

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL**

Danielle Maia de Souza

**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 submetida ao Programa de Pós-
Graduação da Universidade Federal de
Santa Catarina para a obtenção do
Grau de Doutor em Engenharia
Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Henrique de
Melo Lisboa

Co-orientador: Prof. Dr. Ralph K.
Rosenbaum

Florianópolis
2010

Catálogo na fonte elaborada pela biblioteca da
Universidade Federal de Santa Catarina

S729p Souza, Danielle Maia de

Proposta de um modelo de caracterização de impactos do uso da terra, segundo indicadores de biodiversidade, em AICV [tese] : cálculo de fatores de caracterização para ecorregiões brasileiras / Danielle Maia de Souza ; orientador, Henrique de Melo Lisboa. - Florianópolis, SC, 2010.

1 v.: il., tabs., mapas

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Inclui referências e apêndices

1. Engenharia ambiental. 2. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida. 3. Terra - Uso. 4. Biodiversidade. 5. Impacto. I. Lisboa, Henrique de Melo. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

CDU 628.4

Danielle Maia de Souza

**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**

Esta Tese foi julgada adequada para obtenção do Título de “Doutora em Engenharia Ambiental”, e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Florianópolis, 03 de setembro de 2010.

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
Coordenador do Curso

Banca Examinadora:



Prof., Dr. Henrique de Melo Lisboa,
Orientador
Universidade Federal de Santa Catarina



Prof., Dr. Ralph Rosenbaum,
Co-Orientador
Technical University of Denmark



Dr. Manuele Margni,
Membro externo
CIRAIG/École Polytechnique of Montréal



Prof., Dr. Gil Anderi da Silva,
Membro externo
Universidade de São Paulo



Prof., Dr. Fernando Soares Pinto Sant'Anna,
Membro interno
Universidade Federal de Santa Catarina



Prof., Dr. Armando Borges de Castilhos Jr.,
Membro interno
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof.^a, Dr.^a Cátia Carvalho Pinto,
Membro interno
Universidade Federal de Santa Catarina

À NOSSA SENHORA, por estar ao meu lado, guiando-me e iluminando-me.

Aos meus pais, Paulo e Tânia, pelo apoio, carinho e amor incondicionais.
Aos meus irmãos, Carlos Eduardo e Christiana pelo apoio.

Ao meu grande e eterno amigo, Daniel Normandin, pela confiança e, acima de tudo, pela amizade.

Ao meu orientador, Henrique de Melo Lisboa, e ao meu co-orientador Ralph K. Rosenbaum que confiaram na concretização deste trabalho.

AGRADECIMENTOS

O processo de doutorado e, finalmente, de elaboração do documento final, certamente, não consiste em uma tarefa estritamente individual. São anos de trabalho e certamente, nesta caminhada, não segui sozinha. Desta forma, julgo essencial citar aqueles que contribuíram para que este trabalho chegasse a bom termo. A todos, a minha sincera e enorme gratidão.

Pela presença fundamental em minha vida

À Deus, por estar sempre presente em minha vida; e à Nossa Senhora, que norteia e ilumina meus passos;

Aos meus pais, Paulo e Tânia, que sempre compreenderam a minha ausência e apoiaram a busca pela realização de meus sonhos; pelo amor, carinho e apoio, expresso aqui meu enorme agradecimento, todos os dias de minha vida. Agradeço pela alegria e orgulho com o qual sempre vibraram com as minhas conquistas.

Aos meus irmãos, Carlos Eduardo e Christiana, pela confortante presença em minha vida, pela amizade e conselhos. Meu agradecimento também aos meus cunhados, Gabriela e Rafael, pelo apoio.

Pelo apoio científico e participação indispensável na conclusão deste trabalho

Ao meu orientador, Prof. Dr. Henrique de Melo Lisboa, pela confiança em minha competência para a concretização deste trabalho; pelo apoio e auxílio em alguns dos momentos mais difíceis deste processo; e finalmente pelas críticas, correções e sugestões realizadas neste trabalho.

