correspondentes segundo MEA (2005) e os definidos pelo grupo de trabalho em AICV de usos da terra segundo a Iniciativa do ciclo de vida, UNEP/SETAC (2002).

Funções ecológicas do solo (Nortcliff, 2002)	Serviços dos ecossistemas (MEA, 2005)	Serviços dos ecossistemas (UNEP/SETAC <i>Life Cycle Initiative</i> LULCIA, 2002)
Estabilidade e suporte físico	Regulação da erosão	Potencial de regulação da erosão (PRE): capacidade do ecossistema de manter a estabilidade do solo
Regulação do fluxo e armazenamento de água	Regulação e ciclagem da água	Potencial de regulação da água potável (PRAP): capacidade do ecossistema de regular os fluxos da água superficial e de recarregar o solo
Filtro, amortecimento, degradação e mobilização substâncias orgânicas e inorgânicas	Purificação da água e tratamento de resíduos	Potencial de purificação da água: (PPA) capacidade mecânica e físico-química dos ecossistemas de limpar poluentes em suspensão
Fertilidade do solo e produção primária	Produção primária	Produção biótica potencial (PBP): capacidade do ecossistema de produzir biomassa
Estoque de nutrientes e sequestro de carbono	Regulação do clima	Potencial de sequestro de carbono (PSC): capacidade dos ecossistemas de retirar carbono do ar

Fonte: Traduzido de Saad et al. (2011)

Para Saad et al. (2011), as categorias relacionadas à qualidade ecológica do solo são PRE, PRAP e PPA e estão diretamente relacionadas à estrutura física do solo. O agrupamento destas categorias é realizado devido ao fato de incluírem características de suporte à vida que não estão relacionadas apenas à terras para cultivo, mas também a outros tipos de usos como, por exemplo, à impermeabilização do solo para construção de estradas, áreas urbanas, etc.

(MILÀ I CANALS, 2007). Para tais impactos, Saad et al. (2011) sugerem fatores de caracterização (FC) baseados no método proposto por Baitz (2002)⁶ e inserido no modelo de cálculo “Land use indicator value Calculation” (LANCA) (BECK et al., 2010) utilizado para calcular a influência dos diferentes usos nos serviços dos ecossistemas. Os indicadores sugeridos por Saad et al. (2011) e Saad, Koellner e Margni (2013) para cada categoria são:

- Recarga de aquífero: é utilizado como indicador para a categoria Potencial de Regulação da Água Potável (PRAP), e representa a “habilidade do solo na recarga de água subterrânea, a fim de regular o fluxo de pico através da magnitude do escoamento superficial e recarga de aquífero”. É medido em milímetros de água recarregada anualmente (mm.ano^{-1}).
- Resistência à erosão: utilizado como indicador para a categoria Potencial de Regulação da erosão (PRE), e se refere à “habilidade de um ecossistema terrestre de resistir à perda de solo por erosão” e é medido em toneladas de solo erodido por hectare por ano (t(ha.ano)^{-1}).
- Filtração físico-química: este indicador relaciona-se à categoria de impacto Potencial de Purificação da água (PPA), e representa a “habilidade do solo de agir como matriz de sorção e de adsorver substâncias”. Pode ser mensurado em centimols de cátion fixado por quilograma de solo ($\text{cmol}_c.\text{kg}_{\text{solo}}^{-1}$).
- Filtração mecânica: também utilizado para a categoria de impacto PPA, representa a “capacidade do solo de fornecer uma ação de limpeza mecânica, de forma a garantir a proteção das águas subterrâneas” e é medido por meio da taxa de água infiltrada em uma determinada unidade de tempo (ex.: cm.dia^{-1}).

Em relação à Produção Biótica Potencial (PBP), mencionada no quadro 1, esta categoria enquadra-se nos serviços dos ecossistemas relacionados à fertilidade do solo e pode ser definido como um recurso natural do solo que, por sua vez, é a função mais utilizada pelo homem (MILÀ I CANALS et al., 2007). PBP refere-se às “condições [...] da terra que determinam sua capacidade a curto, médio e longo prazo de produzir e sustentar biomassa em seu nível atual de produtividade, por meio da provisão de água, nutrientes, ar e suporte físico para fixação das raízes” (BRANDÃO; MILÀ I CANALS, 2013, tradução nossa). Este indicador é medido em biomassa produzida em unidade de área e tempo (ex.: $\text{Kg m}^{-2} \text{ano}^{-1}$). Para esta categoria, Brandão e Milà i Canals (2013) desenvolveram FC utilizando como

---

⁶BAITZ, M. Bedeutung der funktionsbasierten Charakterisierung von Flächeninanspruchnahmen in industriellen Prozesskettenanalysen. Life cycle engineering. University of Stuttgart, Stuttgart, p 172, 2002.

indicador Carbono Orgânico no Solo (COS) ou *Soil Organic Carbon* (SOC), no termo em inglês, que é medido pelo estoque de carbono no solo.

Vale ressaltar que PBP não se refere à produção de biomassa atual proveniente de determinado uso da terra, pois, tal conceito está relacionado à Produção Primária Líquida (PPL) e será tratado mais adiante. Desta forma, a PBP reflete a mudança na capacidade produtiva do solo ou na habilidade do ecossistema em sustentar futura produção de biomassa.

A Produção Primária Líquida (PPL) tem sido recentemente incorporada nas pesquisas voltadas aos impactos devido aos usos da terra. Milà i Canals et al. (2007) argumentam que PPL não representa de maneira adequada questões relacionadas à qualidade do solo, uma vez que pode ser afetada por diversos fatores como o clima e utilização de fertilizantes. No entanto, Alvarenga et al. (2015) propõem sua utilização como um indicador de valor instrumental para a verificação de alterações na produção de biomassa e, neste contexto, desenvolvem um modelo para acessar tais impactos no que concerne à área de proteção dos recursos naturais. Segundo estes autores, a PPL mede a biomassa produzida por plantas em um ecossistema em determinado período de tempo e é representada pela quantidade de matéria seca (MS) ou carbono (C) por unidade de área ocupada (ex.: Kg MS.m².ano ou Kg C.m².ano). Por sua vez, Pfister, Koehler e Hellweg (2009) utilizam PPL para medir impactos na biodiversidade de espécies de plantas vasculares devido ao consumo de água, porém, avaliando tais danos na área de proteção relativa à qualidade do ecossistema. Já Núñez et al. (2013) desenvolveram um modelo que avalia a perda de PPL de um ecossistema associando-o à perda de carbono orgânico no solo devido à erosão. Para esses autores, poucos trabalhos têm sido desenvolvidos para a avaliação das potenciais perdas de PPL devido à erosão por se tratarem de fatores complexos e que dependem de vários aspectos ambientais físicos.

No que concerne ao serviço relacionado à regulação do clima devido aos usos da terra, Müller-Wenk e Brandão (2010) apresentam uma proposta de modelo de caracterização que tem como indicador a quantidade de carbono (CO₂) proveniente dos usos da terra, uma vez que o solo possui papel importante na regulação do clima devido à sua capacidade de armazenar carbono ou emitir gases que contribuem para o efeito estufa (GEE). O indicador utilizado é o mesmo utilizado para a categoria mudança climática que avalia as emissões de CO₂ provenientes, principalmente, da queima de combustíveis fósseis. Para esses autores, o uso da terra pode influenciar a regulação do clima de várias formas, tais como i) modificação dos fluxos de CO₂ entre a terra e a atmosfera devido às mudanças na estocagem de carbono na vegetação e no solo; ii) modificações nos fluxos de outros GEE que não sejam CO₂; iii) mudanças no albedo que podem influenciar a refletância da radiação solar na superfície da

terra e; iv) mudanças na evapotranspiração influenciadas pela precipitação e a refletância da radiação solar pelas nuvens.

Dos fatores citados, o modelo de Müller-Wenk e Brandão (2010) apresenta como foco o item (i) que reflete os fluxos de CO₂ entre a atmosfera e a terra, sendo que este último inclui vegetação e solo. Já o trabalho de Munõz; Campra e Fernández-Alba (2010) apresenta uma abordagem considerando as mudanças do albedo referentes às mudanças dos usos da terra. Todos os trabalhos utilizam como indicador CO₂ -equivalente, mesmo indicador utilizado para a categoria de impacto “mudança climática”.

O trabalho de Núñez et al. (2010) é destacado por abordar um mecanismo diferenciado de impacto relacionado aos serviços dos ecossistemas pois utiliza vários indicadores em conjunto para a avaliação dos impactos da desertificação, fenômeno que possui como consequência a incapacidade de recuperação de solos degradados expandindo, assim, as áreas de deserto. Os autores propõem um modelo para a avaliação dos impactos da desertificação devido a atividades relacionadas aos usos da terra tais como pastoreio, agricultura mecanizada, práticas inadequadas de irrigação, desmatamento, entre outras, considerando quatro variáveis principais para a modelagem: índice de aridez, erosão, superexploração de aquíferos e risco de fogo. Trata-se de um impacto relevante para regiões semiáridas, principalmente quando se trata de atividades agrícolas devido às características físico-ambientais destas áreas.

4. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Neste item são apresentadas as etapas realizadas para que os objetivos constituídos anteriormente fossem alcançados. Desta forma, os materiais e métodos empregados, assim como a área de estudo em questão, são aqui apresentados.

4.1. Materiais e métodos

As principais etapas realizadas no presente estudo e suas respectivas contribuições para o desenvolvimento da pesquisa encontram-se sumarizadas na Figura 6.

Figura 6- Esquema resumido dos procedimentos metodológicos da pesquisa

Fonte: Elaborado pela autora

Por meio de revisão de literatura foram identificados modelos de caracterização de impactos associados ao uso da terra, com ênfase para as boas práticas, incertezas e dificuldades encontradas em aplicações voltadas para a escala local. A revisão possibilitou a identificação das categorias de impacto do ciclo de vida e seus respectivos modelos de caracterização a serem aplicados na área de estudo, no contexto da expansão da cana-de-açúcar.

Foram empregadas como bases de dados para pesquisa as plataformas *Web of Science* e *Scopus*, além de buscas diretas nos periódicos *International Journal of Life Cycle Assessment*, *Journal of Industrial Ecology* e *Journal of Cleaner Production*, teses e dissertações dos principais centros de pesquisa em ACV do Brasil e do mundo, assim como nas normas da ABNT que padronizam a técnica de ACV no Brasil: ABNT NBR ISO 14040:2009 e ABNT NBR ISO 14044:2009 (ABNT, 2009a e ABNT, 2009b) e no ILCD Handbook - guia detalhado sobre ACV (EUROPEAN COMMISSION, 2010). As buscas foram realizadas por meio de palavras-chave tais como LCA AND GIS; LCA site specific; LCA site dependent; LCA AND Land Use; LCIA AND Biodiversity; LCA AND Biofuels.

Este procedimento resultou na identificação dos modelos de caracterização que foram selecionados a partir de quatro critérios:

- Detalhamento do modelo, de forma a permitir a reprodutibilidade do mesmo em escala local;
- Disponibilidade e acesso aos dados necessários para aplicação, para o qual realizou-se uma busca preliminar por dados;
- Relevância ambiental, sendo assim escolhidos os modelos que apresentaram grande importância no contexto atual da avaliação de impactos ambientais do ciclo de vida, critério utilizado por Pavan (2014);
- Robustez científica, ou seja, se o modelo se respalda em publicações científicas e possui facilidade de acesso às informações (PAVAN, 2014).

A aplicação dos modelos foi realizada com suporte dos *softwares* IDRISI TAIGA, ArcGis 10.2 e Microsoft Office Excel 2010, utilizando a abordagem atribucional e considerando apenas o sistema *foreground* do processo de produção da cana-de-açúcar, que consiste na etapa agrícola da produção, já que o presente estudo tem como foco a determinação de impactos relacionados aos usos da terra. Devido à grande importância desta cultura para a área de estudo e à possível expansão da mesma na região, segundo o cenário de oito anos projetado por Gomes (2013), optou-se por trabalhar a avaliação tendo como base a modelagem realizada pela autora para o horizonte temporal de 2011 a 2019.

A modelagem foi realizada no modelo GEOMOD inserido no SIG IDRISI e tendo como premissa principal que o Estado de São Paulo, assim como a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Tietê-Jacaré (UGRHI 13) manteria, no período modelado, a mesma participação na área expandida de cana-de-açúcar que teve no período de 2003 a 2011, horizonte temporal utilizado para a calibração do modelo e que se explica pela maior presença de veículos *flex fuel* no mercado brasileiro e consequente intensificação da ocupação do território do Estado pela cana (GOMES, 2013). Este fato justifica a projeção para um horizonte temporal de oito anos.

Ainda, a modelagem de expansão realizada por Gomes (2013) teve como base as seguintes variáveis para a obtenção da projeção:

- Distância das Usinas de açúcar e álcool em 2003;
- Pedologia;
- Condições edafoclimáticas;
- Declividade;

- Uso da terra.

Desta forma, considerando as informações acima e os dados obtidos com a projeção, considera-se como unidade de análise para o presente estudo a área de cana-de-açúcar expandida no período de 2011 a 2019, representada por 112936,91ha (GOMES, 2013).

Os arquivos referentes à modelagem dos cenários da cultura de cana-de-açúcar na UGRHI 13 a serem inseridos nos *softwares* de SIG, assim como os arquivos bases de pedologia, usos e ocupação do solo e a composição colorida RGB referente ao ano de 2011 da UGRHI (satélite *Indian Remote Sensing Satellite*), elaborados por Gomes (2013) e necessários para a obtenção dos dados de ICV e cálculo das áreas na etapa de AICV foram obtidos junto às bases de dados no Núcleo de Estudos de Política Ambiental (NEPA/PPGSEA-EESC/USP). Vale ressaltar que a presente pesquisa não tem como objetivo realizar um estudo de ACV, mas sim discutir aspectos relacionados à aplicabilidade de modelos de caracterização de usos da terra e, portanto, foco maior será dado para a etapa de Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida e os dados de inventário necessários para a avaliação, provenientes da etapa de ICV.

4.2. Caracterização da área de estudo

A área de estudo compreende a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Tietê-Jacaré (UGRHI 13), localizada na região central do estado de São Paulo, como mostra a Figura 7.

Figura 8-Tipos de solo de ocorrência na UGRHI 13.

Fonte: Adaptado de IPT-CBH-TJ (2000)

As principais atividades econômicas da UGHRI estão ligadas principalmente à agroindústria, com destaque para produção de açúcar, álcool e processamento de cítricos. Grande parte da produção estadual de açúcar e álcool advém dos municípios desta bacia, representando cerca de 13% da produção do estado (CBH-TJ, 2014). Ocorre ainda a presença de outros setores como indústria de papel, bebidas, calçados e metal mecânico (CBH-TJ, 2013). A área tem como usos do solo predominantes atividades agropecuárias e agroindustriais, culturas de cana-de-açúcar, laranja, pastagem, reflorestamento e, ainda, sete Unidades de Conservação (CBH-TJ, 2009).

Segundo a projeção de expansão da cana-de-açúcar realizada por Gomes (2013), as plantações de cana-de-açúcar ocupavam, em 2013, 39,74% do território da UGRHI 13 e conforme as projeções realizadas para 2019 (tendo como base o ano de 2011) essa área passará a ocupar 49,32% da bacia, expandindo sobre áreas classificadas por esta autora como “outras”, por não terem sido mapeadas e por diferir de usos como reflorestamento, mata

nativa, cultivo de citros e áreas urbanas. A área de expansão da cana-de-açúcar na UGRHI 13 do ano de 2011 a 2019, e utilizada para a avaliação na presente pesquisa está representada na Figura 9.

Figura 9-Expansão da cana-de-açúcar na UGRHI 13 entre os anos de 2011 a 2019

Fonte: Adaptado de Gomes (2013)

4.3. Escolha das categorias de impacto e modelos de caracterização

Como mencionado anteriormente, a escolha dos modelos de caracterização a serem aplicados em escala específica ao local para o cenário de expansão da cana-de-açúcar na UGRHI Tietê-Jacaré, teve como base quatro critérios: i) detalhamento do modelo; ii) disponibilidade e acesso aos dados necessários para aplicação; iii) relevância ambiental e iv) robustez científica.

Ao realizar a avaliação de modelos de caracterização de usos da terra na AICV, Pavan (2014) considerou as três vias de impacto indicadas por Milà i Canals et al. (2007) (biodiversidade, produção biótica potencial e qualidade ecológica do solo), e que possuem maior potencial de aplicação no Brasil, tendo como base os critérios iii) e iv) acima mencionados. A figura 10 apresenta a cadeia de causa e efeito dos impactos devido aos usos da terra e os modelos recomendados pela autora para cada categoria. Partindo dessas

indicações, procedeu-se à interpretação de cada modelo quanto à sua aplicabilidade em escala local (critério i), acompanhada da verificação na literatura dos dados necessários para aplicação de tais modelos e sua disponibilidade para a área de estudo (critério ii).

No presente estudo, optou-se também, por representar as três principais vias de impactos dos usos da terra sugeridas por Milà i Canals et al. (2007) para a escolha dos modelos, de forma que os impactos mais relevantes fossem considerados. Assim, as categorias biodiversidade, produção biótica potencial e potencial de regulação da erosão foram selecionadas. No que concerne a esta última, a escolha desta categoria em detrimento às outras relacionadas à qualidade ecológica do solo se deu devido à importância de se avaliar os impactos da perda de solo decorrentes das atividades agrícolas e em especial, da mecanização na cultura da cana-de-açúcar.

Bertoni e Lombardi Neto (1990) preconizam que a erosão é um dos problemas mais ameaçadores para a humanidade visto que já arruinou milhões de hectares de terras cultiváveis. Em terras agrícolas, este fenômeno pode incidir drasticamente em aspectos inerentes à preservação e conservação dos solos brasileiros, pois, juntamente com os sedimentos, favorece o carreamento de nutrientes e substâncias tóxicas distribuídos neste compartimento e que podem afetar, também, a água, tornando-se cada vez mais imprescindível não apenas reverter este processo, mas também prever danos futuros com base no planejamento e na gestão ambiental (CRESTANA; MINOTI; NEVES, 2010). Além disso, as metodologias empregadas para o cálculo deste impacto na ACV fazem o uso da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) de Wischmeier e Smith (1978), metodologia bastante aplicada na área de estudo facilitando, assim, a obtenção de dados e a interpretação dos resultados. Por fim, esta categoria encontra-se diretamente relacionada à perda de carbono orgânico no solo (SOC) e às consequentes alterações em sua fertilidade decorrentes da erosão (NÚÑEZ, et al., 2013) e, portanto, a avaliação deste impacto em conjunto com o potencial de produção biótica permite uma visão mais abrangente e realista dos potenciais impactos da expansão da cultura de cana-de-açúcar.

Para avaliar os impactos em escala local na Produção Biótica Potencial (PBP) e no Potencial de Regulação da Erosão (PRE), foram selecionados os modelos de Brandão e Milà i Canals (2013) e Saad; Koellner e Margni (2013), respectivamente, assim como indicado por Pavan (2014) (Figura 10). Para os impactos relacionados à biodiversidade, Pavan (2014) sugere a aplicação do modelo proposto por Souza (2010), por ter sido desenvolvido especificamente para o Brasil. Apesar disso, a utilização deste modelo não seria adequada para os fins desta pesquisa, uma vez que desenvolve fatores de caracterização *loco-*

dependentes em nível de ecorregiões, não havendo uma distinção em relação aos tipos de uso da terra.

Souza (2010) aponta em seu estudo a utilização do segundo nível de classificação de usos da terra do IBGE (IBGE, 2006), todavia, o cálculo dos Fatores de Caracterização para o indicador riqueza de espécies não evidencia a utilização desta classificação, tornando inviável a aplicação para os diferentes tipos de uso da terra, no que tange aos impactos devido à ocupação, uma vez que não há possibilidade de diferenciar os impactos na biodiversidade devido ao uso por áreas de cultivo, pastagens ou áreas naturais, por exemplo. Em relação aos impactos devido à transformação, para os quais a autora realiza uma estimativa para os tempos de regeneração considerando os diferentes tipos de uso, os valores são calculados especificamente para Mata Atlântica, além disso, os valores de riqueza relativos à área de referência, assim como aos diferentes usos, necessários para o cálculo dos FC apresentam a mesma limitação dos dados necessários para o cálculo de ocupação. Ainda, segundo a autora os valores calculados de FC de transformação estão disponibilizados em planilha separada do documento e que não encontra-se disponível em meio eletrônico. Logo, o modelo não atende aos critérios i) e ii) aqui definidos.

Desta forma, dentre os modelos identificados para categoria biodiversidade optou-se por utilizar o de Geyer et al. (2010a) e Geyer et al. (2010b) por apresentar maior consistência no método utilizado e por ser mais adequado para os fins desta pesquisa, visto que utilizam uma abordagem específica ao local e se assemelham à presente pesquisa ao trabalhar com a avaliação de impactos na biodiversidade decorrentes da produção de matéria-prima para biocombustíveis em diferentes cenários.

A proposta de Geyer et al. (2010a) e Geyer et al. (2010b) utiliza quatro indicadores distintos para o cálculo dos impactos na biodiversidade: hemerobia, riqueza de espécies, riqueza e abundância de espécies e, por último, riqueza e equidade, baseado no índice de Simpson, e considera a avaliação dos impactos de macro vertebrados. Apresenta uma abordagem específica ao local para o qual são necessários dados sobre a ocorrência de espécies em cada tipo de uso da terra, obtidos a partir de matrizes de aptidão de habitats para a ocorrência de espécies localizadas na região de estudo. A utilização de tais dados dificulta a aplicação para a UGRHI Tietê-Jacaré, uma vez que dados sobre a ocorrência de espécies de acordo com os diferentes tipos de usos da terra no Brasil são escassos e, até mesmo, inexistentes em alguns casos. Para Souza (2010), esta dificuldade deve-se a dois fatores: a extensão territorial do país e à grande diversidade biológica e sua distribuição, que se dá de

forma não uniforme, dificultando, assim, o levantamento dessas informações. Tendo em vista tais afirmações, optou-se por aplicar dois dos indicadores sugeridos por Geyer et al. (2010b): 1. **Hemerobia**⁷, por se tratar de um indicador simples, de fácil aplicação e que não exige dados sobre a diversidade ou riqueza de espécies e, 2. **Riqueza de espécies**, porém por meio de uma simplificação do método, utilizando-se de dados relativos à riqueza de espécies ameaçadas de extinção.

Portanto, para que se atinjam os objetivos da presente pesquisa foram conduzidas aplicações de três relevantes vias de impactos nas áreas de proteção dos recursos naturais em um nível *endpoint*: Produção Biótica Potencial (PBP), por meio da adaptação do modelo de Brandão e Milà i Canals (2013); Potencial de Regulação da Erosão (PRE), por meio da adaptação do modelo proposto por Saad; Koellner e Margni (2013); e Biodiversidade, por meio da adaptação do modelo de Geyer et al. (2010b).