Meinem Co-Betreuer, Prof. Dr. Ralph K. Rosenbaum, für seine Unterstützung und wissenschaftliche Kompetenz, die meiner Dissertation Richtung und Fundament geben sowie mir bei der Erreichung der gesetzten Ziele geholfen haben.

Aos membros da banca, Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Júnior, Profa. Cátia Carvalho Pinto, Prof. Dr. Fernando Soares Pinto Sant'Anna, Prof. Dr. Gil Anderi da Silva, Prof. Dr. Henrique de Melo Lisboa, Dr. Manuele Margni e Prof. Dr. Ralph K. Rosenbaum, por terem aceitado participar da avaliação deste trabalho. Meu agradecimento especial ao Prof. Dr. Gil Anderi da Silva, pelo apoio incondicional, pela amizade e pelos conselhos relacionados ao meu trabalho e ao meu desenvolvimento pessoal.

À Universidade Federal de Santa Catarina e aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA), pela oportunidade de realização deste doutorado.

Pela amizade eterna

À mon grand et éternel ami, Daniel Normandin, pour son amitié inconditionnelle et pour sa présence dans ma vie. J'ai pu compter sur lui dans les moments les plus difficiles. Je suis conscient que son soutien moral, ses conseils et ses encouragements ont été dès plus importants dans l'atteinte de mes objectifs. Je le remercie particulièrement pour sa confiance, ses longues conversations qui m'ont permis de découvrir la personne amicale et agréable qu'il est. A Daniel, un grand merci du fond du cœur!

À amiga Vivian Suzuki, minha irmã de alma, pela presença em muitos dos momentos em que mais precisei.

Pela amizade, apoio e carinho

À Stéphan Deschamps, pour son amour et compréhension. Pour simplement sa présence marquante dans ma vie.

Às amigas, Camila Funari, Karin Jahnke, Mariele Jungles, Maria Aparecida, Marina Eller Quadros, Marina Lisboa, Paola Karina Ramírez Sanchez e aos amigos, Carlos Daniel Mendes, Marcelo Nogoseke, Marcelo Zanini e Pedro Celidônio Machado, pela amizade e pelo apoio.

A tous les membres du Bureau A683-2 au CIRAIG: Anne Lautier, Annie Levasseur, Isabelle Lessard, Jonathan Lalande, Mylène Fugère, Pierre-Olivier Roy, Rima Manneh, Hala-Rosie Saad, Sophie Fallaha, Thomas Dandres ainsi qu' Anne-Marie-Boulay, Caroline

Wildbolz, Étienne Bernier, Jean-François Menard, Rosalie van Zelm, Sandra Estrela, Stéphanie Oscarson, Valérie Bécaert et Xavier Bengoa, je vous remercie surtout pour l'amitié. Un remerciement spécial a Rosie Saad, pour toutes ses explications sur le thème de l'utilisation des terres.

Ao chefe de expediente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da UFSC, Maurício Pereira Paiva, pelo apoio e conselhos, principalmente em momentos difíceis.

Pelo exemplo

A tous les membres du CIRAIG, direction, professeurs, étudiants, analystes et stagiaires, pour cet exemple d'amitié et d'harmonie dans le locaux de travail, mais aussi pour l'implication et dévouement à développer l'Analyse du Cycle de Vie.

Pelo apoio financeiro

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CNPq, pela concessão do apoio financeiro fundamental para a viabilização deste doutorado, tanto no Brasil, quanto no primeiro período em que estive realizei parte da pesquisa, em Montréal, no Canadá.

Merci au CIRAIG, à l'École Polytechnique de Montréal et aux partenaires de la Chaire internationale en analyse du cycle de vie pour leur soutien financier pendant ma dernière année à Montréal: Arcelor-Mittal, Bell Canada, Cascades, Eco Entreprises Québec/Recyc-Québec, Groupe EDF/GDF-SUEZ, Hydro-Québec, Johnson & Johnson, Mouvement des caisses Desjardins, Rio Tinto Alcan, RONA, SAQ, Total et Veolia Environnement.

Pela disponibilização de material essencial para a conclusão deste trabalho

À Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, IBGE, pela cessão de material essencial para a realização desta pesquisa, meus sinceros agradecimentos;

Ao pesquisador Adriano Venturini, pela atenção e pelos dados fornecidos.

Finally, at last, but not least, to all the researchers on the Life Cycle Assessment field, who have always so kindly provided information and have made their time available for any of my questions. My special thanks to Dr. Bo Weidema, Prof. Dr. Cassia Maria Lie Ugaya, Prof. Dr. Gil Anderi da Silva, Dr. Jane Bare, Prof. Dr. Louise Deschênes, Dr. Manuele Margni, Mr. Mark Goedkoop, Prof. Dr. Michael Z. Hauschild, Prof. Dr. Ralph K. Rosenbaum and Sebastien Humbert.

Enfim, a todos e todas que apoiaram, de uma forma ou de outra, ou acreditaram na conclusão deste trabalho. MEU SINCERO AGRADECIMENTO!

"We find ourselves ethically destitute just when, for the first time, we are faced with ultimacy, the irreversible closing down of the earth's functioning in its major life systems. Our ethical traditions know how to deal with suicide, homicide and even genocide, but these traditions collapse entirely when confronted with biocide, the killing of the life systems of the earth, and geocide, the devastation of the earth itself."

(Thomas Berry)

RESUMO

Dentre as iniciativas promovidas para o aprimoramento da etapa de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), instituídas pela UNEP Life Cycle Initiative, destacam-se os esforços com relação à avaliação de impactos do uso da terra. A importância desta categoria de impacto se destaca principalmente no que diz respeito à caracterização dos efeitos do uso da terra sobre a diversidade biológica. Frente a estes aspectos e à necessidade de desenvolvimento de uma metodologia de AICV nacional, este trabalho tem, como objetivo geral, “propor um modelo de caracterização de impactos do uso da terra, segundo indicadores de biodiversidade, em AICV. O modelo deverá ser composto por parâmetros que possam ser aplicados não somente em escala regional, mas também global. Para tanto, após a análise de modelos existentes, foi estabelecido um esquema de mecanismos ambientais, de causas e efeitos, para a definição de parâmetros para o modelo proposto. Foram observados dois grupos potenciais para a construção de indicadores: (i) espécies e (ii) ecossistemas. As espécies adotadas neste trabalho são quatro, das cinco classes do filo Chordata: anfíbios, aves, mamíferos e répteis. Desta forma, ao contrário dos outros modelos, este trabalho propôs o emprego de grupos taxonômicos diversos àqueles utilizados nos modelos existentes (plantas vasculares). Com relação aos ecossistemas, empregou-se como unidade de escala espacial as ecorregiões definidas pelo World Wildlife Fund (WWF). Apesar de existirem outras propostas de divisão das ecorregiões globais, os dados do WWF se encontram em congruência com um segundo parâmetro utilizado no modelo: o grau de ameaça às espécies, definido na Lista Vermelha de Espécies. As ecorregiões foram avaliadas com relação à sua vulnerabilidade e escassez e as espécies segundo o grau de endemismo e sua classificação na categoria da Lista Vermelha de Espécies da IUCN. Como referência para a comparação dos impactos resultantes do uso da terra, emprega-se a situação próxima do natural, definida por cenários de recuperação da terra: a vegetação natural potencial. Os tempos de recuperação estimados para cada um dos biomas do Brasil são estimados, baseado em Köllner (2003). Por fim, foram derivados e avaliados os fatores de caracterização resultantes e foram tecidas recomendações para um futuro aprimoramento do modelo, principalmente no que diz respeito à disponibilidade de dados.

Palavras-chave: Biodiversidade; Ecossistemas; Avaliação de Impacto do Uso da Terra; Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV); Avaliação do Ciclo de Vida (LCA)