---

⁷Segundo Brentrup (2002), a hemerobia descreve o grau de intensidade de determinado uso da terra e mede a interferência humana nos ecossistemas.

Figura 10-Cadeia de causa e efeito dos impactos relacionados aos usos da terra na AICV e os modelos recomendados para serem aplicados no Brasil.

Fonte: Pavan (2014, adaptado de KOELLNER, et al., 2013)

4.4. Produção Biótica Potencial (PBP)

Enquanto que a qualidade ecológica do solo, dentro da perspectiva dos serviços dos ecossistemas (MEA, 2005), está associada aos serviços de regulação e suporte, a Produção Biótica Potencial (PBP) associa-se aos serviços de provisão (produção primária). PBP refere-se às condições da terra que determinam sua capacidade inerente de produzir e sustentar biomassa em curto, médio e longo prazo, considerando os níveis atuais de produtividade (BRANDÃO; MILÀ I CANALS, 2013). Segundo Koellner et al. (2013), a PBP depende em grande medida de aspectos tais como clima, tipo de solo, declividade, cobertura vegetal, práticas de manejo e atividade biológica. Essa categoria de impacto refere-se principalmente ao estágio agrícola de produção, já que esta é a etapa que causará os principais efeitos na qualidade do solo (MILÀ I CANALS, 2007b).

Após revisão dos possíveis indicadores, Brandão; Milà i Canals (2013) recomendam a utilização da Matéria Orgânica no Solo (MOS), que é melhor representada como Carbono Orgânico no Solo (COS) ou *Soil Organic Carbon* (SOC), na sigla em inglês. Um aumento na quantidade de matéria orgânica no solo devido às práticas de manejo indica benefício para o solo enquanto que a diminuição representa danos ao sistema (MILÀ I CANALS, 2007b). Assim, o fator de caracterização (FC) para ocupação e transformação da terra refletem o **déficit** de SOC associado à intervenção de cada uso na quantidade de SOC da área nativa, como representada na Figura 11 (BRANDÃO; MILÀ I CANALS, 2013).

Figura 11-Cálculo do impacto da PBP medido por SOC

Fonte: Brandão e Milà i Canals (2013)

Assume-se que a mudança no estoque de carbono associada à conversão de um uso da terra a outro ocorre instantaneamente. Dessa forma, a figura representa os impactos em SOC da ocupação de determinado uso (SOC_{LU1} ou SOC_{LU2}), representado por t_{ini} , que é quando começa a ocupação e t_{fin} , quando termina. A diferença entre a quantidade de SOC de determinado uso em relação ao SOC_{pot} (ΔC), representa o fator de caracterização (FC) relativo à essa categoria para impactos de ocupação e, é medido em quilogramas de carbono orgânico por ano por m^2 , para cada ano de ocupação ($Kg\ C\ ano\ m^{-2}\ ano^{-1}$). Em relação à transformação, ΔC é multiplicado pelo tempo que levaria para o ecossistema atingir SOC_{pot} , caso fosse abandonado, denominado tempo de regeneração ou recuperação (t_{reg}) e inclui ambos os usos (SOC_{LU1} e SOC_{LU2}).

O cálculo dos FC para a categoria PBP seguiu o modelo apresentado por Brandão; Milà i Canals (2013), o qual se consistiu na utilização de valores de estoque de carbono específicos para a UGRHI Tietê-Jacaré em ambas as intervenções: ocupação e transformação. Esses FC foram utilizados para avaliar os impactos da cultura de cana-de-açúcar em um cenário expansão com projeção para o ano de 2019. Os procedimentos metodológicos estão sumarizados na figura 12 e serão detalhados nos itens 4.4.1. e 4.4.2.

Figura 12-Esquema dos procedimentos metodológicos utilizados para o cálculo dos FC e dos impactos para a categoria PBP.

Fonte: Elaborado pela autora

4.4.1. Cálculo dos FC específicos para a UGRHI Tietê-Jacaré.

O modelo proposto por Brandão e Milà i Canals (2013) tanto para ocupação, quanto para transformação é representado pelas equações (5) e (6). Como recomendado por Geyer; Koellner (2013), utilizou-se como área de referência a Vegetação Natural Potencial (VNP), que representa a quantidade de carbono orgânico no solo (SOC) presente nas coberturas vegetais naturais dos principais biomas terrestres.

Impactos devido à ocupação:

$$\Delta C [Kg \ C \ ano \ m^{-2} \ ano^{-1}] = \frac{(SOC_{pot} - SOC_{LU2}) \times (T_{fin} - T_{ini})}{(T_{fin} - T_{ini})} \quad (5)$$

Impactos devido à transformação:

$$\Delta C [Kg \ C \ ano \ m^{-2}] = (SOC_{pot} - SOC_{LU1}) \times (t_{reg1} - t_{ini}) + 1/2(t_{reg1} - t_{ini}) \times (SOC_{LU1} - SOC_{LU2}) \quad (6)$$

Onde:

SOC_{pot} = C orgânico do solo da área de referência

SOC_{LU1} = C orgânico do uso atual

SOC_{LU2} = C orgânico do uso após transformação;

T_{reg} = tempo que demora para SOC voltar ao nível anterior à transformação (tempo de regeneração);

T_{ini} = início da ocupação.

T_{fin} = término da ocupação.

Foi então realizada uma adaptação nos valores de estoque de carbono a serem utilizados no modelo de forma a tornar possível a elaboração de FC específicos para a UGRHI Tietê-Jacaré. Desta forma, não foram utilizados os valores apresentados pelos autores nas diferentes regiões climáticas, mas sim, foram retirados valores da literatura referentes à área de estudo. Buscou-se, portanto, valores de estoque de carbono no solo de áreas que continham as mesmas condições climáticas, biomas, tipos de solo, tipos de uso do solo e manejo, presentes na área de estudo e considerados nas premissas aqui adotadas.

Com o auxílio do *software* de SIG IDRISI TAIGA, foi possível localizar as áreas de referência a serem utilizadas, os tipos de solo, assim como os tipos de uso de ocorrência da região. Quanto aos tipos de solo, optou-se por considerar apenas os grandes grupos para

facilitar a busca na qual identificou-se que a expansão ocorreu em áreas de latossolos, argissolos e neossolos. Em relação aos tipos de uso, considerou-se o cenário de expansão de oito anos (2011 a 2019) da cultura da cana-de-açúcar modelado por Gomes (2013), utilizando-se os dados fornecidos pelo Núcleo de Estudos de Política Ambiental (NEPA/PPGSEA/EES/USP). Para o cômputo dos impactos relacionados à transformação, foram gerados cenários de expansão ano a ano considerando o mesmo período de oito anos e utilizando a mesma metodologia e bases de dados utilizados por Gomes (2013).

Para a transformação, considerou-se apenas a área de pastagem que foi convertida em cana-de-açúcar, uma vez que não foi possível identificar todos os usos em que ocorre a conversão para a cultura da cana. Além disso, Mello et al. (2014) reportam que 70% da expansão desta cultura tem ocorrido sobre áreas de pastagem, o que é consistente com os valores encontrados por Gomes (2013), uma vez que as áreas de pastagens encontram-se diluídas nos usos do solo classificado como “outros” pela autora, nos quais ocorreu a expansão desta cultura na área de estudo. Já para as áreas de referência, verificou-se que ocorrem dois tipos principais de fitofisionomias na UGRHI Tietê-Jacaré: savana, representada pelo bioma cerrado e floresta estacional semi-decidual, vegetação associada ao bioma Mata Atlântica. A partir daí, foram consideradas as seguintes premissas para a coleta dos valores de SOC na literatura, cujas fontes de dados estão apresentadas nas tabelas 1 e 2:

- Em relação à pastagem, considerou-se pastagem plantada com braquiária não levando-se em conta a produtividade ou nível de degradação de cada área;
- Optou-se por considerar a colheita mecanizada da cana-de-açúcar já que, atualmente, 84,8%) desta cultura é colhida com este método no estado de São Paulo (INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA, 2015);
- Considerou-se o plantio convencional da cana-de-açúcar;
- Não foram considerados dados de microclima, considerando-se o clima Cwa, segundo a classificação de Köppen, como clima predominante na UGRHI (CBH-TJ, 2009);

Os valores referentes à quantidade de carbono estão apresentados nas Tabelas 1 e 2. Considerando as características da área e os pressupostos do estudo foram encontrados valores de estoque de carbono (entre 20 e 40cm de profundidade) para cerrado e mata atlântica (SOC_{pot}), pastagem (SOC_{LU1}) e cana-de-açúcar (SOC_{LU2}), a partir dos quais foram calculados os valores de t_{reg} , para o cálculo dos impactos devido à transformação, e seus respectivos FC utilizando-se, para tal, do raciocínio lógico para a identificação dos meios utilizados por Brandão e Milà i Canals (2013) para chegar aos valores de t_{reg} .

Tabela 1-Dados para o cálculo dos FC e suas respectivas fontes tendo como área de referência o bioma cerrado

Cerrado			
Carbono orgânico no solo	Tipo de solo	Valor (kg/m²)	Fonte
SOC_{cerrado}	Latossolo	2,67	Teixeira (2011)
	Argissolo	2,45	Teixeira; Paulino (2012)
	Neossolo	1,1	Teixeira (2011)
SOC_{pasto}	Latossolo	1,56	Teixeira (2011)
	Argissolo	1,72	Teixeira; Paulino (2012)
	Neossolo	1,55	Teixeira (2011)
SOC_{cana}	Latossolo	4,53	Luca et al. (2008)
	Argissolo	2,3	Luca et al. (2008)
	Neossolo	1,6	Luca et al. (2008)

Tabela 2-Dados para o cálculo dos FC e suas respectivas fontes tendo como área de referência o bioma mata atlântica

Mata Atlântica			
Carbono orgânico no solo	Tipo de solo	Valor (kg/m²)	Fonte
SOC_{mata}	Latossolo	4,43	Funcate (2012)
	Argissolo	3,74	Funcate (2012)
SOC_{pasto}	Latossolo	3,32	Mello et al. (2014)
	Argissolo	3,25	Mello et al. (2014)
SOC_{cana}	Latossolo	3,23	Mello et al. (2014)
	Argissolo	2,5	Mello et al. (2014)

Os cálculos dos FC estão apresentados no Apêndice I.

4.4.2. Cálculo do impacto

Segundo Milà i Canals et al. (2007), o dado de inventário a ser utilizado para o cômputo dos impactos de usos da terra é a área ocupada, no que concerne os impactos devido à ocupação, ou área transformada, no que concerne aos impactos devido à transformação. Considerando que um dos objetivos do presente estudo é avaliar os impactos potenciais associados a um cenário de expansão da cultura de cana-de-açúcar na área de estudo, optou-se por utilizar toda a área ocupada ou transformada segundo o cenário gerado por Gomes (2013).

As áreas a serem utilizadas para os impactos relativos à ocupação foram calculadas no *software* IDRISI TAIGA por meio da sobreposição das camadas “expansão da cana-de-açúcar”, “tipos de solo” e “biomas”, sendo este último retirado do DataGeo-Sistema

Ambiental Paulista, utilizando o mapa de vegetação original do estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2014). Assim foi possível identificar a área (m²) da expansão dessa cultura em cada tipo de solo por tipo de bioma.

Para o cômputo dos impactos relacionados à transformação utilizou-se os mapas de expansão da cana ano a ano, gerados no *software* IDRISI TAIGA. As áreas de pastagens foram digitalizadas no *software* ArcGis 10.2 por meio de interpretação manual das imagens de satélite utilizadas por Gomes (2013) para a elaboração do mapa de uso e ocupação do solo de 2011 da UGRHI. Identificou-se as áreas de pastagem dentro da classe “outros” definida pela autora como áreas não mapeadas. O arquivo *shape* foi então exportado para o *software* IDRISI TAIGA em formato *raster* para o cômputo das áreas. Para tal, foram sobrepostas as camadas de “expansão” ano a ano com as camadas “pastagem”, “tipos de solo” e “biomas” obtendo-se assim, as áreas referentes à expansão da cana-de-açúcar sobre áreas de pastagem em seus diferentes tipos de solo e biomas, durante o período modelado.

4.5. Potencial de Regulação da Erosão (PRE)

Segundo Milà i Canals et al. (2007), a categoria Potencial de Resistência à Erosão (PRE) enquadra-se nos impactos relacionados à qualidade ecológica do solo e insere-se nos serviços de regulação segundo a perspectiva da Avaliação Ecológica do Milênio (MEA, 2005). Ingwersen et al. (2012) apontam que apesar da erosão ser um impacto ambiental associado à agricultura e de interesse mundial, este tipo de impacto não é frequentemente relatado nos estudos de ACV e ainda falta de um método adequado para se realizar tal avaliação. Nuñez et al. (2010) e Civit et al. (2013) desenvolveram abordagens que incluem a erosão do solo no cálculo dos impactos de desertificação, já Nuñez et al. (2013); Saad; Koellner e Margni (2013) desenvolveram modelos de AICV para a erosão do solo em escala global, tendo como base principal a equação universal de perda de solos (EUPS) (WISCHMEIER; SMITH, 1978) o que indica uma grande evolução do tema no âmbito da ACV.

A erosão é um fenômeno físico que consiste na desagregação, transporte e deposição dos materiais do solo causando seu rebaixamento e tem como causas diversos fatores, tais como água, vento, ação de animais, cobertura vegetal e ação humana (CARVALHO, 2008). A deterioração dos solos é um dos principais problemas ambientais do planeta, sendo a erosão hídrica a forma mais prejudicial de degradação (COGO; LEVIEN; SCHWARZ, 2003). No

mundo inteiro as taxas de erosão e consequente desgaste do solo vêm assumindo proporções espantosas, com enormes implicações de ordem física, financeira e social. No Brasil, a erosão hídrica é o principal fator capaz de tornar insustentáveis os sistemas de produção agrícola e os impactos ambientais dela oriundos possuem reflexos no aumento dos custos causando, anualmente, um prejuízo econômico enorme ao país (HERNANI et al., 2002).

No presente estudo, a avaliação desta categoria terá como base o modelo desenvolvido por Saad; Koellner e Margni (2013). O modelo apresenta como indicador de categoria a resistência à erosão que, segundo estes autores, mede a capacidade da superfície do solo de resistir à erosão hídrica e é baseado nas características físicas e vulnerabilidade do solo. O modelo estima as taxas de erosão baseado na EUPS, na qual são utilizados vários parâmetros como textura do solo, conteúdo de matéria orgânica (MO), precipitação e declive.

Os métodos utilizados para o cálculo dos FC e dos impactos para ocupação e transformação dos usos da terra para esta categoria estão resumidos na figura 13.

Figura 13-: Procedimentos metodológicos utilizados para o cálculo dos impactos na resistência à erosão específicos para a UGRHI Tietê-Jacaré.

Fonte: Elaborado pela autora

4.5.1. Cálculo do FC específico para a UGRHI Tietê-Jacaré

Saad, Koellner e Margini (2013) propõem a utilização do *Land Use Indicator Value Calculation in Life Cycle Assessment* (LANCA) (BECK et al., 2010) para o cálculo de Fatores de Caracterização em escala global para a categoria PRE que, segundo estes autores, baseia-se na Equação Universal de Perda de Solos (EUPS) de Wischmeier; Smith (1978). Com o intuito de inserir características específicas da área de estudo optou-se por utilizar diretamente a EUPS para o cálculo dos impactos de ocupação e transformação, em vez de utilizar os valores fornecidos pelo LANCA, por se tratarem de valores médios globais.

No modelo de Saad, Koellner e Margini (2013) o cálculo dos FC para ocupação e transformação ocorrem conforme as equações 7 e 8, respectivamente, e representam a diferença na qualidade do solo entre a área de referência e o uso da terra.

FC para impactos devido à ocupação:

$$CF_{occ} = Q_{ref} - Q_{LU} \quad (7)$$

FC para impactos devido à transformação:

$$CF_{trans \rightarrow LU_i} = (Q_{ref} - Q_{LU_i}) \times \frac{1}{2} \times t_{reg, LU_i} = CF_{occ, LU_i} \times \frac{1}{2} \times \frac{CF_{occ, LU_i}}{r (\%)} \quad (8)$$

Onde:

CF_{occ} = Fator de caracterização para a ocupação da terra

CF_{trans} = Fator de caracterização para transformação

Q_{ref} = erosão do solo da área de referência

Q_{LU} = erosão do solo do uso da terra

t_{reg} = tempo que leva para o ecossistema voltar ao estado de referência

r = taxa de regeneração utilizada para o cálculo de t_{reg}

A área de referência utilizada para o cálculo do FC de ocupação é a Vegetação Natural Potencial (VNP), como sugerido por Geyer; Koellner (2013), representada aqui pelos biomas cerrado e mata atlântica (fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual). Para o cálculo do FC de transformação, utilizou-se como área de referência a pastagem, já que os impactos devido à conversão dos usos da terra serão calculados para a transição entre pastagem e cana-de-açúcar. Neste último, assume-se que não houve degradação do solo em Q_{ref} .

Os valores de Q_{ref} e Q_{LU} foram calculados a partir da EUPS (equação 9), onde cada parâmetro da equação foi calculado com valores específicos para os tipos de solo, tipos de uso e bioma nos quais ocorreu a expansão da cana-de-açúcar.

Equação Universal de Perda de Solo:

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (9)$$

Onde:

A= perda de solo por unidade de área e tempo ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)

R= fator de erosividade da chuva ($\text{Mj.ha}^{-1}.\text{mm.ha}^{-1}$)

K = fator de erodibilidade do solo ($\text{Mj.ha}^{-1}.\text{mm.ha}^{-1}$)

LS = fator topográfico que expressa o comprimento (m) e o grau (%) de declividade

C = fator que expressa o uso e manejo do solo e cultura

P = fator que expressa a prática conservacionista do solo

Para que a diferenciação espacial fosse possível, foi necessário identificar a variabilidade dos parâmetros utilizados na equação para a UGRHI Tietê-Jacaré. Com o auxílio do SIG IDRISI TAIGA e ArcGis 10.2 foi possível calcular o fator LS, identificar os tipos de solo, por meio do mapa pedológico da área, e os biomas que ocorrem na região. Os fatores P e C foram obtidos na literatura sendo P, do trabalho de Bertoni; Lombardi Neto (1990) e C de outras fontes que serão apresentadas no item 4.5.1.4. O Fator R foi calculado a partir de dados históricos de precipitação da UGRHI seguindo as recomendações de Bertoni; Lombardi Neto (1990).

4.5.1.1. Fator chuva (R)

O fator chuva (R) é um índice numérico que expressa a capacidade da chuva, esperada em dada localidade, de causar erosão em uma área sem proteção (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990). Segundo esses autores, o valor de R é calculado pela equação 10.

$$EI = 67,355 (r^2/P)^{0,85} \quad (10)$$

Onde:

EI= média mensal do índice de erosão

r = precipitação média mensal (mm)

P = precipitação média anual (mm)

O índice de erosão média anual, isto é, o fator R para um local, é a soma dos índices mensais de erosão (EI). Bertoni; Lombardi Neto (1990), Miranda (2005) e Martins Filho (2009) recomendam que sejam utilizadas séries históricas em um período de 20 anos ou mais para o cálculo de R.

Para o cálculo deste fator efetuou-se, previamente, a seleção dos dados das 29 estações pluviométricas que exercem influência no território da UGRHI, segundo o relatório zero (IPT-CBH-TJ, 2000), e retirados do Banco de Dados Pluviométricos e Fluviométricos do Departamento de Água e Energia Elétrica do Estado de São Paulo - DAEE (2014), levando-se em conta:

- Análise da distribuição espacial na Bacia, em ambiente SIG, por meio das coordenadas geográficas das estações, sendo assim necessária a inclusão de uma nova estação na região sudoeste da bacia, de forma a garantir a representatividade de toda a área;
- Análise qualitativa dos dados disponíveis, sendo selecionados aqueles que possuíam séries consistentes de pelo menos 20 anos.

Seguindo esses critérios foram consideradas 21 estações para o cálculo do fator R, selecionando as séries históricas do período de 1979 a 1999, por apresentarem menor número de falhas de medição, o que poderia comprometer os resultados.

Apesar da crescente utilização de SIG para o cálculo do fator R em grandes áreas de modo a facilitar a identificação de valores específicos para as áreas de influência de cada estação, julgou-se não ser necessária a utilização desta ferramenta para o presente estudo visto que acarretaria em muitos valores de FC dificultando, assim, o cálculo dos impactos. Dessa forma, considerou-se adequada a utilização de um valor médio para a toda a área, já que os métodos de ACV normalmente fazem uso de tais generalizações em escalas ainda maiores e, portanto, um valor médio para a bacia seria adequado para os objetivos desta pesquisa.

Assim, somando-se os valores de EI de cada estação foi possível chegar a um valor médio de R para a UGRHI Tietê-Jacaré que equivale a **10.176,67 MJ/ha.mm**. Os valores de EI, assim como a distribuição das estações pluviométricas na UGRHI, encontram-se no Apêndice II.

4.5.1.2. Fator solo (K)

O Fator K representa a erodibilidade do solo, que nada mais é do que sua susceptibilidade à erosão, e é inerente às propriedades físicas, químicas e mineralógicas que um solo apresenta (MARTINS FILHO, 2009). Este fator tem seu valor quantitativo definido experimentalmente em parcelas unitárias (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990) e por isso, os valores de K utilizados no presente trabalho foram retirados da literatura para cada tipo de solo no qual ocorreu a expansão da cana-de-açúcar no período de 2011 até 2019.

Para esta categoria foi possível trabalhar com o 3º nível categórico, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de solos (EMBRAPA, 2006). Dessa forma, identificou-se cinco tipos de solos na área de expansão, cujos valores de K, sua respectiva fonte e a área correspondente encontram-se na Tabela 3.

Tabela 3-Fator K para cada tipo de solo, sua representatividade na área de expansão e suas respectivas fontes.

Tipo de solo	K	Área relativa (%)	Fonte
Neossolo Litólico Eutrófico	0,036	0,002	Farinasso et al (2006)
Neossolo Quartzarênico órtico	0,041	0,021	Farinasso et al (2006)
Argissolo Vermelho-amarelo Distrófico	0,047	32,70	Farinasso et al (2006)
Latossolo vermelho Álico	0,017	50,97	Bertoni; Lombardi Neto (1990)
Latossolo vermelho-amarelo Álico	0,0173	16,31	Bueno; Stein (2004)

Fonte: Elaborado pela autora

4.5.1.3. Fator topográfico (LS)

A intensidade da erosão hídrica é imensamente afetada tanto pelo comprimento do declive, quanto pelo seu gradiente (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990). Dessa forma, este fator expressa o efeito combinado do grau de inclinação (%) e do comprimento do declive (m) (MARTINS FILHO, 2009).