ABSTRACT

Within the initiatives established by the “UNEP Life Cycle Initiative” towards the improvement of LCIA, land use impact assessment has a growing concern. The importance of this impact category has a greater importance when one refers to land use impacts on biological diversity. Therefore, due to these aspects and the need to develop a national LCIA method, this work has, as its main objective, to propose a LCIA land use impact assessment model for Brazil, based in biodiversity indicators and build by parameters which can be applied not only in a regional, but also in a global scale. Therefore, after the analysis of existing models, a cause-effect chain was established in order to help on the definition of the model parameters. Two potential groups of indicators could be then defined: (i) species and (ii) ecosystems. The species used as proxy in this work belong to four of the *Chordata*: amphibia, aves, mammalia and reptilia. In contradiction to existing models, this work proposed the use of other species than vascular plants. Concerning the ecosystem, ecoregions were used as spatial resolution unit. Although other proposals for ecoregion classification exist, the scheme from World Wildlife Fund (WWF) was utilized, mainly due to its correlation with the IUCN Red Lists Data for species. Ecoregions were evaluated concerning their vulnerability and scarcity. Finally, characterization factors were derived and analyzed and recommendations for the improvement of the proposed model were suggested, mainly with regard to data availability.

Keywords: Biodiversity; Ecosystems; Land Use Impact Assessment; Life Cycle Impact Assessment (LCIA); Life Cycle Assessment (LCA)

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Número de teses e dissertações sobre o tema ACV, ICV e AICV, defendidas no Brasil entre os anos de 1997 e 2009.	44
Figura 2. Esquema do ciclo de vida de um produto.	50
Figura 3. Estrutura da Avaliação do Ciclo de Vida.	51
Figura 4. Esquema de três sistemas de produto (S.P. 1, 2 e 3) e dos fluxos relacionados a processos elementares.	55
Figura 5. Procedimentos da análise do inventário.	57
Figura 6. Elementos da AICV.	59
Figura 7. A fase de interpretação e sua relação com as outras fases da ACV.	61
Figura 8. Esquema de mecanismo ambiental em método de AICV, contendo categorias de impacto intermediário e áreas de proteção.	65
Figura 9. Indicadores de categoria.	68
Figura 10. A área de proteção "Qualidade do Ecossistema" e seus atributos.	83
Figura 11. Esquema 3D da evolução da qualidade de utilização da terra, de acordo com diversos tipos de intervenções (transformação e ocupação).	86
Figura 12. Esquema dos impactos decorrentes de transformação e ocupação, quando a qualidade da terra permanece constante durante a ocupação.	87
Figura 13. Esquema da alteração da qualidade da terra e atribuição de impactos de acordo com duas situações de referência.	89
Figura 14. Esquema dos impactos causados à terra, devido a processos de ocupação e/ou transformação.	90
Figura 15. Efeito observado na magnitude dos impactos de ocupação e transformação, segundo o aumento do tempo de recuperação da terra (<i>trec</i>), de acordo com a alocação apontada na Figura 14.	91
Figura 16. Efeito observado na magnitude do impacto permanente, segundo a redução do potencial de regeneração da terra (<i>Qpot</i>) e manutenção de θ_{rec} , de acordo com a alocação apontada na Figura 14.	92
Figura 17. Efeito observado na magnitude do impacto permanente, segundo a redução do potencial de regeneração da terra (<i>Qpot</i>) e manutenção de <i>trec</i> , de acordo com a alocação apontada na Figura 14.	92
Figura 18. Outro esquema dos impactos causados à terra, devido a processos de ocupação e/ou transformação.	93