O Fator LS foi calculado em ambiente SIG no *software* ArcGis 10.2., seguindo a metodologia apresentada por Pelton; Frazier e Pickilingis [2014?]. Para tal, utilizou-se o Modelo Digital de Elevação (MDE) do sensor ASTER GEDM por apresentar maior precisão segundo Oliveira (2012) e Salgado; Formaggio e Rudorff (2011). Para a cobertura total da área da bacia utilizou-se as imagens ASTGTM2_S22W048, ASTGTM2_S22W049, ASTGTM2_S22W050, ASTGTM2_S23W048, ASTGTM2_S23W049, ASTGTM2_S23W050, as quais foram agrupadas em um mosaico utilizando a projeção

WGS_1984_UTM_ZONA_22S. Em seguida, por meio da ferramenta “Spatial Analyst”, foram gerados mapas de direção de fluxo e fluxo acumulado (arquivo “flow_acc”). Utilizando esta mesma ferramenta gerou-se também o mapa de declividade (arquivo “mosaic_slope”).

Por meio do comando “Raster calculator” da ferramenta “Spatial Analyst”, realizou-se o cálculo do fator LS utilizando a expressão a seguir, que efetua o cálculo direto do fator.

$$LS = \text{Power}(\text{“flow\_acc”} * 30 / 22.1, 0.4) * \text{Power}(\text{Sin}(\text{“mosaic\_slope”} * 0.01745) / 0.09, 1.4) * 1.4$$

Gerou-se, então o mapa com o fator topográfico (Apêndice III) da UGRHI Tietê-Jacaré apresentando como média a ser utilizada neste estudo o valor **0,019**.

4.5.1.4. Fator uso da terra e práticas conservacionistas (C e P)

O fator uso e manejo do solo é a relação esperada entre as perdas de solo de um terreno cultivado em dadas condições e as perdas correspondentes a um terreno mantido continuamente descoberto e cultivado, ou seja, esses fatores afetam as perdas por erosão devido às variações na proteção ao solo que as diferentes coberturas vegetais conferem (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990; OLIVEIRA, 2012).

Os valores de C e P utilizados no presente trabalho foram obtidos de forma integrada (CP), conforme encontrado na literatura, para o uso da terra por cana-de-açúcar e as áreas de referência (cerrado, floresta estacional semidecidual e pastagem), e estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4-Valores de CP para cada tipo de uso da terra e suas respectivas fontes

Tipo de uso	Fator CP	Fonte
Cana-de-açúcar	0,05	Oliveira (2012)
Cerrado	0,0007	Oliveira (2012)
Pastagem	0,02	Oliveira (2012)
Floresta Estacional Semidecidual	0,0004	Oliveira (2012)

Fonte: Elaborado pela autora

4.5.2. Cálculo dos FC utilizando a EUPS

Após obter todos os dados necessários para os cálculos da EUPS, realizou-se os cálculos dos valores de A tendo como variáveis diferenciadas os tipos de uso do solo e os

tipos de solo. Assim, além dos valores médios de R e LS, obteve-se cinco valores de K, correspondentes aos cinco tipos de solo, e quatro valores de CP, correspondente aos quatro tipos de uso da terra, resultando em 20 valores de A (5x4), conforme a tabela 5.

Tabela 5-Valores de A de acordo com cada tipo de solo e uso da terra, medidos em (t/(ha.ano)).

Perda de solo (t/(ha.ano))				
	Cerrado	M. A.*	Cana	Pastagem
Neossolo Litólico Eutrófico	0,0049	0,0028	0,35	0,14
Neossolo Quartzarênico órtico	0,0055	0,0032	0,40	0,16
Argissolo Vermelho amarelo Distrófico	0,0064	0,0036	0,45	0,18
Latossolo vermelho Álico	0,002	0,001	0,16	0,07
Latossolo vermelho-amarelo Álico	0,0023	0,0013	0,17	0,07

*M. A.= Mata Atlântica

Fonte: Elaborado pela autora

Obtendo-se os valores de A, foi possível realizar os cálculos dos FC conforme equações 7 e 8 apresentadas anteriormente. Dessa forma, tem-se que para os impactos devido à ocupação da terra por cana-de-açúcar no ano de 2019, há duas áreas de referência: cerrado (Q_{ref1}) e mata atlântica (Q_{ref2}), e o valor de perda de solo com o cultivo da cana (Q_{LU}), representados pelos valores de A presentes na tabela 5. Para que seja refletida a resistência à erosão, o valor da diferença de qualidade ($Q_{ref} - Q_{LU}$) é multiplicado por (-1).

Para os impactos devido à conversão de pastagem para cana, foi feita uma modificação na abordagem sugerida por Saad; Koellner; Margni (2013). Para melhor exemplificar, a equação 8 é apresenta novamente.

$$CF_{trans \rightarrow LU_i} = (Q_{ref} - Q_{LU_i}) \times \frac{1}{2} \times t_{reg,LU_i} = CF_{occLU_i LU_i} \times \frac{1}{2} \times \frac{CF_{occ,LU_i}}{r(\%)} \quad (8)$$

Pode-se observar que o principal diferencial para o cálculo do FC para transformação (CF_{trans}) é o tempo de regeneração ($t_{reg,LU}$), que é obtido por meio da divisão entre o FC de ocupação (CF_{occ}) e a taxa de regeneração ou recuperação (r). Porém, se fossem utilizados os CF_{occ} calculados anteriormente, seria calculada a perda de solo devido à conversão do uso da terra de cerrado ou mata atlântica para cana-de-açúcar, e não de pastagem para cana, que é o objetivo. Dessa forma modificou-se o cálculo de CF_{occ} , para que a pastagem fosse incluída, ou seja, utilizando como área de referência o uso da terra anterior à modificação, como recomendado por Koellner; Scholz (2008) e assim, Q_{ref} , passa a ser o valor de A para pastagem.

Em relação ao tempo de regeneração, devido às dificuldades em estimar este valor já relatadas por diversos autores (PAVAN, 2014; KOELLNER et al., 2013), optou-se por utilizar as mesmas taxas de regeneração calculadas por Saad; Koellner; Margni (2013), para cada bioma terrestre. Sendo assim, para as áreas de conversão de pastagem para cana que ocorreram na região de cerrado tem-se que $r = 0,27$ e para as áreas de conversão em região de mata atlântica tem-se que $r = 0,84$ (SAAD; KOELLNER; MARGNI, 2013).

4.5.3. Cálculo dos impactos no Potencial de Regulação da Erosão

O cálculo dos impactos tanto para ocupação quanto para transformação seguiu os mesmos procedimentos realizados para a categoria Produção Biótica Potencial, no qual utilizou-se o *software* IDRISI TAIGA para o cômputo das áreas a serem multiplicadas pelos FC, por meio da sobreposição das camadas de expansão da cana-de-açúcar, pedologia, biomas e pastagem, no caso do cálculo dos impactos na transformação.

4.6. Biodiversidade

De acordo com a Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA, 2005), as mudanças de habitat decorrentes dos usos da terra e suas modificações consistem em um dos principais causadores da perda de biodiversidade terrestre, o que evidencia a necessidade de se abordar tal tema nos métodos de avaliação de impactos ambientais. Tais avaliações devem possuir caráter “interdisciplinar, inclusivo (respeitando as especificidades da biodiversidade ao mesmo tempo em que se mantém certo grau de acurácia), compreensivo (incluindo efeitos diretos e indiretos) e replicável” (SOUZA; TEIXEIRA; OSTERMANN, 2015). No âmbito da ACV, apesar de diversos modelos para a determinação de tais impactos terem sido propostos, a avaliação de impactos de sistemas produtivos de modo a verificar seus efeitos na biodiversidade permanece um desafio (de BAAN; ALKEMADE; KOELLNER, 2013; GEYER et al., 2010a; KOELLNER et al., 2013).

Para Geyer et al. (2010a) os principais desafios que cercam esta categoria relaciona-se a três fatores principais: i) a complexidade do conceito de biodiversidade, uma vez que esta refere-se à diversidade de espécies, entre espécies e de ecossistemas (CDB, 1992), o que dificulta a identificação de um único indicador; ii) a forma de se avaliar aspectos relacionados à distribuição espacial da biodiversidade e iii) as relações não-lineares entre os usos da terra e

a variabilidade de espécies, uma vez que determinados usos e manejos podem causar tanto impactos significativos, quanto impactos não significativos na biodiversidade.

De forma a tentar suprir tais desafios, Geyer et al. (2010b) propõem um modelo de caracterização para impactos devido à ocupação da terra por meio da integração entre SIG e ACV, de forma a criar uma análise espacialmente diferenciada e que considere cenários de usos da terra, que atendam a determinadas metas de produção de biocombustíveis, e seus respectivos impactos na biodiversidade de macro vertebrados. Para tal os autores utilizam quatro indicadores: hemerobia, proposto por Brentrup et al. (2002); riqueza de espécies, proposto por Koellner e Scholz (2008); riqueza e abundância, desenvolvido pelos próprios autores e, riqueza e equitabilidade de espécies, baseando-se no índice de Simpson.

O indicador hemerobia trata das propriedades do tipo de uso da terra em si, não necessitando de informações acerca de espécies. Já os demais, entretanto, requerem dados relativos às espécies e aos usos nos quais ocorrem e, para tal, os autores utilizam uma matriz de aptidão, baseada em dados do “California Wildlife Habitat Relationships”, que apresentam a aptidão para determinados usos da terra em suportar espécies de vertebrados nativos na região do Vale de San Joaquin, na Califórnia. Como mencionado anteriormente, o Brasil não possui dados acerca de aptidão de habitats para as espécies do país e, portanto, optou-se pela aplicação do indicador hemerobia e do indicador riqueza de espécies, porém, considerando apenas espécies ameaçadas de extinção.

4.6.1. Cálculo do impacto potencial na biodiversidade baseado no conceito de hemerobia

O modelo de caracterização baseado no conceito de hemerobia é um modelo básico que mede a influência humana nos ecossistemas por meio da determinação de seu “grau de desvio do estado natural como resultado de usos específicos da terra” (BRENTUP et al., 2002). Ao mesmo tempo em que não necessita de dados específicos sobre espécies, este indicador baseia-se na hipótese de que os impactos dos usos da terra na biodiversidade aumentam conforme o aumento da interferência humana (GEYER et al. 2010b).

Os fatores de caracterização para esta categoria foram retirados do trabalho de Brentrup et al. (2002) e são denominados de “Potencial de Degradação Natural” (PDN). Tais valores variam em uma escala de 0 a 1, sendo 0 representado pelo estado natural onde não há interferência humana (situação de referência) e 1 representa 100% de interferência, sendo esta uma simplificação do parâmetro original para que possa ser aplicado em estudos de ACV.

Assim, o impacto potencial na biodiversidade (IPB) baseado neste indicador é representado pela equação 12.

$$IPB_{hemerobia} = PDN_j \times a_j \quad (12)$$

Onde:

$IPB_{hemerobia}$ = impacto potencial na biodiversidade

PDN_j = potencial de degradação natural, representa o fator de caracterização baseado no conceito de hemerobia, para um determinado uso da terra (j)

a_j = representa a área correspondente ao uso (j), em m^2 .

Os fatores de caracterização (PDN) para cada uso da terra segundo Brentrup et al. (2002) estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6-Fatores de caracterização para alguns tipos de usos da terra baseado no conceito de hemerobia.

Tipo de uso da terra	PDN
Malha urbana contínua	0,95
Unidades comerciais e industriais	0,95
Redes ferroviárias e rodoviárias	0,90
Malha urbana descontínua	0,85
Cultivos intensivos	0,80
Cultivos extensivos	0,70
Áreas verdes urbanas	0,70
Pastagem intensiva permanente	0,60
Pastagem extensiva permanente	0,50
Florestas de manejo intensivo	0,40
Pousio permanente	0,30
Florestas de manejo extensivo	0,20
Prados, crescimento de turfa	0,10

Fonte: Traduzido de Brentrup et al. (2002)

Nota-se que este indicador não permite o cálculo do fator de caracterização específico para a área de estudo, uma vez que tais valores são simplificações e possuem pouca base teórica e empírica (GEYER et al., 2010b). Além disso, o indicador não permite o cálculo dos impactos relacionados à transformação, uma vez que implicaria na inclusão dos tempos de

regeneração, os quais não são discutidos no documento. Ainda, é possível observar que, no caso de conversão de pastagem para cana-de-açúcar, a cultura da cana (cultivo intensivo) sempre acarretará em maior potencial de degradação natural – e consequente impacto na biodiversidade – em relação à ocupação por pastagem, sejam estas intensivas ou extensivas. Portanto, a aplicação deste modelo para a área de estudo apresenta uma abordagem diferenciada em relação às demais categorias, por não permitir o cálculo dos FC específicos para a área de estudo, sendo possível apenas a identificação de um valor genérico para a cultura da cana-de-açúcar, e que possui como FC o valor **0,8**, segundo a Tabela 6.

De forma a adicionar informações relevantes para a avaliação de impactos na biodiversidade devido ao uso da terra por cana-de-açúcar, na UGRHI Tietê-Jacaré, o valor para a área de ocupação a ser inserido na equação 12 foi determinado a partir da área total de expansão da cana-de-açúcar para o período 2011-2019. Posteriormente, tais áreas foram sobrepostas às “Áreas prioritárias para incremento da conectividade da biodiversidade” provenientes do documento “Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo” do Programa Biota Fapesp (RODRIGUES; BONONI, 2008). Este mapa foi escolhido pelo fato de possuir como critérios-base de elaboração: i) a riqueza e ocorrência de espécies-alvo para a conservação; e ii) o potencial da paisagem de sustentar alta biodiversidade. O cálculo destas áreas de expansão referentes a cada classe de prioridade foi realizado no *software* de SIG ArcGis 10.2 por meio da sobreposição das camadas “expansão da cana” (GOMES, 2013) e “síntese de conectividade” - fornecido pelo Governo do Estado de São Paulo na plataforma Sistema Ambiental Paulista (SÃO PAULO, 2014).

Variando em uma escala de prioridade de 1 a 8, sendo 1 representada pela baixíssima prioridade e 8 correspondente a prioridade máxima, o mapa representa áreas que não possuem grande riqueza de espécies mas que são compostas por espécies-alvo, ou seja, espécies relevantes e que apresentam uma configuração paisagística formada por fragmentos de tamanho e graus de conectividade intermediários, sendo sugeridas para ações de incremento de conectividade pelo próprio setor privado por meio, por exemplo, de averbação por Reserva Legal ou Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) (RODRIGUES; BONONI, 2008).

Desta forma, a utilização conjunta destas informações com o indicador de categoria hemerobia, permite avaliar o potencial de degradação natural da expansão da cana-de-açúcar e associá-la às áreas de relevante interesse para a mobilidade de espécies-alvo e para a manutenção da biodiversidade na área de estudo.

4.6.2. Cálculo do impacto potencial na biodiversidade baseado no indicador riqueza de espécies ameaçadas de extinção

Para este indicador foi necessário realizar uma adaptação do modelo apresentado por Geyer et al (2010b) que considera a riqueza de espécies em cada habitat, baseando-se na matriz de aptidão de habitat disponibilizada pelo “California Wildlife Habitat Relationships (CWHR)”. Devido à indisponibilidade de dados semelhantes para a área de estudo, optou-se por trabalhar com riqueza de espécies ameaçadas de extinção, cujos dados encontram-se disponibilizados pelo trabalho de Gomes et al. (2013). Estes autores realizaram a compilação de dados sobre mastofauna, herpetofauna, avifauna e ictiofauna⁸ levantados nos diagnósticos de Estudos de Impactos Ambientais (EIA) e Relatórios Ambientais Preliminares (RAP) de empreendimentos sucroalcooleiros e nos relatórios de monitoramento sazonal de fauna durante a instalação e operação do empreendimento.

Os levantamentos foram realizados pela compilação de dados de fauna ameaçada de extinção de 77 diagnósticos de Usinas licenciadas com Avaliação de Impacto Ambiental no estado de São Paulo, entre os anos de 2007 e 2011, em fragmentos de vegetação nativa localizados próximos do parque industrial e nas áreas de expansão canavieira e, portanto, estas áreas apresentam as características de interesse para o presente estudo. Além disso, o modelo de expansão realizado por Gomes (2013) possui como ponto de partida o ano de 2011, sendo o horizonte temporal dos dados compatível. Para a presente aplicação não foram considerados os dados de ictiofauna, já que o foco é avaliar apenas os impactos diretos na riqueza de espécies ameaçadas considerando-se, assim, apenas os dados sobre a fauna terrestre.

Para que fossem acrescentadas informações acerca da localização das espécies, utilizou-se como base para avaliação o mapa do Biota Fapesp que contém as áreas prioritárias para incremento da conectividade, já mencionado anteriormente. A utilização deste mapa se justifica pelo fato de ter sido elaborado a partir da ocorrência de espécies-alvo para conservação, definidas como “espécies particularmente sensíveis às alterações de seu *habitat* e que requerem esforços maiores para sua efetiva conservação, especialmente em ambientes alterados pelo homem” (RODRIGUES; BONONI, 2008). Segundo estes autores, podem ser consideradas espécies-alvo aquelas ameaçadas de extinção ou que, “devido à suas maiores necessidades ecológicas podem ser consideradas espécies guarda-chuva”. Desta forma, as

---

⁸Mastofauna, avifauna, herpetofauna e ictiofauna referem-se, respectivamente, às classes taxonômicas de mamíferos, aves, répteis e anfíbios e peixes (RODRIGUES, BONONI, 2008)

espécies foram definidas como alvo caso satisfizessem pelo menos um dos critérios, conforme o Quadro 2.

Quadro 2- Critérios utilizados por cada grupo temático para definir as espécies-alvo

Critério	Mamíferos	Aves	Répteis	Anfíbios
Ameaçada	X	X	X	X
Registro único	X	X		X
Área/deslocamento		X		X
Susceptibilidade a perturbações		X		X
Endemismo restrito		X		X
Especialista	X		X	

Fonte: Adaptado de Rodrigues e Bononi (2008)

O mapa foi elaborado por grupos de especialistas em cada uma das classes de espécies representadas no quadro acima, além de outras espécies de invertebrados e plantas. Observa-se que dos seis critérios empregados para a definição de espécie-alvo, apenas “espécies ameaçadas de extinção” foi considerado por todos os grupos temáticos demonstrando a existência de extensas lacunas de amostragem no estado, para diversos grupos taxonômicos para os demais critérios. Com base nisso, pode-se considerar que o mapa contendo as áreas prioritárias para incremento da conectividade teve como critério principal as espécies ameaçadas de extinção e, sua utilização como complemento para a inserção dos aspectos espaciais para a verificação dos impactos potenciais para a biodiversidade pode ser considerada adequada para os fins desta pesquisa.

Gomes et al. (2013) ao realizarem a compilação dos dados de espécies ameaçadas afirmam que estes podem ter sido influenciados pela metodologia e esforço amostral empregados nos levantamentos. Além disso, o trabalho considerou dados de diagnósticos e monitoramento de apenas quinze usinas na UGRHI Tietê-Jacaré, enquanto, registros da Secretaria Estadual de Energia do Estado de São Paulo apontam a existência de cerca de 49 usinas no ano de 2008 e, portanto, em 2011 estima-se número ainda maior. Com base nestas informações, infere-se que a quantidade de espécies ameaçadas de extinção em áreas de expansão da cana-de-açúcar na UGRHI Tietê-Jacaré pode ser superior ao número relatado por Gomes et al. (2013). Para que tal lacuna fosse preenchida, utilizou-se uma ponderação dos fatores de caracterização de acordo com a prioridade de incremento da conectividade definida pelos grupos temáticos variando de 1 a 8, onde 1 representa a baixa prioridade para

incremento de conectividade, por não conter as espécies-definidas como alvo e as estruturas de paisagem adequadas para tal, ao passo que 8 evidencia elevado número de espécies-alvo.

Além disso, o modelo de Geyer et al. (2010b), diferentemente dos demais relacionados aos impactos de usos da terra, não considera a dimensão temporal dos impactos. Apesar de trabalhar com cenários futuros, o modelo em si não considera o tempo de ocupação por determinado uso assim como não trabalha com os impactos devido à transformação. De forma a acrescentar essa dimensão na avaliação aqui realizada, utilizou-se os mapas de expansão ano a ano da cana de forma a verificar a evolução dos impactos ao longo dos anos e acrescentar informações relevantes acerca das tendências de expansão em relação às classes de prioridade para incremento da conectividade.

Para o cálculo dos fatores de caracterização utilizou-se, portanto, a riqueza de espécies ameaçadas de extinção em áreas de expansão da cana-de-açúcar na UGRHI 13, levantada por Gomes et al. (2013), representada por 26 espécies, e seguiu-se a equação 13, segundo o modelo de Geyer et al. (2010b).

$$FC_{riqueza} = 1 - (S_j / S_{ref}) \quad (13)$$

Onde:

$FC_{riqueza}$ = Fator de caracterização para o indicador riqueza de espécies ameaçadas de extinção

S_j = Riqueza de espécies ameaçadas em determinado uso da terra

S_{ref} = Riqueza de espécies referência, representada pelo total de espécies ameaçadas de extinção que podem ocorrer em pelo menos 1 dos usos da terra considerados

Os FC foram posteriormente multiplicados pelas classes de prioridade de forma a estimar a importância para a biodiversidade de cada região na qual a cana expandiu segundo o cenário gerado por Gomes (2013). É importante salientar que os valores ponderados são apenas estimativas com o intuito de representar o grau de significância de cada área em termos de biodiversidade e, portanto, não representam os valores reais de espécies ameaçadas destas áreas. Esta simplificação foi necessária devido à dificuldade de obtenção dos dados reais de ocorrência dessas espécies na área da bacia que permitissem uma avaliação mais próxima da real.

Para esta pesquisa considerou-se toda a área de coleta dos dados sobre as espécies como sendo um único tipo de uso devido à impossibilidade de distinção entre os usos nos quais as amostras foram coletadas e por terem sido coletadas em áreas semelhantes e que

certamente sofrerão impacto com a expansão da cana. Em relação à riqueza de espécies utilizada como referência, julgou-se coerente considerar o número total de espécies ameaçadas identificadas no estudo de Gomes et al. (2013) para o estado de São Paulo, representada por 141 espécies, uma vez que todo o levantamento foi realizado em áreas de cerrado, floresta estacional semidecidual ou em áreas de transição entre estes dois biomas e nas regiões nordeste, noroeste e norte do estado em áreas com características ambientais semelhantes (fragmentos vegetais pequenos e médios em áreas altamente antropizadas), e portanto, pressupõe-se que há o potencial destas espécies ocorrerem em pelo menos uma das áreas de coleta da UGRHI Tietê/Jacaré.