Figura 19. Efeito observado na magnitude dos impactos de ocupação e transformação, segundo o aumento do tempo de recuperação da terra (<i>trec</i>), de acordo com a alocação apontada na Figura 18.	94
Figura 20. Efeito observado na magnitude do impacto permanente, segundo a redução do potencial de regeneração da terra (<i>Qpot</i>), de acordo com a alocação apontada na Figura 18.	94
Figura 21. Esquema da cadeia de causas e efeitos de Lindeijer & Weidema (2001).	112
Figura 22. Número de espécies de plantas vasculares por zonas de biodiversidade.	115
Figura 23. Esquema da cadeia de causas e efeitos da metodologia de Goedkoop e Spriensma.	121
Figura 24. Esquema do modelo de Köllner.	129
Figura 25. Esquema da cadeia de causas e efeitos, segundo Köllner. .	130
Figura 26. Esquema do mecanismo ambiental proposto por Vogtländer <i>et al.</i> (2004) para as duas modelagens: (i) riqueza de espécies e (ii) raridade de ecossistemas.	139
Figura 27. Ecorregiões abordadas pelo modelo de Michelsen (2008).	148
Figura 28. Esquema do mecanismo ambiental, considerando os impactos do uso da terra sobre a biodiversidade.	156
Figura 29. Etapas metodológicas para o cálculo dos fatores de caracterização.	157
Figura 30. Domínios biogeográficos terrestres.	160
Figura 31. Distribuição das ecozonas terrestres.	161
Figura 32. Representação da divisão do território brasileiro em (a) biomas ou (b) ecozonas e em (c) ecorregiões.	163
Figura 33. Mapeamento do uso da terra no estado do Rio Grande do Sul, de acordo com os tipos de uso do solo definidos pela Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.	164
Figura 34. Esquema da distinção entre os impactos devido à transformação e ocupação da terra, empregada neste trabalho.	167
Figura 35. Esquema das categorias das Listas Vermelhas da IUCN. ...	173
Figura 36. Duas configurações de ecorregiões, em (a) 1995 e (b) 2001 (b).	180
Figura 37. Esquema visual da riqueza de espécies totais e endêmicas e do estado de conservação de cada ecorregião.	193
Figura 38. Gráfico mostrando a relação entre a riqueza de espécies totais, para anfíbios da categoria de Menor Preocupação da Lista Vermelha de Espécies, e espécies endêmicas.	194
Figura 39. Relação entre o endemismo das espécies das quatro classes de Chordata e as ecorregiões brasileiras.	195

Figura 40. Representação dos fatores de caracterização de ocupação do uso da terra para florestas e áreas agrícolas.....	198
Figura 41. Scatterplot da qualidade da terra, durante ocupação, para as diferentes ecorregiões brasileiras.	199
Figura 42. Scatterplot da qualidade da terra ocupada, em relação à situação potencial, para as diferentes ecorregiões brasileiras.....	200
Figura 43. Relação entre a qualidade da terra potencial e durante ocupação.....	201

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Testes para avaliar a qualidade dos dados.....	62
Quadro 2. Exemplos de categorias de impacto intermediário, comumente utilizadas, e seus respectivos fatores e modelos de caracterização e unidades dos indicadores de categoria.....	73
Quadro 3. Áreas de proteção consideradas como sendo relevantes em ACV.....	74
Quadro 4. Dados utilizados para cada uma das quatro modelagens propostas.....	124
Quadro 5. Cobertura da terra, de acordo com tipo e intensidade de uso.....	144
Quadro 6. Modelos de avaliação de impacto do uso da terra e respectivos indicadores de categoria.....	154
Quadro 7. Classes da cobertura e do uso da terra no Brasil.....	165

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Magnitude e biodiversidade nos oito domínios biogeográficos terrestres.	41
Tabela 2. Fatores de caracterização para a categoria Aquecimento Global.	72
Tabela 3. Percentagem de espécies contidas nas Listas Vermelhas da Suíça, de acordo com as diferentes categorias.	102
Tabela 4. Áreas de planícies na Suíça consideradas no estudo.	103
Tabela 5. Tipos de uso da terra assumidos para a modelagem de danos.	106
Tabela 6. Classes de uso da terra e respectivas percentagens de redução da diversidade de espécies, após a ocupação.	113
Tabela 7. Tempos de recuperação de áreas (obtenção de biomassa potencial máxima), em anos, segundo altitude e latitude.	114
Tabela 8. Área potencial e riqueza de espécies por 10.000 km ² para diferentes biomas.	116
Tabela 9. Dados de normalização para os valores de Qbiod, de acordo com a classe de uso da terra durante a ocupação.	119
Tabela 10. Dados de PDF <i>natural-uso</i> utilizados no modelo de Goedkoop e Spriensma, para atividades de transformação.	125
Tabela 11. Tempos de recuperação da terra, estimados por Köllner, segundo transformação de tipo inicial e final.	132
Tabela 12. Tipos de uso da terra e contagem de espécies utilizados no modelo de Voegtländer <i>et al.</i> (2004).	140
Tabela 13. Fatores de relaxamento (<i>trelax</i>) relativos, de acordo com a altitude e latitude, de uma determinada localidade.	146
Tabela 14. Pontuação da vulnerabilidade de ecossistemas, de acordo com a escala de classificação do “Estado de Conservação” de ecossistemas, fornecida pelo WWF.	150
Tabela 15. Escalas propostas para cada um dos três fatores-chave incluídos na composição do indicador CMB.	152
Tabela 16. Exemplos de cálculo dos fatores de endemismo (F <i>End</i> e FN <i>End</i>), para anfíbios, em quatro ecorregiões do Brasil, classificados na categoria da Lista Vermelha “Em Perigo”.	173
Tabela 17. Duas abordagens empregadas na ponderação (WCAT) de cada uma das categorias da Lista Vermelha de Espécies da IUCN, segundo Butchart <i>et al.</i> (2005).	175
Tabela 18. Ecorregiões globais utilizadas como referência para a avaliação do grau de escassez das ecorregiões brasileiras.	178