Assim como para as demais categorias, o cálculo do impacto é realizado por meio da multiplicação do FC com a área de ocupação do uso considerado, conforme equação 14.

$$IPB_{riqueza} = FC \times a_j \quad (14)$$

Onde:

$IPB_{riqueza}$ = impacto potencial na biodiversidade utilizando o indicador riqueza de espécies ameaçadas de extinção

FC = é o FC para cada uso da terra considerado

a_j = área de cada uso em m^2

Dessa forma, o cálculo dos impactos potenciais na biodiversidade segundo o indicador riqueza de espécies ameaçadas de extinção foi realizado considerando as áreas prioritárias para incremento da conectividade na qual ocorreu a expansão da cana-de-açúcar, segundo o cenário projetado por Gomes (2013) no ano de 2019, assim como as áreas expandidas ano a ano em cada classe de prioridade.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste item são apresentados os resultados e as discussões relacionados à AICV dos usos da terra, a partir da aplicação dos modelos de caracterização seguindo a abordagem *loco-específica* para as três categorias de impacto selecionadas: produção biótica potencial (item 5.1), potencial de regulação da erosão (item 5.2) e biodiversidade (item 5.3).

5.1. Produção biótica Potencial

Os resultados dos fatores de caracterização obtidos por meio da adaptação das equações 5 e 6 para a área de estudo encontram-se apresentados nas tabelas 7 e 8 e nas figuras 14 e 15.

Tabela 7-Fatores de Caracterização para a ocupação da terra por cana-de-açúcar

FC ocupação por cana-de-açúcar (Kg C ano m ⁻² ano ⁻¹)		
Tipo de solo	Cerrado	Mata Atlântica
Latossolos	-1,86	1,2
Argissolos	1,3	1,24
Neossolos	0,31	na ¹

Fonte: Elaborado pela autora

Em termos de FC de ocupação pode-se observar que a utilização da terra por cana-de-açúcar ocasiona retirada de carbono orgânico no solo quando comparado à vegetação nativa, exceto em áreas cultivadas em latossolos no bioma cerrado. Os resultados indicam que este cultivo favorece a PBP apenas nestas áreas – que estão representadas em verde no mapa – gerando assim, déficit de carbono orgânico no solo e consequente redução da PBP nos demais tipos de solo tanto em áreas de cerrado, quanto em áreas de mata atlântica. Por meio da figura 14 é possível observar a distribuição dos FC para impactos devido à ocupação, permitindo avaliar a localização da ocorrência dos impactos negativos e positivos.

Figura 14- Distribuição espacial dos FC da categoria Produção Biótica Potencial para a ocupação do solo na UGRHI 13 considerando a expansão da cana de 2011 a 2019

Fonte: Elaborado pela autora

Tabela 8-Fatores de Caracterização para a conversão do uso da terra de pastagem para cana-de-açúcar

FC para a conversão de pastagem para cana-de-açúcar (Kg C ano m ⁻²)		
Tipo de solo	Cerrado	Mata Atlântica
Latossolos	-12,21	1,73
Argissolos	-33,63	10,46
Neossolos	-1,31	na ¹

Fonte: Elaborado pela autora

Em relação aos fatores que representam a conversão do solo de pastagem para cana-de-açúcar, observa-se que quando esta dinâmica ocorre em áreas de cerrado há um acréscimo do carbono estocado no solo favorecendo, assim, a produção futura de biomassa – representados pelas áreas em verde, vinho e roxo no mapa. Entretanto o mesmo não ocorre em áreas de mata atlântica onde os resultados mostram tal mudança de forma negativa ao sistema no que concerne a estocagem de carbono e sua consequente produção biótica, demonstrando

que a cultura de cana-de-açúcar retira carbono orgânico no solo quando comparado à pastagem. A figura 15 apresenta a distribuição dos FC para transformação dos usos do solo de pastagem para cana-de-açúcar.

Figura 15: Distribuição espacial dos FC da categoria Produção Biótica Potencial para a conversão de pasto para cana na UGRHI 13 considerando a expansão da cana de 2011 a 2019

Fonte: Elaborado pela autora

5.1.1. Impactos devido à ocupação da terra por cana-de-açúcar no ano de 2019

Os FC apresentados acima foram multiplicados pelas respectivas áreas a fim de se obter o impacto na Produção Biótica Potencial da ocupação da terra por cana-de-açúcar assumindo-se um cenário de expansão de oito anos dessa cultura. Da área total de expansão da cana, 56,85% desta ocorrerá em latossolos sob área de cerrado, 0,02% em neossolos e 21,26% em argissolos deste mesmo bioma, em contrapartida, em área de mata atlântica ocorrerá a expansão apenas em latossolos e argissolos, representando 10,43% e 11,44%, respectivamente. A figura 14 apresenta os resultados dessa multiplicação.

A figura 14 permite observar que a maior perda de C orgânico do solo ocorrerá em área de plantada com cana em argissolo sob floresta estacional semi-decidual, representada pelo valor de 160.118.100 Kg de C ano m² no ano de 2019, enquanto que a menor ocorre em neossolo em área de cerrado (230.580 Kg de C ano m²) devido a menor representatividade deste solo na área, sendo esta praticamente imperceptível no gráfico. Os baixos teores de matéria orgânica presentes nos argissolos, além da alta susceptibilidade à erosão podem ser as causas para essa maior perda (JARBAS et al., 2010). Além disso, quando se trata da fitofisionomia de mata atlântica (floresta estacional semi-decidual), pode-se observar valores semelhantes para ambos os tipos de solo devido pouca variação de área relativa assim como de FC. A modelagem da expansão da cana-de-açúcar não prevê ocupação de neossolo neste bioma.

Figura 16 – Impactos na PBP devido ao uso da terra por cana-de-açúcar em 2019, na UGRHI Tietê-Jacaré

Fonte: Elaborado pela autora

A partir da figura evidenciam-se os valores negativos de estoque de carbono referentes à ocupação por cana em área de latossolos no bioma cerrado, representando um acréscimo de carbono em 56,85% da área já que, como mencionado, os FC segundo este modelo representam danos ao sistema e, portanto, valores negativos referem-se ao acúmulo de carbono orgânico. Segundo Souza, Marcelo e Centurion (2012), as gramíneas, como é o caso da cana-de-açúcar, apresentam efeito rizosférico intenso devido ao seu abundante sistema radicular que libera nutrientes e contribui para a formação da matéria orgânica no solo ao se decompor, favorecendo assim, a estocagem de carbono orgânico. Para Santos (2007), quanto

maior a quantidade de argila, maior o estoque de carbono no solo, fato este que explica seu acréscimo em relação à área de referência apenas no latossolo e não nos demais solos, pois os valores de SOC para cana-de-açúcar utilizados para o cálculo de ΔC , referem-se a um latossolo com 682 g Kg⁻¹ de argila, enquanto que o argissolo e neossolo apresentavam 141 e 177 g Kg⁻¹, respectivamente (LUCA et al., 2008). Neste caso, a textura do solo apresenta-se como um importante fator, já que há uma correlação positiva entre o teor de argila e estoque de carbono no solo (MELO, 2003). Estes fatores juntamente com a utilização de colheita mecanizada pode explicar este acréscimo de carbono orgânico no latossolo em relação ao cerrado, já que a palhada deixada no solo após a colheita proporciona, segundo o estudo de Luca et al. (2008), um incremento de 1,66 t ha⁻¹ de C durante as três primeiras colheitas. Teixeira (2011) ainda apresenta que as características típicas do cerrado como menor aporte de biomassa fresca e maior taxa de mineralização, associada a um solo de baixa fertilidade, pode explicar este acréscimo.

Já os demais valores de FC em neossolo e argissolo do cerrado e argissolo e latossolo em mata atlântica seguem as tendências de redução de SOC de cultivos em relação à vegetação nativa, como apontado por Mello (2014) e Santo; Damalco e Denardin (2007).

5.1.2. Impactos devido à conversão de pastagem para cana-de-açúcar em um cenário de oito anos de expansão

Igualmente ao cálculo dos impactos relacionados à ocupação, para a determinação dos impactos devido à transformação dos usos da terra de pastagem para cana decorrentes da expansão desta cultura, multiplicou-se os FC pelas áreas. A área de pastagem na qual ocorrerá a expansão totaliza 3905,75ha. Os valores referentes a cada ano em relação ao tipo de solo e bioma estão apresentados na tabela 9.

Tabela 9-Áreas de expansão da cana-de-açúcar ano a ano sobre área de pastagem no bioma cerrado e mata atlântica no período de 2012 a 2019.

Período	Tipo de solo	Cerrado	Mata Atlântica
		Área (m ²)	Área (m ²)
2012/2013	Latossolo	2.252.500	580.000
	Argissolo	1.110.000	972.500
2013/2014	Latossolo	3.435.000	470.000
	Argissolo	627.500	1.377.500
2014/2015	Latossolo	3.220.000	272.500
	Argissolo	740.000	892.500
2015/2016	Latossolo	3.257.500	370.000
	Argissolo	1.237.500	630.000
2016/2017	Latossolo	2.602.500	420.000
	Argissolo	2.190.000	1.137.500
2017/2018	Latossolo	2.045.000	362.500
	Argissolo	1.907.500	1.397.500
2018/2019	Latossolo	1.817.500	310.000
	Argissolo	2.090.000	1.330.000
	Neossolo	2.500	-

Fonte: Elaborado pela autora

As figuras 17 e 18 apresentam os impactos decorrentes desta conversão em cada bioma. Os impactos estão representados em Kg C ano m² retirados (valores positivos) ou acrescentados ao solo (valores negativos) a partir da mudança de uso. Para fins de interpretação e modelagem, considera-se que mudança de estoque ocorre instantaneamente após a transformação (MILÀ I CANALS et al.; 2007).

Figura 17-Impacto na PBP decorrente da conversão do uso de pastagem para cana no bioma cerrado, no período de 2012 a 2019, na UGRHI Tietê-Jacaré.

Fonte: Elaborado pela autora

Figura 18-Impacto na PBP decorrente da conversão do uso de pastagem para cana no bioma mata atlântica, no período de 2012 a 2019, na UGRHI Tietê-Jacaré.

Fonte: Elaborado pela autora

Por meio das figuras pode-se observar a influência dos biomas nos estoques de carbono no solo mostrando a importância de se trabalhar com esse tipo de diferenciação, como já apontado por Milà i Canals; Rigarlsford e Sim (2013), ao aplicarem esta categoria de impacto a um estudo de caso da produção de margarina no Reino Unido. Os próprios autores apontam a necessidade de se estudar níveis mais refinados de diferenciação biogeográfica para que seja proporcionada maior informação para tais estudos, quando viáveis. No caso do presente estudo foi possível realizar esta diferenciação geográfica mencionada por meio da

identificação de valores de SOC específicos em áreas de cerrado e mata atlântica na UGRHI Tietê-Jacaré apresentando, assim, resultados distintos de AICV.

Observa-se que em áreas de cerrado obteve-se valores negativos, representando um acréscimo de carbono orgânico no solo devido a conversão de um uso para outro, enquanto que nas áreas de mata atlântica ocorreu retirada deste elemento, representado por valores positivos. Isso ocorre devido aos valores de estoque de carbono encontrados na literatura para ambos os tipos de uso do solo, onde a pastagem apresenta maiores valores em relação à cana em áreas de mata atlântica e o oposto ocorre em áreas de cerrado. De acordo com o método utilizado para o cálculo, a área de referência oferece forte influência nos resultados, o que explica tal diferença entre as áreas transformadas em cada bioma, uma vez que o aporte de matéria orgânica em solos sob mata atlântica assim como a biomassa aérea inerente a este bioma resulta em valores maiores de SOC quando comparado ao cerrado, fato este que influenciam na quantidade deste elemento nos tipos de uso.

Ressalta-se que a manutenção do estoque de carbono no solo cultivado é intrínseca ao tipo de manejo do solo e às culturas, que também interferem, de forma incontestável, na qualidade dos recursos hídricos inseridos no contexto das bacias hidrográficas dos ecossistemas envolvidos (LAL, 2004). Dessa forma, os resultados obtidos tanto para os impactos devido à ocupação, quanto para os impactos devido à transformação, estão diretamente relacionados aos pressupostos do estudo apresentados anteriormente, sendo assim, necessário atentar para possíveis variações de valores envolvendo escolhas de outros tipos de manejo ou práticas conservacionistas para a cana ou pastagem, como por exemplo, o plantio direto, no qual observou-se que a adoção desse sistema favorece a agregação do solo aumentando, conseqüentemente, o acúmulo de carbono em solos brasileiros (MADARI et al., 2005). Tais escolhas poderiam apontar resultados diferentes dos apresentados por este estudo acarretando em cenários mais positivos ou negativos dos aqui encontrados.

Outro fator limitante desta abordagem é a adoção do 1º nível categórico de classificação dos solos, pois cada ordem possui ao menos seis divisões segundo características específicas de cada solo e que possuem correlações distintas com o estoque de carbono, portanto, sua generalização pode acarretar em perda de informações em determinadas áreas presentes na região.

Vale destacar que tais resultados pressupõem certo grau de homogeneidade entre o tipo de vegetação das áreas de referência, não considerando a influência de um bioma em outro nas áreas de ecótono assim como os diferentes estágios de sucessão vegetativa dos mesmos, o que certamente poderia influenciar nos resultados finais devido às variações no

estoque de carbono no solo de cada estágio. Porém, o modelo aqui apresentado não permite tal distinção além de haver a dificuldade na obtenção destes dados para uma área extensa como a UGRHI Tietê-Jacaré.

Ainda, o cálculo do tempo de regeneração para impactos relacionados à transformação constitui um desafio na ACV, sendo que o conhecimento sobre o cálculo destes para os ecossistemas dentro da paisagem utilizada é limitado ou dificilmente disponível (PAVAN, 2014). Brandão; Milà i Canals (2013) não apresentam em seu modelo a fonte ou cálculo utilizado para o t_{reg} , sendo aqui empregado o raciocínio lógico para se compreender o modo como tais valores foram estabelecidos, o que pode levar a um elevado grau de incerteza em relação a este método.

Os resultados permitem verificar a relevância desta categoria ao constatar que está diretamente relacionada a vários processos ecológicos e de produtividade agrícola, assim como sua relação com outras categorias de impacto, como, por exemplo, o Potencial de Regulação da erosão (SAAD, KOELLNER, MARGNI (2013), já que este processo é, segundo Machado (2005), um dos principais relacionados à perda de carbono no solo. Além disso, as emissões de gases do efeito estufa (GEE) devido às modificações dos usos da terra provêm das alterações do estoque de carbono, seja do solo, da biomassa ou matéria orgânica morta, que provocam suas emissões (GRISOLI, 2011). A compactação do solo devido ao uso por máquinas pesadas na agricultura pode, também, acarretar em diversos impactos à fertilidade física do solo por meio da redução da porosidade e afetação da infiltração da água e no desenvolvimento de raízes, fatores que contribuem para a redução do potencial de produção biótica e devem, portanto ser levados em consideração em futuras avaliações. Destaca-se, então a necessidade de a AICV considerar outras categorias de impacto e mecanismos ambientais de forma a buscar o princípio da completeza inerente à técnica de ACV.

5.2.Potencial de regulação da erosão

Os Fatores de caracterização calculados a partir da EUPS (WISCHMEIER; SMITH, 1978) e do modelo de caracterização para impactos de ocupação e transformação dos usos da terra segundo as equações 7 e 8 para a categoria de impacto Potencial de Resistência à erosão estão apresentados nas tabelas 10 e 11 e nas figuras 19 e 20.

Tabela 10-FC para PRE considerando a ocupação da terra por cana-de-açúcar

FC ocupação (t/(ha.ano))		
Tipo de solo	Cana em cerrado	Cana em M.A.*
Neossolo Litólico Eutrófico	0,34	0,35
Neossolo Quartzarênico órtico	0,39	0,39
Argissolo Vermelho amarelo Distrófico	0,45	0,45
Latossolo vermelho Álico	0,16	0,16
Latossolo vermelho-amarelo Álico	0,16	0,17

*M.A. = Mata Atlântica

Fonte: Elaborado pela autora

Figura 19: Distribuição espacial dos FC para os impactos de ocupação da categoria Potencial de Regulação da Erosão na UGRHI 13 considerando a expansão da cana de 2011 a 2019

Fonte: Elaborado pela autora

Tabela 11-FC para PRE considerando a conversão do uso de pastagem para cana-de-açúcar

FC transformação (t/(ha.ano))		
Tipo de solo	Cerrado	M.A.*
Neossolo Litólico Eutrófico	0,08	0,03
Neossolo Quartzarênico órtico	0,10	0,03
Argissolo Vermelho amarelo Distrófico	0,14	0,04
Latossolo vermelho Álico	0,01	0,002
Latossolo vermelho-amarelo Álico	0,02	0,01

*M. A. = Mata Atlântica

Fonte: Elaborado pela autora

Figura 20: Distribuição espacial dos FC para a conversão de pasto para cana considerando a categoria Potencial de Regulação da Erosão e a expansão da cana de 2011 a 2019

Fonte: Elaborado pela autora

A partir das tabelas pode-se observar que os FC para ocupação variam de 0,16 a 0,45 t/(ha.ano) de solo erodido, sendo que os maiores valores ocorrem no argissolo vermelho-amarelo em ambos os biomas e os menores em latossolo vermelho para ambos os biomas e

latossolo vermelho-amarelo em cerrado. A figura 19 permite verificar a distribuição espacial destes FC os quais apresentam a diminuição da resistência à erosão em todo o território.

Em relação aos FC de transformação, os valores variam de 0,002 a 0,14 t/(ha.ano), sendo o maior valor referente ao argissolo em área de cerrado e o menor em latossolo vermelho em área de mata atlântica, como apresentado pela tabela 11 e figura 20, a qual demonstra a distribuição destes fatores ao longo das áreas de expansão da cana na bacia. Maiores taxas de erosão são esperadas em áreas onde há ocorrência de argissolos já que estes são solos de alta susceptibilidade à erosão, devido à relação textural presente nos mesmos, que implica em diferenças de infiltração dos horizontes superficiais e subsuperficiais (ANDRADE et al., 2011; ZARONI; SANTOS, 2006). O oposto ocorre com os latossolos, já que a erosão é extremamente influenciada pela granulometria e estabilidade de agregados do solo. Isso significa que a erodibilidade tende a diminuir conforme há incremento dos teores de argila (NUNES; CASSOL, 2011 e SILVA, 1997) o que pode explicar os menores valores de perda de solo encontrados neste tipo de solo em ambas as intervenções.

5.2.1. Impactos da ocupação da terra por cana-de-açúcar segundo projeção para o ano de 2019

Os FC apresentados na tabela 11 foram multiplicados pelas respectivas áreas a fim de se obter o impacto no Potencial de Regulação da erosão da ocupação da terra por cana-de-açúcar assumindo-se um cenário de expansão de oito anos dessa cultura. Considerando a área total de expansão da cana, 40,85% desta ocorrerá em latossolo vermelho sob cerrado, 16% em latossolo vermelho-amarelo, 21,3% em argissolo vermelho-amarelo, 0,002% e 0,02% em neossolo litólico e neossolo quartzarênico, respectivamente. Já em área de mata atlântica a expansão ocorrerá apenas nos latossolos e argissolo, representando 10,1% em latossolo vermelho, 0,30% em latossolo vermelho-amarelo e 11,43% em argissolo vermelho-amarelo. A figura 21 apresenta os resultados desta avaliação.

A figura nos permite observar a magnitude do impacto referente ao Potencial de regulação à erosão. Apesar das taxas de erosão da cana serem consideradas toleráveis quando comparadas à área de referência segundo Stone e Hilborn (2012), estima-se que há uma perda total de solo devido à expansão da cana-de-açúcar na UGRHI Tietê-Jacaré para o ano de 2019 de 26.220,24 toneladas por ano que, somada à área desta cultura já existente anteriormente (468.329ha) (GOMES, 2013) pode atingir valores significativos de perda de fertilidade do

solo e consequentemente demanda por métodos de correção e no encarecimento da produção assim como afetar corpos hídricos devido à deposição dos sedimentos carregados.

Figura 21-Impacto no Potencial de Regulação da Erosão decorrente da ocupação da terra por cana-de-açúcar em 2019, na UGRHI Tietê-Jacaré

Fonte: Elaborado pela autora

5.2.2. Impactos devido à conversão do uso da terra de pastagem para cana-de-açúcar em um cenário de oito anos de expansão

Igualmente ao cômputo dos impactos relacionados à ocupação, para a determinação dos impactos devido à transformação dos usos da terra de pastagem para cana decorrentes da expansão desta cultura, multiplicou-se os FC pelas áreas. A área de pastagem na qual ocorreu a expansão totaliza 3905,75ha em 2019. Os valores referentes a cada ano em relação ao tipo de solo e bioma encontram-se no Apêndice IV. As figuras 22 e 23 apresentam os impactos de acordo com a expansão em cada bioma.

Figura 22-Impacto no Potencial de Regulação da Erosão decorrente da conversão do uso de pastagem para cana no bioma cerrado, na UGRHI Tietê-Jacaré

Fonte: Elaborado pela autora

Figura 23-Impacto no Potencial de Regulação da Erosão decorrente da conversão do uso de pastagem para cana no bioma mata atlântica, na UGRHI Tietê-Jacaré

Fonte: Elaborado pela autora

É possível observar que quando se trata da conversão dos usos da terra de pastagem para o cultivo de cana-de-açúcar, tal dinâmica não é favorecida quando se trata da resistência à erosão tanto para áreas pertencentes ao bioma cerrado, quanto para as pertencentes ao bioma mata atlântica, já que as figuras 22 e 23 apontam que esta conversão causa perda de solo (representada pelos valores positivos). Segundo Netto (2008), em áreas onde há risco de erosão é aconselhável o uso da terra para pastagens, uma vez que estas podem contribuir com a qualidade do solo por proporcionar proteção à superfície do terreno por serem grandes depositantes de matéria orgânica e assim, beneficiarem a estrutura do solo. Desta forma, tal resultado pode ser explicado devido ao sistema radicular das gramíneas das pastagens, como a braquiária, que favorece a agregação do solo e consequentemente, auxilia na redução da erosão.

Os valores de FC e seus respectivos impactos calculados para ambas as intervenções indicam que há perda de solo por erosão hídrica tanto para ocupação, quanto para transformação, já que valores positivos indicam danos ao sistema. Isso significa que o uso da terra por cana-de-açúcar acarreta na diminuição da resistência à erosão quando comparado a uma área com vegetação nativa de cerrado ou de mata atlântica, como era de se esperar, visto que a cobertura por vegetação nativa possui papel indiscutível no controle da erosão (ALBUQUERQUE et al., 2002; BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990 e SKORUPA, 2003) e portanto, sua modificação para cultivos agrícolas, principalmente monoculturas, acarretam em mudanças na produção e transporte de sedimentos. O mesmo pode ser observado quando se trata da transição do uso da terra de pastagem para cana-de-açúcar. Apesar de ocorrer em proporções menores do que em relação à vegetação nativa, observa-se que há certa diminuição da qualidade do solo no que concerne à resistência à erosão devido à transição de áreas de pastagem para cana.

A resistência à erosão encontra-se diretamente relacionada com a tolerância de perda de solo, a qual reflete a perda máxima de solo que se pode admitir para que a produtividade da terra seja mantida (BERTONI, LOMBARDI NETO; 1990). A tabela 12 apresenta as taxas de tolerância segundo Stone; Hilborn (2012).

Tabela 12-Taxas de tolerância de perda de solo

Classe de erosão do solo	Potencial de perda de solo (t/ha/ano)
Muito baixa (tolerável)	<6,7
Baixa	6,7-11,2
Moderada	11,2-22,4
Alta	22,4-33,6
Severa	>33,6

Fonte: Stone e Hilborn (2012).

A tabela 12 nos permite observar que apesar de haver perdas de solo, em todos os casos apresentados, seja ocupação ou transformação dos usos da terra para cana-de-açúcar, esta perda encontra-se dentro dos limites toleráveis para manter a fertilidade do solo. Vale ressaltar que estes resultados referem-se apenas à quantidade de solo perdido e, portanto, uma efetiva avaliação dos efeitos do cultivo da cana-de-açúcar e da transição de áreas de pastagem para esta cultura na qualidade do solo, deve incluir outros serviços dos ecossistemas. Além disso, quanto maior a área cultivada com monocultura em uma bacia, maiores serão as taxas de erosão, havendo consequente perda de fertilidade do solo da mesma, sendo sempre necessária a adoção de práticas conservacionistas como o plantio direto, sistemas agroflorestais, entre outros, já que esses são conhecidos como métodos de aumento da resistência do solo à erosão (IZIDORIO et al., 2005). Além disso, parte dos sedimentos carregados e decorrentes dos processos de erosão pode contribuir para o assoreamento dos corpos hídricos da bacia, afetando a disponibilidade de água e a qualidade dos mesmos.

Os baixos valores de perda de solo encontrados podem ser atribuídos à baixa inclinação do terreno em sua maior extensão, gerando um baixo valor médio de LS. Resultados semelhantes foram obtidos por Civit et al., (2013) ao aplicarem a EUPS em uma ACV em campos de cultivos da Argentina e Espanha, obtendo valores de perda de solo menores que 1 t/(ha.ano) nas áreas com baixa declividade ao acessar impactos de desertificação. Ingwersen et al. (2012) também concluíram que o principal fator de influência de perda de solo em uma ACV de plantações de abacaxi na Costa Rica foi o fator topográfico.

5.3.Biodiversidade – Indicador hemerobia

Como apresentado anteriormente, a aplicação para a categoria de impacto biodiversidade se deu de forma diferenciada das demais devido à dificuldade na obtenção de dados que permitissem a avaliação específica ao local dos efeitos sobre a biodiversidade da expansão da cana-de-açúcar na área de estudo. Desta forma, para este indicador não foi possível calcular fatores de caracterização específicos optando-se assim, por utilizar os valores já apresentados por Brentrup et al. (2002). Segundo a classificação de usos da terra apresentada por esses autores o cultivo de cana-de-açúcar enquadra-se na classe “uso agrícola intensivo” e possui fator de caracterização igual **0,8**, ou seja, segundo o conceito de hemerobia, cultivos intensivos apresentam 80% de potencial de degradação natural (PDN) em relação a uma área sem intervenções humanas. A figura 24 apresenta os resultados dos impactos de ocupação calculados a partir da equação 12, a área relativa em relação à prioridade para incremento da conectividade e o bioma em que ocorrem.

Figura 24-Impactos potenciais da expansão da cana-de-açúcar na biodiversidade utilizando o indicador hemerobia

Fonte: Elaborado pela autora

Por meio da figura 24 é possível observar que ocorrerão impactos potenciais nas classes de prioridade de 1 a 6, sendo os impactos relativos à classe 7 imperceptíveis na figura, por representarem apenas 0,1% dos impactos totais. Não ocorrerão impactos na classe de prioridade 8. A maior parte dos impactos potenciais na biodiversidade devido à utilização do

solo por cana-de-açúcar na UGRHI Tietê-Jacaré, ocorrerá em áreas que representam um grau relativamente baixo de prioridade para incremento da conectividade (prioridades 1 e 2), sendo representada por 61,5% da área total e referem-se a áreas onde não há espécies altamente prioritárias para conservação e/ou que estejam em paisagens de fragmentos pequenos e com baixa conectividade. Desta forma, as áreas que possuem maior probabilidade de afetar negativamente a biodiversidade, segundo o indicador hemerobia, e que são representadas pelas áreas onde ocorre maior expansão da cana, segundo o modelo de Gomes (2013), podem ser consideradas áreas que não apresentam riqueza muito elevada de espécies assim como uma paisagem relativamente desfavorável para o incremento da conectividade.

Apesar disso, destaca-se o potencial impacto em área de cerrado determinada como prioridade 5 para conectividade. Representando 17,8% da área total, possui características importantes para a conservação da biodiversidade na UGRHI devendo, assim, serem utilizadas para averbação de reservas legais, RPPN ou outras ações de conservação e restauração, a fim de preservar a importante biodiversidade e características da paisagem.

As áreas de expansão que ocorrem em regiões com maior prioridade para o incremento da conectividade, com valores acima de 4, ocorrem em sua maioria no bioma cerrado, representando 26,9% da área total sendo bastante representativo, ao passo que no bioma Mata Atlântica ocorre em apenas 1,1% da área total. Considerando os níveis alarmantes de degradação do bioma cerrado e sua importância para biodiversidade brasileira, torna-se essencial a consideração de ações para a preservação das áreas com espécies relevantes para a conservação destes ecossistemas. Essas áreas estão, em sua maioria, representadas como áreas adequadas com restrições ou adequadas com limitações pelo Zoneamento Agroambiental da cana-de-açúcar no estado de São Paulo por envolverem outros fatores além do grau de prioridade para incremento da conectividade, tais como a presença de Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPI) e áreas de alta vulnerabilidade de águas subterrâneas. Assim, os resultados aqui apresentados possibilitam a realização de estudos mais aprofundados a respeito da expansão da cana nessas regiões, podendo ser utilizados como ações preventivas no planejamento territorial da região, tendo em vista o cenário previsto de expansão dessa monocultura.

A avaliação de impactos sobre a biodiversidade é um assunto complexo e, portanto, vários fatores devem ser levados em consideração. Geyer et al. (2010b) ao aplicarem o indicador hemerobia ressaltam que o mesmo possui uma conceituação plausível ao relacionar as atividades humanas ao nível de influência de tais atividades na biodiversidade, porém, este conceito não oferece um mecanismo ambiental que permita a correlação entre dados de

inventário e a categoria *endpoint*, representada pela perda de biodiversidade. Dessa forma, vários outros parâmetros tais como as atividades específicas de manejo empregadas e utilização de insumos que possam afetar a diversidade de espécies devem ser levados em consideração. A importância de se diferenciar os ecossistemas de referência sob os quais a avaliação está sendo conduzida torna-se evidente com os resultados apresentados e são indispensáveis, uma vez que podem apresentar respostas diferentes de acordo com os diferentes tipos de usos.

Apesar de oferecer informações relevantes a respeito das influências das atividades humanas no meio ambiente natural, incluindo o potencial impacto na biodiversidade decorrente dessas atividades e de ser um indicador simples e de fácil aplicação, observa-se que tal indicador não apresenta consistência para a avaliação de impactos na biodiversidade em escala local, uma vez que não considera informações relevantes que envolvem os impactos sobre a biodiversidade, tais como as características específicas do meio afetado assim como a composição das espécies e sua distribuição no território. Quando utilizado em conjunto com outras ferramentas, tais como o mapa de prioridade para incremento da conectividade, este indicador pode ainda proporcionar algumas informações para avaliações que não exijam altos níveis de detalhamento, porém, deve-se atentar para as limitações inerentes a ele.

5.4.Biodiversidade-Indicador riqueza de espécies ameaçadas de extinção

Considerando a riqueza de espécies ameaçadas de extinção segundo o trabalho de Gomes et al. (2013) para a área de estudo, realizou-se o cálculo dos fatores de caracterização (FC) tendo como base a equação 13 e em seguida, a ponderação dos mesmos baseando-se nas classes de prioridade para incremento da conectividade. Os resultados do FC encontram-se apresentados na tabela 13.

Tabela 13-FC para a categoria biodiversidade tendo como indicador a riqueza de espécies ameaçadas de extinção

Nº de espécies ameaçadas na UGRHI 13	Classe de prioridade	FC	FC Ponderado
26	1	0,82	0,82
	2	0,82	1,63
	3	0,82	2,45
	4	0,82	3,26
	5	0,82	4,08
	6	0,82	4,89
	7	0,82	5,70
	8	0,82	6,52

Fonte: Elaborado pela autora

Observa-se que devido à consideração da área de coleta de dados das espécies como um único tipo de uso (ou habitat), sendo este as áreas nas quais ocorrerá expansão da cana, os valores de FC para esta categoria são iguais, sendo diferenciados, portanto, de acordo as classes de prioridade para incremento de conectividade por apresentarem informações acerca da significância dessas áreas em termos de biodiversidade. Dessa forma, os valores de FC após a ponderação dos dados são proporcionais ao grau de prioridade, sendo assim, pressupõe-se que em áreas onde a prioridade para incremento da conectividade é alta, há maior ocorrência de espécies ameaçadas de extinção e, conseqüentemente os impactos sobre essas áreas são mais significativos.

Nota-se que tais pressupostos são necessários considerando a disponibilidade de dados relativos à biodiversidade na área de estudo e, por isso, possuem várias limitações como o fato de não considerar os demais critérios utilizados para a elaboração de tais mapas, como, por exemplo, questões relativas à raridade de espécies, endemismo ou questões acerca de métricas de paisagens. Ressalta-se, portanto, que a metodologia aqui empregada não possui a intenção de estimar a quantidade de espécies reais ameaçadas de extinção nas áreas estudadas, mas sim, demonstrar a importância destas áreas, nas quais ocorrerá expansão da cana-de-açúcar, em termos de seu valor para a conservação da biodiversidade.

A partir do cálculo dos FC foi possível a determinação dos impactos potenciais na biodiversidade de espécies ameaçadas de extinção em relação à projeção de expansão da cana para 2019 e para cada ano de expansão (2012-2019), segundo cada classe de prioridade para

conectividade e em relação ao bioma ao qual pertencem. A Figura 25 apresenta os resultados desta avaliação para o ano de 2019.

Observa-se que, com exceção da classe de prioridade 2, os impactos mais significativos ocorrem em áreas de cerrado (74,9%). Destaca-se a ocorrência dos mesmos em áreas de cerrado com classe 5 de prioridade para a conectividade, sendo considerada uma classe de prioridade alta e que, portanto, merece atenção especial ao serem utilizadas como base para o planejamento. Nota-se que ao inserir estas informações acerca da prioridade para conectividade e a ponderação dos FC baseadas nas mesmas, os impactos deixam de estar diretamente relacionados apenas à área expandida, como ocorre com o indicador hemerobia, e passam a considerar também a importância de tais áreas para a biodiversidade, principalmente no que concerne a presença de espécies ameaçadas.

Figura 25-Impactos Potenciais na Biodiversidade decorrentes da expansão da cana-de-açúcar no ano de 2019.

Fonte: Elaborado pela autora

De acordo com a figura 25 é possível verificar que não há impactos sobre a biodiversidade em áreas com prioridade 6, 7 e 8 para conectividade no bioma mata atlântica, sendo este um fato positivo ao considerar que estas áreas apresentam características importantes para a conservação. Porém, quando se trata do bioma cerrado observa-se que, com exceção da classe 8, ocorrem impactos em todas as classes de prioridade com destaque para a 5. Além disso, como já dito anteriormente, o impacto sobre a área de cerrado com

prioridade 5 para a conectividade merece atenção especial uma vez que grande parte da expansão ocorrerá nestas áreas. Segundo (RODRIGUES; BONONI, 2008), a restauração da vegetação nativa nestas regiões, formando corredores entre fragmentos de vegetação e entre estes e Unidades de Conservação, possibilitará o fluxo gênico entre populações de plantas e animais, contribuindo para a conservação da biodiversidade. Estes fatores devem, portanto, ser considerados nas avaliações de impacto ambiental e processo de licenciamento de futuros empreendimentos sucroalcooleiros sejam eles novos ou ampliações de empreendimentos já existentes, assim como podem orientar a priorização de áreas para os programas de recuperação de áreas degradadas, de reflorestamentos.

De modo a verificar os impactos ao longo de todos os anos nos quais projetou-se a expansão da cana-de-açúcar na área de estudo, as figuras 26 e 27 apresentam tais resultados de acordo com os biomas de ocorrência de cada área.

Figura 26 - Impacto Potencial na riqueza de espécies ameaçadas de extinção sobre as áreas prioritárias para incremento da conectividade em área de cerrado nos anos 2012 a 2019

Fonte: Elaborado pela autora

Figura 27-Impacto Potencial na riqueza de espécies ameaçadas de extinção sobre as áreas prioritárias para incremento da conectividade em área de mata atlântica nos anos 2012 a 2019

Fonte: Elaborado pela autora

Observa-se que, segundo a modelagem de expansão, as tendências podem ser consideradas as mesmas ao longo dos anos, nos quais o maior impacto ocorre nas áreas classificadas com prioridade 5 para incremento da conectividade no bioma cerrado e classificadas com prioridade 2 no bioma mata atlântica.

As informações obtidas são úteis, ainda, para verificar as relações com outros atributos ambientais de interesse presentes na área de estudo. No limite, a regionalização dos impactos impõe à ACV considerar outros fatores de modo a integrar a sua relevância ambiental para o contexto em que os impactos sobre a biodiversidade deverão ocorrer.

A figura 28 apresenta a distribuição as áreas expandidas de acordo com o horizonte temporal de projeção (8 anos), as classes de prioridade para incremento da conectividade e sua distribuição pelos biomas de ocorrência, municípios, unidades de conservação e as áreas de vulnerabilidade de aquíferos presentes na área de estudo.

Figura 28-Projeção das áreas de expansão da cana para o ano de 2019 de acordo com as áreas prioritárias para incremento da conectividade

Fonte: Elaborado pela autora

É possível observar a distribuição das áreas ao longo na bacia. Observa-se que a maior parte da expansão ocorrerá na região norte e noroeste da mesma em áreas com prioridade 1 e 2 para incremento da conectividade representas por ambos os biomas. A maior taxa de expansão ocorre nos municípios de Bauru, Iacanga, Arealva e Tabatinga (destacados no mapa) com taxas de 325,91%, 115,40%, 159,83% e 115,40%, respectivamente em relação ao ano de 2011, porém com prioridades 1 e 2 para conectividade indicando, assim, que as áreas com maior taxa de expansão desta cultura acarretará em impactos potenciais na biodiversidade de espécies ameaçadas de extinção menos significativos. Por outro lado, os impactos sobre as áreas de alto interesse para a biodiversidade mostram-se altamente relevantes, e devem ser levados em consideração de modo diferenciado ao serem integrados a uma ACV. A expansão da cana tende a ocorrer em áreas de pastagens ou classificadas como outros (usos não identificados), mas que apresentam alto grau de antropização, portanto, pode-se atribuir parte destes impactos aos usos anteriores à cana. Assim, para que esta avaliação apresente maior precisão torna-se necessário o conhecimento do histórico de ocupação da terra e realização de alocações para determinar a influência de cada uso sobre a biodiversidade.

Como já discutido anteriormente, a questão da alocação dos impactos relacionados aos usos da terra na ACV ainda é assunto de debate (LIU et al., 2010; MILÀ I CANALS et al., 2007) e por isso, muitas vezes não é abordado por alguns estudos (LIU et al., 2010; SAAD; KOELLNER; MARGNI, 2013; SCHMIDT; WEIDEMA; BRANDÃO, 2015). Este fator está diretamente relacionado aos impactos de transformação da terra e à situação de referência utilizada. Tratando-se dos impactos relacionados à qualidade do solo como, por exemplo, a produção biótica, utilizam-se algumas abordagens de alocação como a alocação dos impactos para os primeiros 20 anos de ocupação (BRANDÃO; MILÀ I CANALS, 2013) ou este problema pode ser solucionado por meio da utilização da abordagem consequencial. Pelo fato de ainda não haver consenso a respeito de questões de alocação dos impactos relacionados aos usos da terra, no presente estudo optou-se por não aplicar nenhum tipo de alocação.

Tratando-se das áreas com importância alta e muito alta para a biodiversidade, representados por valores entre 4 e 7, verifica-se que estas classes representam 28% da área total de expansão e ocorrem próximas a outros usos da terra como plantações de citros, reflorestamento e fragmentos de vegetação nativa e portanto, são áreas significativamente mais importantes para conservação da biodiversidade por facilitarem a implementação de ações de conservação e formação de corredores ecológicos. Estas áreas encontram-se principalmente nos municípios de Brotas, Ribeirão Bonito, Boa esperança do Sul, Bocaina e Trabiju, municípios estes nos quais ocorrerá um aumento total de 120,37% de áreas plantadas com cana-de-açúcar em 2019 em relação à área plantada em 2011. Observa-se, portanto, que há uma tendência maior de expansão desta monocultura em áreas com menor interesse para ações de restauração e conservação da biodiversidade.

Além de apresentarem aspectos biológicos e de paisagem importantes em termos de biodiversidade, grande parte destas áreas encontram-se ainda sobre áreas de alta vulnerabilidade de aquíferos, como pode ser observado na figura 28. Estas áreas são definidas em termos de risco de contaminação frente às atividades antrópicas existentes, as quais são classificadas segundo seu potencial de ameaça à qualidade da água subterrânea (SÃO PAULO, 2002). Esta definição permite a caracterização e a classificação do risco de contaminação dos aquíferos, identificando as áreas mais críticas onde devem ser conduzidos monitoramento e estudos mais detalhados. As áreas que apresentam estas características de vulnerabilidade no que concerne ao impacto potencial na biodiversidade assim como aspectos físicos do meio devem ser levados em consideração para o planejamento da cultura de cana-

de-açúcar e suas possíveis áreas de expansão, visto que comprovadamente esta cultura pode levar a impactos em diversas categorias além das aqui avaliadas.

Em relação ao indicador utilizado observa-se que o indicador baseado na riqueza de espécies ameaçadas de extinção oferece maior respaldo para tomada de decisão ao considerar os dados relativos às espécies e os usos nas quais ocorrem, sendo significativamente mais consistente em relação ao indicador hemerobia utilizado para a análise anterior.

No que tange o modelo, pode-se observar que diferentemente dos demais relacionados aos usos da terra Geyer et al. (2010b) não consideram a questão temporal assim como não incluem os impactos devido à transformação da terra de um uso a outro, apresentando apenas os impactos inerentes à cada tipo de uso, ou seja, apesar de trabalhar com cenários de expansão, não são avaliadas as modificações em relação ao uso anterior. Por este mesmo motivo o modelo apresenta um conceito diferenciado de situação de referência para a avaliação. Como observado, não utiliza a riqueza potencial de espécies em uma área ocupada com a vegetação nativa (VNP), por exemplo, mas sim o valor total de espécies aptas a ocorrerem nos habitats (ou tipos de usos) definidos, ou seja, os impactos não são avaliados em relação a uma situação de referência, mas sim à quantidade de espécies que ocorrem em determinado habitat em relação ao potencial de ocorrência. Para que a questão temporal fosse avaliada houve, portanto, a necessidade de inclusão dos mapas de expansão ano-a-ano de forma a verificar os impactos em cada ano de ocupação no horizonte temporal de projeção dos cenários. Ressalta-se, porém, que os impactos potenciais na biodiversidade devido à transformação de um uso a outro não foi considerada.

Como já discutido anteriormente os dados sobre a biodiversidade para a área de estudo que estão disponíveis não se apresentam da mesma forma como as utilizadas pelos autores (matriz de aptidão de habitats) dificultando, assim, a adaptação do modelo sendo necessária a utilização de pressupostos e estimativas que não representam os dados reais tanto no que tange à riqueza de espécies em geral quanto a riqueza de espécies ameaçadas de extinção.

O estado de São Paulo possui extensa base de dados de ocorrência e frequência de determinadas espécies, dados estes que foram utilizados para a elaboração do mapa contendo a prioridade para incremento da conectividade e outros mapas-síntese. Apesar disso, tais dados possuem algumas limitações como erros referentes à localização ou nomenclatura das espécies, assim como não permitem retirar informações acerca da área de vida ou ocorrência de acordo com os diferentes tipos de usos do solo. Para que tais mapas fossem elaborados, o Programa Biota Fapesp contou com o auxílio de dezenas de especialistas nas diferentes

classes taxonômicas além de um banco de dados consolidado contendo as informações sobre localização e nomenclatura corrigidos denominado “Biota Georreferenciada do Estado de São Paulo” (RODRIGUES; BONONI, 2008) o qual poderia acrescentar informações importantes que poderiam permitir uma avaliação de impacto do ciclo de vida mais refinada para esta categoria de impacto no estado de São Paulo como um todo. Porém, este banco de dados corrigido não se encontra disponível ao público em geral o que representa dificuldades em relação ao acesso a informações de qualidade em relação à biodiversidade.

No que tange à categoria biodiversidade vale destacar a complexidade deste tema e a possibilidade das avaliações específicas ao local de acrescentarem outros atributos da área de estudo, como os aqui apresentados, e utilizando dados disponibilizados pelos diversos órgãos governamentais e de pesquisas a respeito do meio físico e biológico da área que está sendo trabalhada, havendo a possibilidade de expandir os horizontes da interpretação das avaliações.

Por fim, destaca-se que apesar da biodiversidade ser umas das categorias mais exploradas quando se trata das questões dos usos da terra na ACV, este tema ainda encontra-se em fase de desenvolvimento, não havendo um consenso sobre a melhor forma de se considerar tais impactos neste tipo de estudo justamente por tratar-se de um assunto extremamente complexo. Portanto, entende-se que os modelos de caracterização de impactos desenvolvidos para biodiversidade ainda carecem de maior desenvolvimento de modo a minimizar as incertezas relacionadas às simplificações necessárias para sua aplicação em escala local.