Tabela 19. Correspondência entre os diferentes estados de conservação (EsC) das ecorregiões, atribuídos em 1995 (DINERSTEIN <i>et al.</i> , 1995) e em 2001 (OLSON <i>et al.</i> , 2001).	180
Tabela 20. Exemplo de dados disponíveis para as publicações de 1995 e 2001.....	181
Tabela 21. Novos valores atribuídos à soma de critérios, para aquelas ecorregiões que tiveram o grau de conservação alterado de 1995 a 2001.	182
Tabela 22. Dados do tempo de recuperação da terra (<i>trec</i>), em anos, de acordo tipo de uso inicial e final, segundo Köllner (2003) e Schmidt (2008), para uma latitude de 45°, ou seja, para o Norte da Europa.	184
Tabela 23. Correspondência da Tabela 22 para um período de recuperação de florestas, a partir de terras agrícolas, de 100 a 300 anos.	185
Tabela 24. Tipologias do uso da terra para o Brasil, segundo IBGE... ..	237
Tabela 25. Pontos atribuídos às diferentes categorias de estados de conservação.....	242
Tabela 26. Critérios utilizados na determinação do estado de conservação de ecorregiões e seus respectivos pesos.....	242
Tabela 27. Percentagem de perda total do hábitat e respectivos pontos atribuídos.....	243
Tabela 28. Pontos atribuídos aos biomas do tipo "Florestas Tropicais", segundo sua extensão e número de blocos de hábitat (pelo menos um bloco deve atender aos requisitos expostos).....	244
Tabela 29. Pontos atribuídos aos biomas do tipo "Florestas Temperadas e de Coníferas", segundo sua extensão e número de blocos de hábitat.	245
Tabela 30. Pontos atribuídos aos biomas do tipo "Pradarias, Estepes e Savanas", segundo sua extensão e número de blocos de hábitat.....	246
Tabela 31. Pontos atribuídos aos biomas do tipo "Formações Xéricas", segundo sua extensão e número de blocos de hábitat.....	247
Tabela 32. Grau de fragmentação do hábitat e respectivos pontos atribuídos.....	248
Tabela 33. Grau de degradação do hábitat e respectivos pontos atribuídos.....	249
Tabela 34. Pontos atribuídos às diferentes ecorregiões, de acordo com a percentagem de conversão do hábitat.....	249
Tabela 35. Análise do grau de proteção de biomas do tipo "Florestas de Coníferas".	250
Tabela 36. Análise do grau de proteção de biomas do tipo "Pradarias, Estepes e Savanas" e "Formações Xéricas".....	250