6. AVALIAÇÃO COMPARATIVA ENTRE AS ESCALAS DE APLICAÇÃO DOS MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO

Com o intuito de verificar as diferenças entre o cálculo de Fatores de Caracterização (FC) globais para as categorias de impacto Produção Biótica Potencial (PBP) e Potencial de Regulação da erosão e os calculados especificamente para o cenário de expansão da cana-de-açúcar na UGRHI Tietê-Jacaré, utilizou-se os modelos de caracterização propostos por Brandão; Milà i Canals (2013) e Saad; Koellner e Margni (2013), para estas categorias, a fim de calcular estes FC em escala global e compará-los aos calculados anteriormente (itens 5 e 6). Verifica-se que a categoria biodiversidade não foi incluída nesta avaliação devido ao fato do modelo selecionado para esta categoria já representar uma avaliação específica ao local não sendo, portanto, necessária tal comparação. Além disso, os demais modelos de caracterização para esta categoria apresenta uma abordagem distinta da utilizada por Geyer et al. (2010b), com indicadores diferentes não possibilitando, assim, tal comparação.

6.1. Cálculo dos FC para a categoria PBP utilizando valores globais de estoque de carbono para a UGRHI Tietê-Jacaré

Nesta etapa, utilizou-se para o cálculo dos FC os valores globais de SOC indicados no estudo de Brandão; Milà i Canals (2013) e retirados do IPCC (2006), o qual considera dados referentes à região climática que está sendo trabalhada, tipo de solo, manejo e tipos de usos do solo. De modo a facilitar a comparação e identificar as diferenças entre as propostas utilizou-se, aqui, as terminologias apresentadas pelos autores.

Desta forma, o presente estudo situa-se na região tropical úmida (TUNDISI et al., 2008) tendo como principais características pedológicas solos que possuem argilas de baixa atividade (baixa CTC) e solos arenosos, referentes a área de expansão da cana (SANTOS; ZARONI, 2006). A área de referência utilizada (SOC_{pot}) é a vegetação natural potencial (VNP) que seria a vegetação que apareceria caso o uso atual fosse abandonado. Neste caso, serão utilizados valores referentes a “campo abandonado” segundo os autores, onde não há manejo nem insumos. Por fim, o uso do solo final (SOC_{LU2}) é a cultura cana-de-açúcar, ou seja, cultivo a longo prazo, tendo como manejo o plantio convencional. Os valores utilizados para o cálculo do FC são apresentados nas Tabelas de 14 a 16.

Tabela 14-Estoque de carbono orgânico no solo sob vegetação nativa

Região climática	Tipo de solo	Valor (t C ha⁻¹)
Tropical úmida	Baixa CTC	47
Tropical úmida	Baixa CTC	47
Tropical úmida	Arenoso	30

Fonte: Elaborado pela autora

Tabela 15-Fator de uso da terra do (IPCC, 2006)

Uso do solo	Regime de temperatura e chuva	Fator IPCC
Cultivo a longo prazo	Tropical úmido	0,48
Área abandonada	Tropical úmido	0,82

Fonte: Elaborado pela autora

Tabela 16-Fator de manejo da terra para áreas cultivadas (IPCC, 2006)

Manejo do solo	Regime de temperatura e chuva	Fator IPCC
Preparo do solo	Tropical úmido	1,00

Fonte: Elaborado pela autora

Os cálculos dos FC estão apresentados no Apêndice V e seguem as equações 5 e 6 apresentadas anteriormente.

Para fins de comparação, os valores de FC obtidos para a ocupação da terra foram espacializados no ArcGis 10.2 para que as principais diferenças sejam melhor visualizadas.

6.2. Cálculo dos FC para a categoria Potencial de Regulação da erosão utilizando valores globais para a UGRHI Tietê-Jacaré

Para o cálculo dos impactos desta categoria utilizou-se os valores do modelo LANCA-Land Use Indicator Value Calculation in Life Cycle Assessment (BECK et al., 2010) como apresentado em Saad; Koellner e Margini (2013), que tem como base na equação universal de perda de solos (WISCHMEIER; SMITH (1978). O cálculo da média anual de perda em unidades de t/(ha.ano), é realizada utilizando alguns parâmetros tais como textura do solo, conteúdo de matéria orgânica, declividade, precipitação no verão e conteúdo de cascalho.

Os autores utilizam três tipos de diferenciação biogeográfica: Holdridge life zones, Holdridge life regions e os biomas terrestres. Para adequar-se às demais avaliações do presente estudo optou-se por utilizar biomas terrestres. Desta forma, a UGRHI 13 pertence a dois biomas: cerrado (vegetação de savana) e mata atlântica (vegetação de Floresta Estacional Semidecidual). A figura 29 apresenta os procedimentos metodológicos utilizados para a realização dos cálculos dos FC.

Figura 29-Etapas realizadas para o cálculo do FC de resistência a erosão segundo o modelo LANCA.

Fonte: Adaptado de Beck *et al.* (2010)

Os seis passos nos quais se desenvolveram os cálculos dos FC estão descritos a seguir:

Passo 1: Identificação da classe de resistência à erosão

Baseado nos principais parâmetros da modelagem de resistência à erosão, a textura do solo a ser utilizada é dada de acordo com cada tipo de solo sendo 5,1 (resistência extremamente baixa) para Neossolo quartzarênico órtico, devido a sua textura rica em areia grossa e fina (CARMO; VAL, 2013); 4,2 (resistência muito baixa) para neossolo litólico eutrófico por conter maior porcentagem de argila e silte (CARMO; VAL, 2013) e 3,1 (resistência média) para Argissolo Vermelho-amarelo Distrófico, Latossolo vermelho e Latossolo vermelho-amarelo Álico e distrófico, por conterem textura média a argilosa (EMBRAPA, 2006).

Esta classe de resistência à erosão deve ser, posteriormente ajustada baseado no conteúdo de matéria orgânica e estrutura do solo. No caso específico dos solos em questão, neossolos litólicos podem apresentar MO acima de 4%, sendo assim ajustado para 3,2 enquanto que o valor de neossolo quartzarênico é ajustado para 2,2 por conter mais de 50% de areia grossa e menos de 2% de MO (CARMO; VAL, 2013). Devido a baixa fertilidade dos latossolos e argissolos e a grande quantidade de argila e silte que pode estar presente nestes solos (EMBRAPA, 2006), não há necessidade de reajuste em seus valores, permanecendo em 3,1.

Passo 2: Estimativa média da erosão natural

A estimativa média da erosão natural (EMEN) é então determinada baseada na classe de resistência à erosão com a adição de dois fatores: declividade e taxa anual de precipitação. Por meio do mapa de declividade obtido em ambiente SIG e os históricos das precipitações mensais da bacia retirados do DAEE para o período de 1979 a 1999, obteve-se declividade média de 6,38° e precipitação média no verão de 818,56mm. Desta forma, a estimativa média de erosão natural corresponde a 4,2 t/(ha.ano) em neossolo litólico eutrófico, 4,7 t/(ha.ano) em neossolo quartzarênico órtico e 6,6 t/(ha.ano) nos demais tipos de solo.

Passo 3: Cálculo da taxa de erosão do solo por tipo de uso

A taxa de erosão é fortemente dependente do tipo de uso da terra. Desta forma, dependendo do tipo de uso, é determinado um fator de correção (k_{use}) para ajustar a EMEN previamente calculada. A cana-de-açúcar é identificada no modelo como cultivo permanente e possui (k_{use}) igual a 6. Desta forma, a erosão média para a cultura de cana-de-açúcar (Q_{LU}), ou seja, cultura permanente no clima tropical úmido é:

$$Q_{LU} = EMEN \times k_{use} \quad (15)$$

Passo 4: Cálculo da taxa de erosão do solo para o estado de referência

O mesmo processo foi desenvolvido para a área de referência aqui utilizada como a vegetação natural potencial (VNP), que corresponde a cerrado e mata atlântica. Porém para a definição de K_{use} , o modelo LANCA não faz distinção entre qual é o tipo de vegetação, considerando apenas a cobertura como floresta que corresponde ao valor 0,5.

Passo 5: cálculo do fator de caracterização (FC)

Para o cálculo do FC são utilizados ambos os valores de Q_{LU} e Q_{ref} . Para que seja refletida a resistência a erosão para este potencial indicador de impacto, a diferença de qualidade é multiplicada por (-1), como mostra a equação 16:

$$FC_{occ} = Q_{ref} - Q_{LU} \quad (16)$$

Os cálculos dos FC utilizando estes valores encontram-se no Apêndice VI.

6.3. Resultados e Discussão

A seguir, serão apresentados os resultados do cálculo dos FC utilizando as abordagens globais acima mencionadas, assim como a comparação entre estes e os valores de FC apresentados no item 5.

6.3.1. Produção Biótica Potencial

A partir dos valores de estoque de carbono apresentados nas tabelas 14, 15 e 16, foi possível chegar aos valores de FC apresentados na tabela 17.

Tabela 17-Fatores de caracterização para a ocupação da terra por cultivo a longo prazo

FC de ocupação considerando valores globais (Kg C ano m ⁻² ano ⁻¹)	
Tipo de solo	FC
Latossolo	0,41
Argissolo	0,41
Neossolo	0,26

Fonte: Elaborado pela autora

Pode-se observar que segundo os valores sugeridos por Brandão; Milà i Canals (2013) e considerando o cenário de expansão da cana-de-açúcar na UGRHI Tietê-Jacaré, obtêm-se apenas dois valores distintos de FC: 0,41 e 0,26 Kg C ano m⁻² ano⁻¹. Isto ocorre devido ao fato de que, segundo os dados apresentados pelos autores, a UGRHI Tietê-Jacaré insere-se na região tropical úmida e possui solos arenosos e com baixa CTC, não havendo distinção entre os tipos de solo ou biomas. Segundo os resultados apresentados, pode-se dizer que a

utilização de uma cultura com as características da cana-de-açúcar acarretam na retirada de carbono orgânico do solo, ocasionando a diminuição da produção potencial de biomassa quando comparada à vegetação nativa da região.

As figuras 30 e 31 apresentam os FC para PBP espacializados no mapa de expansão da cana-de-açúcar para melhor visualização de suas magnitudes.

Figura 30-FC calculados especificamente para a UGRHI 13 para a categoria PBP

Fonte: Elaborado pela autora

Figura 31-FC calculados a partir dos valores globais para a UGRHI 13 para a categoria PBP

Fonte: Elaborado pela autora

Ao observá-las, torna-se evidente a diferenciação espacial dos valores de FC em ambas as imagens. As especificidades locais consideradas no cálculo dos mesmos é o principal fator para tal distinção de resultados.

Enquanto na figura 30 foi possível identificar os grandes grupos de solo nos quais ocorreu a expansão da cana-de-açúcar, na figura 31, o solo é apenas identificado segundo as atividades de argila e porcentagem de areia. Da mesma forma, na primeira foi possível considerar os diferentes biomas de ocorrência na área de expansão enquanto que a segunda considera-se toda a área como tropical húmida. O mesmo ocorre quanto aos valores referentes ao uso da terra e manejo, onde pôde-se buscar valores específicos para a cultura da cana nas condições apresentadas nos pressupostos do estudo e tendo como diferencial o conhecimento da localização geográfica na qual o estudo está sendo realizado, ao passo que na figura 31 considerou-se um nível menor de detalhamento quanto ao tipo de cultura, manejo e localização geográfica.

Neste caso, observa-se que a utilização dos FC específicos gera um cenário de avaliação de impacto do ciclo de vida da cana-de-açúcar mais otimista, pois toda a área de expansão em latossolos que ocorre no bioma cerrado apresenta um acréscimo de carbono orgânico no solo quando comparado com a vegetação nativa. Ao considerar os FC globais, a AICV resulta em um cenário mais pessimista ao avaliar que há apenas a retirada de carbono

orgânico no solo em toda a área de expansão. As áreas referentes à retirada de 0,86 Kg C ano m² ano⁻¹ (em roxo) não são identificáveis no mapa devido a sua pequena representatividade, pois referem-se a solos arenosos ou, mais especificamente, neossolos que representam apenas 0,02% da área total.

Este tipo de mapa mostra que, dependendo da localização o impacto na PBP pode variar de -0,22, representando acréscimo de carbono até a retirada de 1,3 Kg C ano m² ano⁻¹, na figura 30, assim como pode variar entre a retirada de 0,26 a 0,41 Kg C ano m² ano⁻¹ de acordo com a figura 31. Dessa forma, pode-se observar a variabilidade de fatores de impacto existente entre uma abordagem e outra, sendo que a maior variabilidade ocorre com o cálculo de FC específicos para a área de estudo.

6.3.2. Potencial de Regulação da erosão

A tabela 18 apresenta os FC calculados a partir do modelo LANCA, de acordo com as equações 7 e 8 e os valores apresentados passo a passo e seus respectivos tipos de solo.

Tabela 18-Fatores de Caracterização de resistência a erosão segundo o modelo LANCA para a UGRHI Tetê-Jacaré

Tipo de solo	FC (t/(ha.ano))
Neossolo litólico	23,1
Neossolo quartzarênico	25,85
Latossolo vermelho	36,3
Latossolo vermelho-amarelo	36,3
Argissolo Vermelho-amarelo	36,3

Fonte: Elaborado pela autora

As figuras 32 e 33 a seguir apresentam os valores de FC específicos e globais, respectivamente, para a categoria potencial de regulação da erosão espacializados no mapa de expansão da cultura da cana-de-açúcar na UGRHI Tietê-Jacaré.

Figura 32-FC calculados especificamente para a UGHRI 13 para a categoria PRE

Fonte: Elaborado pela autora

Figura 33- FC calculados a partir do modelo LANCA para a UGHRI 13 para a Categoria PRE

Fonte: Elaborado pela autora

Assim como ocorreu com a categoria PBP, os FC para o indicador de impacto da categoria Potencial de Regulação da erosão apresentam consideráveis distinções em

magnitudes que podem ser consideradas ainda mais gritantes em relação à outra categoria. Ressalta-se que em ambos os casos, houve a diferenciação espacial considerando que há o conhecimento sobre os tipos de solo e tipos de uso específicos para a área de estudo.

Entretanto, apesar do modelo LANCA para o cálculo dos impactos de resistência à erosão estar baseado na EUPS, segundo Beck et al., (2010), o modelo apresenta valores já pré-estabelecidos de acordo com as variáveis consideradas na equação, mas apresentadas de forma diferente, como por exemplo os valores referentes ao fator topográfico e fator de uso da terra. Enquanto a EUPS utiliza a declividade (%) e comprimento de rampa (m) para o cálculo da variável topográfica, o modelo apresentado considera apenas o grau do declive (°). Em relação ao uso da terra, a EUPS apresenta duas variáveis a serem consideradas sendo elas o tipo de uso (C) e prática conservacionista adotada (P), possibilitando a utilização de valores específicos de CP para a região disponíveis na literatura, ao passo que o modelo LANCA utiliza um fator de correção de uso da terra (k_{use}) que considera a quantidade de cobertura vegetal de determinados usos, variando entre 0,5 onde há cobertura vegetal máxima como florestas e 10 onde não há cobertura como áreas descobertas em pousio.

Em ambos os casos (FC específicos e globais) a utilização do solo por cana-de-açúcar acarreta perda de solo por erosão hídrica, ou seja, diminuição da resistência à erosão quando comparadas à vegetação nativa. Este resultado já é esperado devido ao fato de a cobertura vegetal ser a defesa natural de um terreno contra a erosão e esta ocorrer de forma menos intensa em áreas com vegetação nativa do que em qualquer área de cultivo (BERTONI, LOMBARDI NETO, 1990). Apesar disso, os resultados apontaram diferenças notáveis como a quantidade de FC gerados em cada situação.

Enquanto que a utilização direta da equação universal de perda de solos específica para a UGRHI Tietê-Jacaré permitiu a distinção de cinco FC relativos aos tipos de solo que ocorrem na área, a abordagem utilizando o modelo LANCA permite a diferenciação de apenas três valores já que, segundo este modelo os latossolos e argissolo que ocorrem na região são enquadrados em um mesmo tipo de solo segundo a quantidade de matéria orgânica presente nos mesmos. No que concerne às taxas de tolerância de perdas de solo segundo Stone; Hilborn (2012) apresentadas no item 5.2.2., observa-se que os valores obtidos por meio do modelo LANCA resultam na classificação dos solos da UGRHI ocupados por cana-de-açúcar em 2019 como erosão alta e severa, enquanto que os FC específicos apresentam taxas toleráveis de perdas de solo.

Saad et al., (2011) obtiveram variações semelhantes de valores de FC ao utilizarem diferentes escalas de avaliação para esta categoria no Canadá. Os resultados mostraram que

quando calculados FC espacialmente diferenciados para ecozonas e ecorregiões há maior variação nos resultados do que quando calculados de forma genérica para todo o país. Assim, em escalas menores foi possível observar valores negativos em florestas e pastagens sugerindo uma melhora na capacidade de resistência à erosão quando comparada à vegetação nativa (VNP) que nesses casos são representadas basicamente por tundra. Ainda concluem que um nível maior de diferenciação espacial torna-se mais apropriado para as avaliações de impacto do que utilizando valores genéricos, por trazerem informações adicionais.

A aplicação do modelo LANCA tal como é apresentado por Saad; Koellner; Margni (2013) utilizando os valores já pré-estabelecidos em Beck et al., (2010) gera incertezas, pois apesar de indicar que este modelo tem como base a EUPS, para os impactos na erosão, não oferece respaldo para a obtenção de informações sobre como e com quais fontes os valores lá apresentados foram calculados dificultando, assim, a reprodutibilidade do mesmo uma vez que não se conhece a procedência dos valores informados.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Após um longo processo de formação consensual em elaborar metodologias de AICV para a qualidade dos ecossistemas, como categoria *endpoint*, os centros de pesquisas envolvidos na segunda fase da Iniciativa do ciclo de vida (UNEP-SETAC) no projeto AICV de uso da terra, alcançaram métodos para identificar impactos nos serviços dos ecossistemas e biodiversidade em qualquer lugar do mundo (KOELLNER et al. 2013). Apesar disso, Geyer; Koellner (2013) evidenciam que tais avaliações genéricas em escala global não podem ser substituídas por avaliações ecossistêmicas específicas ao local, sendo, portanto, necessário que os praticantes desenvolvam fatores de caracterização específicos ao local em sistemas *foreground*.

Isso se torna essencial a partir do momento que se assume que há variações geográficas na produtividade dos solos e que este fator altera a quantidade de área necessária para se produzir uma mesma quantidade de produto (GEYER et al., 2010b). A exemplo da cana-de-açúcar, quando a qualidade do solo em que é cultivada é baixa, sua produtividade também diminui, sendo necessária maior área para se produzir 1 litro de etanol ou 1 kg de açúcar. Desta forma, o impacto está em função do local e não apenas da unidade de produto (GEYER et al., 2010b).

O debate em relação à escala utilizada para a espacialização da avaliação na ACV ainda continua aberto. Ao mesmo tempo em que a quantidade de dados necessários para estudos específicos ao local pode induzir o aumento de incertezas na fase de ICV, estudos têm mostrado que a utilização de FC genéricos na fase de AICV pode levar a erros (HELLWEG 2001; HETTELINGH; POSCH; POTTING, 2005). Entretanto, Nitschelm et al. (2014) ressaltam que considerar a variabilidade espacial dos impactos torna-se necessário especialmente quando se trata das cargas ambientais de um território. Estes autores acreditam que a não consideração das características do território avaliado pode levar ao que se chama de “caixa preta” que interage com “caixas pretas” de outros territórios de acordo com as variações de entradas e saídas de massa e energia e, portanto, as características locais devem ser consideradas como um sistema em que as emissões ocorrem em diferentes locais e que os impactos são influenciados de acordo com a sensibilidade do meio ambiente receptor.

Koellner et al. (2013) ainda discutem alguns problemas relacionados à avaliação de impactos em escala global. Esses autores argumentam que tal abordagem é um assunto complexo, o qual necessita de muitas simplificações e pressupostos para o cálculo dos FC, o que implica na não consideração de dinâmicas e características específicas de determinados

locais, levando a uma diminuição da acurácia dos dados e, conseqüentemente, da avaliação. Além disso, para suporte à tomada de decisões tais como políticas de uso do solo em nível regional, os dados do inventário assim como os FC devem considerar um maior nível de detalhe das informações. Outro fator é a consideração da vegetação natural potencial (VNP) como situação de referência no que concerne à utilização das informações da avaliação para a tomada de decisão. A partir do momento em que os tomadores de decisão estão, muitas vezes, interessados na preservação da qualidade atual do meio, não se torna interessante do ponto de vista da gestão conhecer o quão longe se está de uma situação idealista.

Apesar do avanço considerável em acrescentar as variáveis espaço e tempo assim como as questões relacionadas aos usos da terra, na ACV, os resultados do presente estudo indicam que os valores dos dados de inventário apresentados por Saad; Koellner e Margni (2013) e Brandão; Milà i Canals (2013) para avaliar impactos nos serviços dos ecossistemas Produção Biótica Potencial (PBP) e Potencial de Regulação da Erosão (PRE) não são adequados para sua aplicação em uma escala local no Brasil devido as diferenças encontradas entre as duas abordagens. Desta forma, a aplicação de tais modelos em escala local requer a adaptação destes valores de forma a calcular FC específicos para as áreas de estudo como recomendado por Geyer; Koellner (2013); GEYER et al., (2010b); Hellweg (2001); Hettelingh et al., (2005).

No caso específico da categoria PRE, esta diferença torna-se ainda mais evidente e o aumento das chances de induzir a erros na tomada de decisão para planejamento territorial de áreas e culturas mais específicas é alto. Tratando-se da PBP, as variações entre os FC calculados com valores globais e os específicos para a área de estudo não são tão alarmantes quanto aos da outra categoria, porém, deve-se chamar a atenção para o fato de que enquanto os valores calculados especificamente para a UGRHI Tietê-Jacaré apresentam um cenário relativamente positivo em relação ao outro, principalmente quando se trata do estoque de carbono em latossolo onde houve acréscimo de carbono em relação ao cerrado, enquanto que utilizando os valores apresentados por Brandão; Milà i Canals (2013) os resultados apresentam que a cultura da cana causa apenas retirada de carbono do solo. Tais diferenças podem acarretar em medidas de mitigação ou prevenção inadequadas para a realidade do local e que, conseqüentemente, podem impactar de forma negativa o processo de planejamento em suas esferas ecológica, social e econômica.

Segundo Souza (2010) a maioria dos métodos de AICV desenvolvidos atualmente visam o tipo de modelagem associada ao conceito de regionalização de forma a buscar menores incertezas com relação à variação espacial dos impactos dos que os FC genéricos

anteriormente desenvolvidos e utilizados. A abordagem de AICV *loco*-específica, apesar de incluir informações precisas com relação às fontes emissoras próximas ao local impactado, requer informações detalhadas sobre as emissões e o ambiente receptor e, por isso, este tipo de modelagem geralmente não é aplicada, já que estes dados nem sempre encontram-se disponíveis.

O presente trabalho mostra que tal aplicação, apesar de demandar esforços para a coleta de dados, torna-se possível para as categorias de impacto PBP e PRE para sistemas agrícolas onde há constante geração de informações, como é o caso da cana-de-açúcar, e pode ser realizada com o auxílio de ferramentas como o SIG e por meio de bases de dados disponibilizadas pelos órgãos públicos tais como informações a respeito dos tipos de solo, vegetação, etc. Dessa forma, este tipo de avaliação possui maior subsídio para tomada de decisão em planejamento regional ou local do que as apresentadas pelos métodos *loco*-dependentes e que apresentam menor grau de detalhes.

Entretanto, os modelos até então desenvolvidos para outras categorias, com destaque para a biodiversidade, ainda não possuem respaldo para uma avaliação tão detalhada em território brasileiro, visto que informações a respeito de riqueza e função das espécies de acordo com os diferentes usos da terra ainda são escassas ou até mesmo inexistentes.

Por fim, deve-se ressaltar que a escolha de se aplicar uma abordagem específica ao local ou *loco*-dependente está diretamente relacionada com os objetivos do estudo de ACV a ser realizado e assim, cabe aos praticantes de ACV definir a melhor abordagem a ser utilizada para sistemas *foreground*.

8. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O presente trabalho oferece informações sobre possíveis caminhos para conduzir avaliações de impacto do ciclo de vida específicas ao local como recomendado por muitos autores, o que mostra a relevância e atualidade dos temas aqui trabalhados para a área de pesquisa em ACV, visto que a regionalização dos impactos de forma a considerar especificidades locais tem sido tema de constante debate desde a Iniciativa do Ciclo de Vida, em 2002. Além disso, poucos estudos têm sido conduzidos com esta abordagem detalhada em virtude das dificuldades em relação à obtenção de dados.

Outro ponto a se destacar é a possibilidade e contribuição de se trabalhar a AICV de usos da terra tendo como base a geração e utilização de cenários futuros, como demonstrado por Geyer et al. (2010a), ao utilizarem a ACV para a verificação dos impactos potenciais na biodiversidade em cenários de possíveis cultivos de matéria-prima para a produção de biocombustíveis na Califórnia. Esta abordagem tem sido pouco considerada em estudos de ACV no Brasil e se mostra promissora ao permitir avaliar possíveis cenários de expansão de determinadas culturas ou mesmo permitir uma avaliação preliminar voltada ao auxílio na elaboração de instrumentos de políticas públicas como zoneamento ecológico econômico, planos de ordenamento territorial ou uso e ocupação do solo, assim como subsidiar políticas agrárias e criação e ampliação de áreas prioritárias para conservação. Entende-se que a ACV pode ser uma ferramenta de grande auxílio para a Avaliação de Impactos Ambientais (AIA), principalmente no que concerne às avaliações em nível estratégico onde a análise de cenários é essencial para a tomada de decisão.

Além disso, as ferramentas de SIG mostram-se grandes aliadas da técnica de ACV principalmente no que tange os impactos relacionados aos usos da terra em escala local, pois permitem a inserção de outras variáveis ambientais à avaliação tornando a mesma mais completa e enriquecendo as avaliações locais e regionais das diversas categorias de impacto relacionadas aos usos da terra.

Pode-se considerar que a pesquisa atingiu seus objetivos gerais e específicos ao discutir a aplicabilidade de alguns modelos em escala local ou, mais especificamente, em escala de bacia hidrográfica para o cultivo da cana-de-açúcar assim como verificar as possíveis implicações de tal expansão para alguns serviços dos ecossistemas relacionados à qualidade do solo para a biodiversidade. A partir disso, conclui-se que esta abordagem está diretamente relacionada à disponibilidade de dados do local, sendo sua aplicação mais viável para serviços dos ecossistemas, como produção primária e regulação da erosão, por

necessitarem de dados relacionados ao meio físico que se encontram disponíveis nas bases de dados governamentais ou mesmo na literatura.

Quando se trata dos impactos relacionados à biodiversidade, os métodos atuais não permitem adaptações para as avaliações detalhadas em escala local no Brasil, pois utilizam dados específicos sobre riqueza e função das espécies ou probabilidade de ocorrência das mesmas de acordo com os tipos de usos da terra, dados esses ainda não disponíveis para o país. Alguns trabalhos têm avançado neste sentido em uma tentativa de modelar a probabilidade de ocorrência de mamíferos de grande porte em pequenas áreas, porém trabalhos com a mesma abordagem ainda são escassos e não apresentam dados suficientes para sua utilização nos modelos de caracterização de AICV tais como são utilizados atualmente.

Para as categorias Produção Biótica Potencial (PBP) e potencial de Regulação da erosão (PRE), pode-se concluir que os métodos atuais de AICV existentes são passíveis de ser aplicados em escala local quando os dados referentes ao uso da terra estão disponíveis. Entretanto, especial atenção deve ser dada para a utilização dos valores globais indicados nestas metodologias como os fornecidos pelo IPCC ou pelo modelo LANCA, pois os resultados aqui apresentados evidenciam que tal abordagem não representa a realidade brasileira, sendo, portanto necessário o desenvolvimento de FC específicos para o Brasil nestas vias de impacto.

Ressalta-se ainda o fator morosidade como uma possível limitação da abordagem aqui apresentada, visto que uma AICV detalhada necessita de intensa coleta de dados tanto na literatura, quando de bases de dados já existentes em plataformas de órgãos governamentais. Portanto, dependendo do objetivo e do tempo disponível para o desenvolvimento do estudo de ACV tal abordagem pode se tornar inviável, visto que a quantidade de dados disponíveis para outras culturas que não a de cana-de-açúcar no estado de São Paulo e Brasil pode ser um fator limitante para aplicações semelhantes.

Destaca-se, ainda, a limitação inerente aos próprios modelos utilizados, nos quais alguns dados não são claramente detalhados pelos autores, como por exemplo, a questão do tempo de regeneração para o cálculo dos impactos de transformação. A categoria PBP foi a que apresentou maior dificuldade neste quesito, sendo necessário buscar um método que fosse compatível com o valor exemplificado no documento. Portanto, não foi possível avaliar se os valores aqui utilizados são compatíveis à área de estudo, pois ainda não há um consenso em relação ao melhor método de se calcular este tempo no campo da ACV, o que pode acarretar em incertezas nos resultados. Assim como há a necessidade de se desenvolver FC específicos

para o Brasil nas diversas categorias, as questões relacionadas ao tempo de recuperação, para as categorias de impacto aqui apresentadas devem ser levadas em consideração no desenvolvimento de futuros modelos brasileiros. SOUZA (2010) desenvolveu, juntamente com os FC, os tempos de recuperação adaptados à realidade brasileira em uma escala regional para os impactos na biodiversidade. Assim, torna-se um desafio para futuras pesquisas na área o desenvolvimento de valores brasileiros para as demais categorias de usos da terra, como a PBP e PRE.

Por fim, é importante salientar que apenas as categorias utilizadas nesta pesquisa não permite a tomada de decisão sobre os impactos relacionados à expansão da cana-de-açúcar na UGRHI Tietê-Jacaré, pois para que isso se torne possível é necessário avaliar os impactos acrescentando outras categorias tais como mudanças climáticas, eutrofização, acidificação, toxicidade e em outros serviços dos ecossistemas incluindo as etapas do ciclo de vida relacionadas ao *background system* e não apenas as de *foreground*, como aqui apresentadas.

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, A. W. Manejo da cobertura do solo e de práticas conservacionistas nas perdas de solo e água em Sumé, PB. **Revista brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 6, n. 1, p. 136-141, 2002.
- ALVARENGA, R. A. F. et al. Global land use impacts on biomass production- a spatial-differentiated resource-related life cycle impact assessment method. **International Journal of Life Cycle Assessment**. 2015.
- ANDRADE, N. S. F. et al. Impacto técnico e econômico das perdas de solo e nutrientes por erosão no cultivo da cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n.3, p. 539-550, 2011.
- ARBAULT, D. et al. Integrated earth system dynamic modeling for life cycle impact assessment of ecosystem services. **Science of the Total Environment**, v. 472, p. 262-272, 2014.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR ISO 14040**: Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida - Princípios e Estrutura: ABNT, 2009a.
- _____. **NBR ISO 14044**: Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida - Requisitos e Orientações. Brasil: ABNT, 2009b.
- BAITZ, M. Bedeutung der funktionsbasierten Charakterisierung von Flächeninanspruchnahmen in industriellen Prozesskettenanalysen. Life cycle engineering. University of Stuttgart, Stuttgart, p 172, 2002.
- BECK, T. et al. **LANCA—land use indicator value calculation in life cycle assessment**. Fraunhofer, Stuttgart, 2010.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 2ed. São Paulo: Ícone, 1990. 355p.
- BRANDÃO, M.; MILÀ I CANALS, L. Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, p. 1243-1252, 2013. Número especial.
- BRENTROP, F. et al. Life Cycle Impact Assessment of Land Use Based on the Hemeroby Concept. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.7, n.6, p. 339-348, 2002.
- BUENO, C. R. P.; STEIN, D. P. Potencial natural e antrópico de erosão na região de Brotas, Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 26, n. 1, p. 1-5, 2005.
- CARMO, D. A.B.; VAL, B.H.P. Classificação dos neossolos e nitossolos quanto a natureza física, química e morfológicas. **Agronomia**, n. 10, p. 17-26, 2013.
- CAVALETTI, O. et al. Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.18, n.3, p.647-658, 2013.
- CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia Prática**. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.

CIVIT, B. M. et al. Assessing potential desertification environmental impact in life cycle assessment. Part 2: agricultural case study in Spain and Argentina. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.18, p. 1302-1315, 2013. Número especial.

COGO; N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 27, p. 743-753, 2003.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO TIETÊ/JACARÉ (CBH-TJ). **Relatório de situação dos recursos hídricos 2014**. Ano base 2013. Araraquara-SP, 2014.

_____. **Fundamentos de Cobrança-UGHRI 13**. Araraquara, 2009.

_____. **Relatório de situação dos recursos hídricos 2013**. Ano base 2012. Araraquara-SP, 2013.

CRESTANA, S.; MINOTI, R. T.; NEVES, F. F. Modelagem e simulação aplicadas à avaliação dos impactos da perda de solo e dos dejetos de suínos na qualidade da água de microbacias: uma abordagem voltada ao planejamento ambiental de microbacias hidrográficas. In: GOMES, M. A.; PESSOA, M. C. P. **Planejamento ambiental do espaço rural com ênfase para microbacias hidrográficas**. Brasília: Embrapa Informação tecnológica, 2010, p. 167-199.

CRISPIM, S.M.A.; BRANCO, O.D. Aspectos gerais das Braquiárias e suas características na sub-região da Nhecolândia, Pantanal, MS. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 33-Embrapa Pantanal, 2002. 25p. Corumbá-MS. Disponível em: <<http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/online/BP33.pdf>> Acesso em: 01 de jul.de 2014

DE BAAN, L.; ALKEMADE, R.; KOELLNER, T. Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 6, p. 1216-1230, 2013.

DE HAES, H. A. U. et al. Best available Practice regarding Impact categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 4, n. 2, p.66-74, 1999.

DEPARTAMENTO DE ÁGUA E ENERGIA ELÉTRICA – DAEE. **Banco de Dados Pluviométricos e Fluviométricos**. 2014. Disponível em: <http://www.daee.sp.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=72:hidrometeorologia&catid=67:hidrologia> Acesso em: 14 out. 2014.

DUFOSSÉ, K. et al. Using Agroecosystem Modeling to Improve the Estimates of N₂O Emissions in the Life-Cycle Assessment of Biofuels. **Waste Biomass Valor**, v.4, p. 593-606, 2013.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISAS AGROPECUÁRIA-EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro-RJ. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2 ed. 306p. Rio de Janeiro, RJ, 2006.

EUROPEAN COMMISSION (2010). **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: General Guide for life Cycle Assessment –Detailed Guidance.** Luxemburgo: European Union. EUR 24708 EN

FEIFEL, S.; WALK, W.; WURSTHORN, S. LCA, how are you doing today? A snapshot from the 5th German LCA workshop. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.15, n.2, p.139-142, 2010.

FOLEY, J. A. Global Consequences of land use. **Science**, v. 309, p. 570-574, 2005.

FUNCATE. **Emissões do setor de uso da terra, mudança do uso da terra e florestas: relatório de referência /FUNCATE, CETESB, São Bernardo do Campo-SP, 2010.**

GALLARDO, A. L. C. F.; BOND, A. Capturing the implications of land use change in Brazil through environmental assessment: Time for a strategic approach? **Environmental Impact Assessment Review**, v.31, n.3, p.261-270, 2011.

GASOL, C. M. et al. Environmental assessment: (LCA) and spatial modelling (GIS) of energy crop implementation on local scale. **Biomass and Energy**, v.35, n.7, p.2975-2985, 2011.

GEYER, R. et al. Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use. Part 1: Inventory modeling. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.15, n.7, p. 454-467, 2010a.

_____. Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use. Part 2: Impact Assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.15, n.7, p. 454-467, 2010b.

GOMES, P. M. (2013). **Modelagem dinâmica do Uso da Terra e Instrumentos de Política ambiental: A expansão da Cana-de-Açúcar na Bacia Hidrográfica do Tietê/Jacaré (UGRHI 13).** 127f. 2013. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Zoneamento Agroambiental para o setor sucroalcooleiro.** Secretaria do Meio Ambiente – Sistema Ambiental Paulista. 2008. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/etanolverde/zoneamento-agroambiental/> Acesso em: 24 mar. 2015.

GRISOLI, R. P. S. (2011). **Comparação das emissões de gases de efeito estufa no ciclo de vida do etanol de cana-de-açúcar no Brasil e os critérios da diretiva europeia para energias renováveis.** 112f. 2011. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

HAUSCHILD, M. Z.; POTTING, J. **Spatial differentiation in Life Cycle Impact Assessment: the EDIP2003 Methodology.** Copenhagen: Danish Ministry of the Environment, 2005. 195 p. (Report Environmental News, 80)

HELLWEG, S. Time-and site- Dependent Life Cycle Assessment of Thermal Waste Treatment Processes. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 6, n.1, p. 46-46, 2001.

HERNANI, L. C. et al. A erosão e seu impacto. In: MANZATTO, C. V.; JUNIOR, E. F.; PERES, J. R. R. (eds) **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Embrapa solos: Rio de Janeiro, 2002.

HETTELINGH, J. P., POSCH, M.; POTTING, J. Country-dependent Characterisation Factors for Acidification in Europe: a critical evaluation. **International Journal of Life Cycle Assessment**. v. 10, n. 3, p. 177-183, 2005

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA-IBGE. **Manual Técnico de Uso da Terra**. 2. ed., Rio de Janeiro: IBGE, 2006.

INSTITUTO ECONÔMICO AGRÍCOLA. **Mecanização na Colheita da Cana-de-açúcar Atinge 84,8% na Safra Agrícola 2013/14**. 2015. Disponível em: <<http://www.iea.sp.gov.br/out/verTexto.php?codTexto=13601>> Acesso em: 17 jun. 2015.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (IPT). COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO TIETÊ/JACARÉ (CBH-TJ). **Relatório zero UGRHI 13: Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos e estabelecimento de diretrizes técnicas para a elaboração do Plano da Bacia Hidrográfica do Tietê/Jacaré**. Araraquara: CBH-TJ. 2000. 502 p. (Relatório nº 40.674).

INFRAESTRUTURA DE DADOS AMBIENTAIS ESPACIAIS DE SÃO PAULO-IDEA. Biomass. Disponível em: <<http://datageo.ambiente.sp.gov.br/app/?ctx=IGC>> Acesso em: 15 nov. 2014.

INGWERSEN, W. W. Life cycle assessment of fresh pineapple from Costa Rica. **Journal of Cleaner Production**, v. 35, p. 152-163, 2012.

IPCC. **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the Intergovernmental Panel on Climate Change. Kanagawa, Japan. 2006.

IZIDORIO, R. et al. Perdas de nutrientes por erosão e sua distribuição espacial em área sob cana-de-açúcar. **Engenharia agrícola**, v. 25, n.3, p. 60-6750, 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/eagri/v25n3/28061.pdf>> Acesso em: 09 mar. 2015.

JARBAS, T. et al. **Argissolos**. Agência Embrapa de Informação Tecnológica - Ageitec, [2010]. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/bioma_caatinga/arvore/CONT000g5twggzi02wx5ok01edq5sp172540.html> Acesso em: 20 fev. 2015

JUNIOR, C.C. **Séries Históricas Relativas às Safras 1976/77 a 2013/14 de Área Plantada, Produtividade e Produção**. 2008 140f. Dissertação (Mestrado)-Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2008.

KLOVERPRIS, J. H.; MUELLER, S. Baseline time accounting: Considering global land use dynamic when estimating the climate impact of indirect land use change caused by biofuels. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.18, p. 319-330, 2013. Número especial.

KOELLNER, T. et al. Principles for life cycle inventories of land use on a global scale. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.12, p.367-392, 2012.

_____. UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 6, p. 1188-1202, 2013.

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

KOELLNER, T.; GEYER, R. Global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.18, n.6, p. 1185-1187, 2013.

KOELLNER, T.; SCHOLZ, R. **Assessment of land use impacts on the natural environment**. Part 2: Generic characterization factors for local species diversity in Central Europe. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 1, p. 32-48, 2008

LAL, R. Soil carbono sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, v. 123, p. 1-22, 2004.

LANGE, M. V. **A mudança do estoque de carbono por transformação da terra e seu uso no inventário de ciclo de vida de produtos de origem renováveis**: Estudo de caso da possível expansão da palma de óleo na Amazônia brasileira. 2012. 90f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

LINDEIJER, E. Review of land use impact methodologies. **Journal of Cleaner Production**, v. 8, p. 313-319. 2000.

LINDEIJER, E. et al. Impact assessment of resources and land use. In: Udo de Haes H; Finnveden, G; Goedkoop M. (eds) **Life-cycle impact assessment: striving towards best practice**. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, pp 11-64, 2002.

LIU, N. Z. L. Development of Chinese characterization factors for land use in life cycle impact assessment. **Science China**, v. 53, n. 6, p. 1483-1488.

LOISEAU, E. et al. Implementation of an adapted LCA framework to environmental assessment of a territory: important learning points from a French Mediterranean case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 80, p. 17-29, 2014.

LUCA, E. F. et al. Avaliação de atributos físicos e estoques de carbono e nitrogênio em solos com queima e sem queima de canavial. **Revista brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 789-800, 2008.

MACHADO, P. L. O. A. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. **Química Nova**, v. 28, n. 2, p. 329-334, 2005.

MADARI, B. et al. No tillage and crop rotation effects on soil aggregation and organic carbon in a Rhodic Ferralsol from southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, v. 80, p. 185-200, 2005

MAES, .H.; HEUVELMANS, G., MUYS, B. Assessment of land use impacts on water-related ecosystem services capturing the integrated terrestrial-aquatic system. **Environmental Science & Technology**, v. 3, n 19, p.7324-7330, 2009.

MARTINS FILHO, M. V. Equação universal de perdas de solo. **Material didático**, 48p. Jaboticabal, 2009.

MELLO, F. F. C., et al. Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. **Nature climate change**, v. 4, p. 605-609, 2014.

MELO, A. W. F. **Avaliação do estoque e composição isotópica do carbono no solo no Acre**. 2003. 90f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

MICHELSSEN, O. 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

MILÀ I CANALS, L. **Contributions to LCA methodology for agricultural systems: Site dependency and soil degradation impact assessment**. 2003. 250 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) - Departamento de Química, Universidad Autònoma de Barcelona, Barcelona, 2003.

MILÀ I CANALS, L. et al. Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. **International Journal of Life Cycle Assessment**. v. 12, n. 1, p. 5-15, 2007.

MILÀ I CANALS, L.; RIGARLSFORD, G.; SIM, S. Land use impact assessment of margarine. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 6, p. 1265-1277, 2013.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystem and human well-being: synthesis**. 137p. Washington, DC, 2005. Disponível em:
<<http://www.maweb.org/documents/document.356.aspx.pdf>> Acesso em: 28/04/2014.

MIRANDA, J.G. **Mapeamento geotécnico e estudo da susceptibilidade à erosão na bacia do Ribeirão Ponte de Pedra (MT), escala: 1:100.000**. 2005. 269f. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

MÜLLER-WENK, R.; BRANDÃO, M. Climatic impact of land use in LCA - carbon transfers between vegetation soil and air. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.15, p. 172–182, 2010.

MUTEL, C. L.; HELLWEG, S. Regionalized Life Cycle Assessment: Computational Methodology and Application to Inventory Databases. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n.15, p. 5797-5803, 2009.

MUTEL, C. L.; PFISTER, S; HELLWEG, S. GIS-Based regionalized life cycle assessment: how big is small enough? methodology and case study of electricity generation. **Environmental Science & Technology**, v.46, n.2, p.1096-1103, 2011.

NETTO, I. T. P. **Qualidade física e química de um latossolo vermelho-amarelo sob pastagens com diferentes períodos de uso**. 2008. 80f. Dissertação (Mestrado em Ciências agrárias) - Faculdade de agronomia e medicina veterinária da Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

NITSCHHELM, L. et al. Utility of spatially explicit LCA for agricultural territories. In: 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector, 2014, San Francisco. **Proceedings...**San Francisco: American Center for Life Cycle Assessment, 2014. p. 906-914.

NORTCLIFF, S. Standardisation of soil quality attributes. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 88, p. 161-168, 2002.

NUNES, M. C. M.; CASSOL, E. A. Produção de sedimentos pela erosão em entressulcos em três Latossolos do Rio Grande do Sul. **Revista brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n.6, p. 541-547, 2011.

NÚÑEZ, M. et al. Assessing potential desertification environmental impact in life cycle assessment: Part 1: Metodological Aspects. **International Journal of Life Cycle Assessment**. v. 15, p.67-78, 2010.

NÚÑEZ, M. et al. Inclusion of soil erosion impacts in life cycle assessment on a global scale: application to energy crops. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, p. 755-767, 2013. Número especial.

OLIVEIRA, J. S. **Avaliação de modelos de elevação na estimativa de perda de solo em ambiente SIG**. 2012. 105f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

OLIVEIRA, O. J.; SERRA, J. R. Benefícios e dificuldades da gestão ambiental com base na ISO 14001 em empresas industriais de São Paulo. **Produção**, v.20, n.3, p.429-438, 2009.

OMETTO, A. R. **Avaliação do ciclo de vida do álcool etílico hidratado combustível pelos métodos EDIP, exergia e emergia**. 2005. 209f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2005.

OMETTO, A.; HAUSCHILD, M. Z.; ROMA, W. N. L. Lifecycle assessment of fuel ethanol from sugarcane in Brazil. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.14, n.3, p.236-247, 2009.