Tabela 37. Análise do grau de proteção de biomas com extensão acima de 50.000 km ²	251
Tabela 38. Dados de espécies de anfíbios <u>não-endêmicas</u> , por categoria da lista vermelha de espécies da IUCN.	252
Tabela 39. Dados de espécies de anfíbios <u>endêmicas</u> , por categoria da lista vermelha de espécies da IUCN.....	255
Tabela 40. Dados de espécies de aves <u>não-endêmicas</u> , por categoria da lista vermelha de espécies da IUCN.....	259
Tabela 41. Dados de espécies de aves <u>endêmicas</u> , por categoria da lista vermelha de espécies da IUCN.	263
Tabela 42. Dados de espécies de mamíferos <u>não-endêmicas</u> , por categoria da lista vermelha de espécies da IUCN.	267
Tabela 43. Dados de espécies de mamíferos <u>endêmicas</u> , por categoria da lista vermelha de espécies da IUCN.....	271
Tabela 44. Dados de espécies de répteis <u>não-endêmicas</u> , por categoria da lista vermelha de espécies da IUCN.....	275
Tabela 45. Dados de espécies de répteis <u>endêmicas</u> , por categoria da lista vermelha de espécies da IUCN.....	279
Tabela 46. Dados de <i>Apot</i> e <i>Apot,max</i> , e ES para cada uma das ecorregiões.	282
Tabela 47. Dados acerca do estado de conservação (EsC) de 1995 e 2001 e valores do grau de vulnerabilidade (EV) para cada uma das ecorregiões do Brasil.....	286
Tabela 48. Valores utilizados no cálculo de <i>Qpot</i> , empregado no cálculo dos fatores de caracterização do uso da terra.	290
Tabela 49. Tempos de recuperação para a Mata Atlântica, corrigidos para latitudes de 0° e altitudes entre 0 a 3000m e obedecendo a faixa de aproximadamente <u>100 a 300 anos</u>	293
Tabela 50. Tempos de recuperação para a Mata Atlântica, corrigidos para latitudes de 20° e altitudes entre 0 a 3000m e obedecendo a faixa de aproximadamente <u>100 a 300 anos</u>	295
Tabela 51. Tempos de recuperação para a Mata Atlântica, corrigidos para latitudes de 30° e altitudes entre 0 a 3000m e obedecendo a faixa de aproximadamente <u>100 a 300 anos</u>	298
Tabela 52. Tempos de recuperação para a Mata Atlântica, corrigidos para latitudes de 0° e altitudes entre 0 a 3000m e obedecendo a faixa de aproximadamente <u>1000 a 3000 anos</u> (Recuperação da β -diversidade).	300
Tabela 53. Tempos de recuperação para a Mata Atlântica, corrigidos para latitudes de 20° e altitudes entre 0 a 3000m e obedecendo a faixa de	

aproximadamente <u>1000 a 3000 anos</u> (Recuperação da β -diversidade).	302
Tabela 54. Tempos de recuperação para a Mata Atlântica, corrigidos para latitudes de 30° e altitudes entre 0 a 3000m e obedecendo a faixa de aproximadamente <u>1000 a 3000 anos</u> (Recuperação da β -diversidade).	305
Tabela 55. Resultados para Q_{oc} , Q_{pot} , ΔQ e ΔQ_{perm} para o modelo proposto.....	308
Tabela 56. Resumo dos parâmetros e dados contidos no modelo de Schmidt (2008). Os dados acerca do uso da terra e espécies se referem a uma área padrão de 100 m ² , no N-Europa e SE-Ásia.....	310

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
ASTRAP	Advanced Statistical Trajectory Regional Air Pollution
BDTD	Biblioteca Brasileira de Teses e Dissertações
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CARMEN	Cause effect Relation Model for Environment policy Negotiations model
CBD	Secretariat of the Convention on Biological Diversity
CIRAIG	Centre Interuniversitaire de Recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services (antigo Centre Interuniversitaire de Référence sur l'Analyse, l'Interprétation et la Gestion du cycle de vie des produits, procédés et service)
CML	Centrum voor Milieuwetenschap (Center for Environmental Science)
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
DALY	Disability Adjusted Life Years (Anos de Vida Perdidos Ajustados por Incapacidade)
EC	European Commission
EDIP	Environmental Design of Products
EEA	European Environmental Agency
EI-99	Eco-Indicator 99
EPA	United States Environmental Protection Agency
EPS	Environmental Priority Strategies
ESRI	Environmental Systems Research Institute
ESTIS	Environmentally Sound Technologies Information System
EUSES	European Union System for the Evaluation of Substances
FAO	Food and Agriculture Organizations of the United Nations
IBICT	Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e