OWENS, J. W. Life Cycle Impact Assessment: the use of subjective judgments in classification and characterization. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 3, n. 1, p. 43-46. 1998.

PARLAMENTO EUROPEU E O CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA. **Directiva 2009/28/CE**. Relativa à promoção da utilização de energia proveniente de fontes renováveis. Portugal, 2009a.

_____. **Directiva 2009/30/CE**. Que altera a Directiva 98/70/CE no que se refere às especificações da gasolina e do gasóleo rodoviário e não rodoviário e à introdução de um mecanismo de monitorização e de redução das emissões de gases com efeito de estufa. Portugal, 2009b. Disponível em: < <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009L0030&from=EN> > Acesso em:18 mar 2015.

PAVAN, A. L. R. **Análise de modelos de caracterização de impactos do uso da terra para a avaliação de impacto do ciclo de vida e recomendações para subsidiar a aplicação no Brasil**. 2014. 133f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2014.

PELTON, J.; FRAZIER, E.; PICKILINGS, E. **Calculating Slope Length Factor (LS) in the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. [2014?], 7p. Disponível em: <http://gis4geomorphology.com/wp-content/uploads/2014/05/LS-Factor-in-RUSLE-with-ArcGIS-10.x_Pelton_Frazier_Pickilings_2014.docx> Acesso em: 16 mar 2015.

RODRIGUES, R. R.; BONONI, V. L. R (orgs). **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 248p, 2008.

SAAD, R et al. Assessment of land use impacts on soil ecological functions: development of spatially differentiated characterization factors within a Canadian context. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.16, n.3, p. 198-211, 2011.

SAAD, R.; KOELLNER, T.; MARGNI, M. Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification: a spatial approach for global scale level. **International Journal of Life Cycle Assessment**. v.18, n.6, p. 1253-1264, 2013.

SANTI, A.; DAMALGO, G. A.; DENARDIN, J. E. **Potencial de sequestro de carbono pela agricultura brasileira e a mitigação do efeito estufa**. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2007. 8p. (Embrapa Trigo. Documentos online, 78). Disponível em: <http://www.cnpt.embrapa.br/biblio/do/p_do78.htm> Acesso em: 17 mar 2015

SANTOS, E. **Carbono, nitrogênio e relação c/n em gleissolo e cambissolo sob diferentes tipologias vegetais na área de ocorrência de floresta ombrófila densa, Antonina-PR**. 2007. 104f. Dissertação (Mestrado em ciência do solo) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

SANTOS, H. G.; ZARONI, M. J. **Latossolos**. Embrapa solos, Rio de Janeiro–RJ, 2006. Disponível em: http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONTAG01_11_2212200611540.html Acesso em: 09 mar. 2015.

SÃO PAULO (Estado). DataGEO-Sistema Ambiental Paulista. **Catálogo de Metadados**: no ar desde 2014. Disponível em: < <http://datageo.ambiente.sp.gov.br/>> Acesso em: 25 mar. 2015.

SÃO PAULO (Estado). Mapeamento da vulnerabilidade e risco de poluição das águas subterrâneas do Estado de São Paulo -detalhamento da Região Metropolitana de Campinas. **Instituto Geológico**. 2002. Disponível em: <<http://igeologico.sp.gov.br/geodados/projetos/mapeamento-da-vulnerabilidade-e-risco-de-poluicao-das-aguas-subterraneas-do-estado-de-sao-paulo-detalhamento-da-regiao-metropolitana-de-campinas/>> Acesso em: 03 abr. 2015.

SCHMIDT, J. H. Development of LCIA characterisation factors for land use impacts on biodiversity. **Journal of Cleaner Production**, v.16, n.18, p. 1929-1942, 2008.

SCHMIDT, J. H.; WEIDEMA, B. P.; BRANDÃO, M. Framework for Modelling Indirect Land Use Changes in Life Cycle Assessment. **Journal of Cleaner Production**, 2015. In press.

SILVA, A. L. R. T. **Desenvolvimento de fatores de normalização de impactos ambientais regionais para avaliação do ciclo de vida de produtos no estado de São Paulo**. 2010. 138f. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

SILVA, M. L. N. **Erosividade da chuva e proposição de modelos para estimar a erodibilidade de latossolos brasileiros**. 1997. 154f. Tese (Doutorado em Agronomia). Universidade Federal de Lavras. Lavras, MG, 1997.

SKORUPA, L. A. **Áreas de Preservação Permanente e Desenvolvimento Sustentável**. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna. 2003. 4p. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/recursos/Skorupa_areasID-GFiPs3p4lp.pdf> Acesso em: 16 mar. 2015.

SONNEMAN, G; VIGON, B. (Eds) **Global Guidance principles for Life Cycle Assessment Databases: A bases for greener processes and products**. United Nations Environmental Programme (UNEP), 160p. 2011. Disponível em: < <http://www.unep.org/pdf/Global-Guidance-Principles-for-LCA.pdf>> Acesso em: 21 mar. 2015.

SOUZA, D. M. et al. Land use impacts on biodiversity in LCA: proposal of characterization factors based on functional diversity. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 6, p. 1231-1242, 2013.

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**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2010.

SOUZA, D. M.; TEIXEIRA, R. F. M.; OSTERMANN, O. P. Assessing biodiversity loss due to land use with Life Cycle Assessment: are we there yet? **Global Change Biology**, v.21, p. 32-47, 2015.

SOUZA, H. A.; MARCELO, A.V.; CENTURION, J. F. Carbono orgânico e agregação de um Latossolo Vermelho com colheita mecanizada de cana-de-açúcar. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43, n.4, p.658-663, 2012.

STONE, R. P., HILBORN, D. **Universal soil loss equation (USLE)**. Ministry of Agriculture, food and rural affairs. Factsheet, 8p. Ontario, 2012. Disponível em: <http://www.omafra.gov.on.ca/english/engineer/facts/12-051.pdf> Acesso em: 09 mar. 2015.

TEIXEIRA, E. M. C; PAULINO, V. T. Impactos da diversidade de manejo agrícola no estoque de carbono do solo. In: **WORKSHOP SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS E PROBLEMAS FITOSSANITÁRIOS**. EMBRAPA Meio Ambiente, 2012, Jaguariúna. 4p.

TEIXEIRA, E. M. L. C. **Estoque de carbono em pastagens com diferentes sistemas de uso e manejo**. 2011, 110f. Dissertação (Mestrado em produção animal sustentável)-Instituto de zootecnia, Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios/SAA. Nova Odessa, 2011.

TUNDISI, J. G. et al. A bacia hidrográfica do Tietê/Jacaré: estudo de caso em pesquisa e gerenciamento. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 159-172, 2008.

UNITED NATIONS. **Convention on Biological Diversity**. Rio de Janeiro, 1992. 28p. Disponível em: < <http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf> > Acesso em: 18 mar 2015.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP); SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC). **Life Cycle Management: A business guide to sustainability**. Life Cycle Initiative, 2007.

_____. **Life Cycle Impact Assessment Programme**. Life Cycle Initiative, 2002.

URBAN, B. et al. Spatially differentiated examination of biodiversity in LCA (Life Cycle Assessment) on national scale exemplified by biofuels. **Agriculture and Forestry Research**, v.3, n.62, p. 65-76, 2012.

WEIDEMA, B. P., Lindeijer E. **Physical impacts of land use in product life cycle assessment**. Final report of the EURENVIRON-LCAGAPS subproject on land use. Denmark, Lyngby: Technical University of Denmark; 2001.

WILLERS, C. D.; RODRIGUES, L. B.; SILVA, C. A. Avaliação do ciclo de vida no Brasil: uma investigação das principais bases de dados nacionais. **Produção**. v.23, n.2, p.436-447, 2012. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/prod/v23n2/aop_t6_0009_0533.pdf>. Acesso em: 18 set. 2013.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting Rainfall Erosion Losses: a guide to conservation planning**. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C., 1978. Disponível em: <<http://pt.scribd.com/doc/26639388/WISCHMEIER-e-SMITH-1978-Predicting-Rainfall-Erosion-Losses-a-Guide-to-Conservation-Planning#scribd>> Acesso em: 17 mar 2015.

ZARONI, M. J.; SANTOS, H. G. **Argissolos**. Embrapa solos, Rio de Janeiro-RJ, 2006. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONTAG01_7_2212200611538.html#>. Acesso em: 18 fev. 2015.

APÊNDICE I – Cálculo dos Fatores de Caracterização (FC) específicos para a UGHRI Tietê-Jacaré

FC Ocupação

$$\Delta C[\text{Kg C ano m}^{-2} \text{ ano}^{-1}] = \frac{(\text{SOC}_{\text{pot}} - \text{SOC}_{\text{LU2}}) \times (\text{T}_{\text{fin}} - \text{T}_{\text{ini}})}{(\text{T}_{\text{fin}} - \text{T}_{\text{ini}})}$$

Exemplo de cálculo para Latossolo em cerrado:

$$\Delta C[\text{Kg C ano m}^{-2} \text{ ano}^{-1}] = \frac{(2,67 - 4,53) \times (1 - 0)}{(1 - 0)} = -1,86$$

FC Transformação

$$\Delta C[\text{Kg C ano m}^{-2}] = (\text{SOC}_{\text{pot}} - \text{SOC}_{\text{LU1}}) \times (\text{t}_{\text{reg1}} - \text{t}_{\text{ini}}) + 1/2(\text{t}_{\text{reg1}} - \text{t}_{\text{ini}}) \times (\text{SOC}_{\text{LU1}} - \text{SOC}_{\text{LU2}})$$

Exemplo de cálculo para Latossolo em cerrado:

$$\Delta C[\text{Kg C ano m}^{-2}] = (2,67 - 1,58) \times (32,09 - 0) + 0,5(32,09 - 0) \times (1,58 - 4,53) = -11,68$$

Cana em cerrado			Cana em mata Atlântica		
Latossolos	Valor t/ha	Valor Kg/m²	Latossolos	Valor t/ha	Valor Kg/m²
SOC _{pot}	26,69	2,67	SOC _{pot}	44,3	4,43
SOC _{LU1}	15,8	1,58	SOC _{LU1}	33,2	3,32
SOC _{LU2}	45,3	4,53	SOC _{LU2}	32,3	3,23
tini	0	0	tini	0	0
tfin	1	1	tfin	1	1
Treg		32,09	Treg		1,5
FCocc		-1,86	FCocc		1,2
FCtrans		-11,68	FCtrans		1,73
Argissolo	Valor t/ha	Valor Kg/m²	Argissolo	Valor t/ha	Valor Kg/m²
SOC _{pot}	24,9	2,49	SOC _{pot}	37,4	3,74
SOC _{LU1}	17,3	1,73	SOC _{LU1}	32,5	3,25
SOC _{LU2}	23	2,3	SOC _{LU2}	25	2,5
tini	0	0	tini	0	0
tfin	1	1	tfin	1	1
Treg		-8,86	Treg		12,09
FCocc		0,19	FCocc		1,24
FCtrans		-14,07	FCtrans		10,46
Neossolo	Valor t/ha	Valor Kg/m²			
SOC _{pot}	10,62	1,062			
SOC _{LU1}	15,5	1,55			
SOC _{LU2}	16,1	1,61			
tini	0	0			
tfin	1	1			
Treg		-3,87			
FCocc		-0,548			
FCtrans		-1,32			

APÊNDICE II- Valores de EI para cada estação pluviométrica presente na UGRHI 13 e sua distribuição na área da bacia

Valores de EI para cálculo do fator R

Estação DAEE	EI (MJ/ha-mm)												Fator R
	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	Anual
C5-107	169,36	173,04	73,83	38,03	18,47	8,60	4,77	4,05	4,05	47,21	70,53	174,45	786,40
C5-016	120,79	91,07	61,86	23,57	13,70	6,49	2,12	2,26	2,26	29,30	45,50	103,74	502,68
C5-017	133,11	99,12	69,47	29,73	12,41	8,09	2,42	2,80	2,80	45,16	51,48	131,03	587,62
C5-117	85,18	93,42	49,89	23,08	11,09	5,34	3,66	4,20	4,20	21,05	39,85	105,56	446,52
D5-003	138,72	93,27	51,77	24,22	14,48	7,15	1,92	2,95	2,95	35,46	51,51	117,12	541,52
D5-023	156,58	87,29	62,15	27,71	15,19	7,47	2,65	2,81	2,81	37,23	48,55	121,28	571,73
D5-077	124,04	87,94	43,87	23,06	13,19	7,77	2,05	3,49	3,49	29,28	41,32	96,88	476,38
C5-108	69,94	35,56	21,73	8,30	6,34	2,74	1,34	0,99	0,99	15,41	20,67	56,60	240,62
C5-055	81,86	57,98	40,49	14,74	10,94	5,35	1,75	2,21	2,21	20,95	35,06	69,68	343,21
C5-081	95,71	76,87	60,72	25,51	17,74	7,64	1,71	3,02	3,02	41,17	49,71	127,49	510,33
D6-087	125,51	84,95	41,33	17,94	17,89	8,08	2,47	3,18	3,18	31,52	27,07	94,81	457,92
D6-036	101,67	66,08	35,04	20,66	15,38	7,93	2,27	2,45	2,45	17,55	36,89	71,90	380,27
D5-018	93,97	73,25	40,86	20,13	17,96	9,02	2,32	2,69	2,69	22,07	37,67	77,89	400,51
D5-039	86,20	65,80	45,40	15,24	21,48	11,54	2,95	3,64	3,64	18,78	39,52	70,77	384,96
D5-022	107,72	69,16	52,46	16,18	14,09	4,25	1,68	1,68	1,68	37,30	44,29	86,46	436,95
C5-035	173,23	119,02	90,40	33,19	15,08	6,02	2,15	3,35	3,35	38,07	56,49	157,46	697,81
D4-037	113,03	72,57	55,05	16,98	14,78	5,37	1,76	1,77	1,77	39,14	46,47	90,72	459,43
D4-098	114,62	98,54	75,81	28,45	20,84	6,81	3,89	4,24	4,24	18,99	34,98	82,54	493,95
D5-006	156,04	99,74	67,49	26,95	21,44	9,25	2,42	3,74	3,74	36,46	44,63	119,90	591,79
D5-072	82,05	53,16	42,82	14,33	16,88	9,47	3,28	3,77	3,77	18,82	35,20	74,39	357,94
D5-047	120,69	86,23	54,48	24,36	20,59	12,67	2,86	4,74	4,74	37,59	43,49	95,67	508,12
Fator R Bacia												10176,67	

Distribuição das estações pluviométricas consideradas para o cálculo de EI e do fator R da bacia

APÊNDICE III- Mapa do fator LS

APÊNDICE IV: Áreas referentes à expansão da cana-de-açúcar ano a ano para o cálculo dos impactos de transformação para a categoria (PRE)

Transformação de pastagem em cana em área de cerrado		
Ano	Tipo de solo	Área (ha)
2012/13	2-Neossolo Quartzarênico órtico	0
2013/14	2-Neossolo Quartzarênico órtico	0
2014/15	2-Neossolo Quartzarênico órtico	0
2015/16	2-Neossolo Quartzarênico órtico	0
2016/17	2-Neossolo Quartzarênico órtico	0
2017/18	2-Neossolo Quartzarênico órtico	0
2018/19	2-Neossolo Quartzarênico órtico	0,25
Ano	Tipo de solo	Área (ha)
2012/13	3-Argissolo Vermelho amarelo Distrófico	111
2013/14	3-Argissolo Vermelho amarelo Distrófico	62,75
2014/15	3-Argissolo Vermelho amarelo Distrófico	74
2015/16	3-Argissolo Vermelho amarelo Distrófico	123,75
2016/17	3-Argissolo Vermelho amarelo Distrófico	219
2017/18	3-Argissolo Vermelho amarelo Distrófico	190,75
2018/19	3-Argissolo Vermelho amarelo Distrófico	209
Ano	Tipo de solo	Área (ha)
2012/13	4-Latossolo vermelho	225,25
2013/14	4-Latossolo vermelho	330,25
2014/15	4-Latossolo vermelho	307,75
2015/16	4-Latossolo vermelho	304,75
2016/17	4-Latossolo vermelho	239,25
2017/18	4-Latossolo vermelho	178,5
2018/19	4-Latossolo vermelho	155,75
Ano	solo	Área (ha)
2012/13	5-Latossolo vermelho-amarelo Álico e distrófico	0
2013/14	5-Latossolo vermelho-amarelo Álico e distrófico	13,25
2014/15	5-Latossolo vermelho-amarelo Álico e distrófico	14,25
2015/16	5-Latossolo vermelho-amarelo Álico e distrófico	21
2016/17	5-Latossolo vermelho-amarelo Álico e distrófico	21
2017/18	5-Latossolo vermelho-amarelo Álico e distrófico	26
2018/19	5-Latossolo vermelho-amarelo Álico e distrófico	26

Transformação de pastagem em cana em área de mata atlântica		
Ano	Tipo de solo	Área(ha)
2012/13	3-Argissolo Vermelho amarelo Distrófico	97,25
2013/14	3-Argissolo Vermelho amarelo Distrófico	137,75
2014/15	3-Argissolo Vermelho amarelo Distrófico	89,25
2015/16	3-Argissolo Vermelho amarelo Distrófico	63
2016/17	3-Argissolo Vermelho amarelo Distrófico	113,75
2017/18	3-Argissolo Vermelho amarelo Distrófico	139,75
2018/19	3-Argissolo Vermelho amarelo Distrófico	133
Ano	Tipo de solo	Área(ha)
2012/13	4-Latossolo vermelho	58,0
2013/14	4-Latossolo vermelho	47,0
2014/15	4-Latossolo vermelho	27,3
2015/16	4-Latossolo vermelho	37,0
2016/17	4-Latossolo vermelho	42,0
2017/18	4-Latossolo vermelho	36,0
2018/19	4-Latossolo vermelho	31,0

APÊNDICE V- Cálculo dos FC para a categoria PBP utilizando os valores globais

Valores globais referentes às condições climáticas, tipos de solo, tipos de uso e manejo segundo valores do IPCC (2006) e retirados de Brandão; Milà i Canals (2013).

Estoque de carbono orgânico no solo sob vegetação nativa:

Região climática	Tipo de solo	Valor (t C ha ⁻¹)
Tropical úmida	Baixa CTC	47
Tropical úmida	Baixa CTC	47
Tropical úmida	Arenoso	30

Fator de uso da terra do (IPCC, 2006):

Uso do solo	Regime de temperatura e chuva	Fator IPCC
Cultivo a longo prazo (cana)	Tropical úmido	0,48
Área abandonada	Tropical úmido	0,82

Fator de manejo da terra para áreas cultivadas (IPCC, 2006):

Manejo do solo	Regime de temperatura e chuva	Fator IPCC
Preparo completo do solo	Tropical úmido	1,00
Alta entrada de insumos	Tropical úmido	1,11

Cálculo dos estoques de carbono da área de referência (SOC_{pot}) e do cultivo de cana-de-açúcar (SOC_{LU2})

$$\text{SOC}_{\text{pot}} (\text{Latossolo}) = 47 \times 0,82 = 38,54$$

$$\text{SOC}_{\text{pot}} (\text{Argissolo}) = 47 \times 0,82 = 38,54$$

$$\text{SOC}_{\text{pot}} (\text{Neossolo}) = 30 \times 0,82 = 24,6$$

$$\text{SOC}_{\text{LU2}} (\text{Latossolo}) = 47 \times 0,48 \times 1,11 \times 1 = 25,04$$

$$\text{SOC}_{\text{LU2}} (\text{Argissolo}) = 47 \times 0,48 \times 1,11 \times 1 = 25,04$$

$$\text{SOC}_{\text{LU2}} (\text{Neossolo}) = 30 \times 0,48 \times 1,11 \times 1 = 16$$

Cálculo dos Fatores de Caracterização (FC)

O cálculo dos FC para ocupação segue a expressão a seguir, já apresentada anteriormente:

$$\Delta C [\text{kg C year m}^{-2} \text{ year}^{-1}] = \frac{(\text{SOC}_{\text{pot}} - \text{SOC}_{\text{LU2}}) \times (t_{\text{fin}} - t_{\text{ini}})}{(t_{\text{fin}} - t_{\text{ini}})}$$

Portanto:

$$\text{FC} (\text{Latossolos}): 3,854 - 2,5 = 1,35 \text{ Kg C ano}^{-2} \text{ m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$$

$$\text{FC} (\text{Argissolos}): 3,854 - 2,5 = 1,35 \text{ Kg C ano}^{-2} \text{ m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$$

$$\text{FC} (\text{Neossolos}): 2,46 - 1,6 = 0,86 \text{ Kg C ano}^{-2} \text{ m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$$

APÊNDICE VI- Cálculo dos FC para a categoria Potencial de Regulação da erosão utilizando valores globais

Estimativa média da erosão natural baseada nas classes de resistência à erosão, declividade e taxa anual de precipitação (Passo 2).

Tipo de solo	Média da erosão natural (t/(ha.ano))
Neossolo litólico eutrófico	4,2
Neossolo quartzarênico órtico	4,7
Argissolo Vermelho amarelo Distrófico	6,6
Latossolo vermelho	6,6
Latossolo vermelho-amarelo Álico e distrófico	6,6

Cálculo da taxa de erosão do solo por tipo de uso (Passo 3)

$$Q_{LU} = EMEN \times k_{use}$$

$$Q_{LU} = 4,2 \times 6 = 25,2 \text{ t/(ha.ano) em neossolo litólico}$$

$$Q_{LU} = 4,7 \times 6 = 28,2 \text{ t/(ha.ano) em neossolo quartzarênico órtico}$$

$$Q_{LU} = 6,6 \times 6 = 39,6 \text{ t/(ha.ano) em latossolos e argissolo}$$

Cálculo da taxa de erosão do solo para o estado de referência (Passo 4)

$$Q_{ref} = 4,2 \times 0,5 = 2,1 \text{ t/(ha.ano) em neossolo litólico}$$

$$Q_{ref} = 4,7 \times 0,5 = 2,35 \text{ t/(ha.ano) em neossolo quartzarênico}$$

$$Q_{ref} = 6,6 \times 0,5 = 3,3 \text{ t/(ha.ano) em latossolos e argissolo}$$

Cálculo do FC para ocupação

$$FC_{occ} = Q_{ref} - Q_{LU}$$

$$FC_{occ} = (2,1 - 25,2) \times (-1) = \mathbf{23,1 \text{ t/(ha.ano), em neossolo litólico}}$$

$$FC_{occ} = (2,35 - 28,2) \times (-1) = \mathbf{25,85 \text{ t/(ha.ano) em neossolo quartzarênico órtico}}$$

$$FC_{occ} = (3,3 - 39,6) \times (-1) = \mathbf{36,3 \text{ t/(ha.ano) em latossolos e argissolo}}$$