	Tecnologia
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
IIASA	International Institute for Applied System Analysis
IPCC	Intergovernmental Panel for Climate Change
ISO	International Organization for Standardization
IUCN	International Union for Conservation of Nature
LIME	Life Cycle Impact Assessment Method based on Endpoint Modelling
LUCAS	Life Cycle Impact Assessment Method Used for a Canadian Specific Context
MMA	Ministério do Meio Ambiente
PAF	Potentially Affected Fraction (Fração de espécies potencialmente afetadas)
PDF	Potentially Disappeared Fraction (Fração de espécies potencialmente desaparecidas)
PPGEA	Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
QALY	Quality Adjusted Life Years (Anos de Vida Perdidos, Ajustados por Qualidade)
RAINS	Regional Air Pollution Information and Simulation
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
TRACI	Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
UFTPR	Universidade Federal Tecnológica do Paraná
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe
UNEP	United Nations Environmental Programme (Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente - PNUMA)
USES-LCA	Uniform System for the Evaluation of Substances-LCA
USP	Universidade de São Paulo
WWF	World Wildlife Fund

LISTA DE SÍMBOLOS

Aoc	Área de ocupação de uma determinada atividade de uso da terra
CAT	Categoria da Lista Vermelha de Espécies da IUCN
ES	Escassez do ecossistema (ecorregião)
EsC	Estado de conservação da ecorregião
EV	Vulnerabilidade do ecossistema (ecorregião)
FEND	Fator de endemismo
FEnd	Fator de endemismo para espécies endêmicas
FNEnd	Fator de endemismo para espécies não-endêmicas
Ioc	Impacto de ocupação
Itrans	Impacto de transformação
Pontos	Soma de pontos atribuídos às ecorregiões destacadas em Dinerstein <i>et al.</i> (1995) para a avaliação de seu estado de conservação
EsC	
Qoc	Qualidade da terra, durante ocupação
Qpot	Qualidade potencial da terra, após recuperação natural
ΔQ	Diferença entre a qualidade potencial da terra e a qualidade da terra durante ocupação
SEND	Riqueza de espécies
SEND-W	Riqueza de espécies, ponderada
SEnd	Riqueza de espécies endêmicas
SEnd-W	Riqueza de espécies endêmicas, ponderada segundo fator de endemismo das espécies e peso atribuído à categoria da Lista Vermelha de Espécies às quais pertencem
SNEnd	Riqueza de espécies, não-endêmicas
SNEnd-W	Riqueza de espécies não-endêmicas, ponderada segundo fator de endemismo das espécies e peso atribuído à categoria da Lista Vermelha de Espécies às quais pertencem
STot	Riqueza de espécies total ($STot = SEnd + SNEnd$)
toc	Tempo de ocupação da terra por determinada atividade
trec	Tempo de recuperação da terra, após ocupação por determinada atividade

<i>trec;BR</i>	Tempo de recuperação da terra
<i>trec,K</i>	Tempo de recuperação da terra definidos por Köllner (2003)
θ<i>rec</i>	Fator (tangente) que reflete a duração da recuperação da terra
<i>WCAT</i>	Peso atribuído a determinada categoria da Lista Vermelha de Espécies da IUCN, segundo Butchart <i>et al.</i> (2005)
<i>WEX</i>	Peso atribuído à categoria da Lista Vermelha de Espécies da IUCN “em extinção”
<i>WEW</i>	Peso atribuído à categoria da Lista Vermelha de Espécies da IUCN “em extinção na natureza”
<i>WCR</i>	Peso atribuído à categoria da Lista Vermelha de Espécies da IUCN “criticamente em perigo”
<i>WEN</i>	Peso atribuído à categoria da Lista Vermelha de Espécies da IUCN “em perigo”
<i>WVU</i>	Peso atribuído à categoria da Lista Vermelha de Espécies da IUCN “vulnerável”
<i>WNT</i>	Peso atribuído à categoria da Lista Vermelha de Espécies da IUCN “quase ameaçada”
<i>WLC</i>	Peso atribuído à categoria da Lista Vermelha de Espécies da IUCN “menor preocupação”
<i>WNE</i>	Peso atribuído à categoria da Lista Vermelha de Espécies da IUCN “não avaliada”
<i>WDD</i>	Peso atribuído à categoria da Lista Vermelha de Espécies da IUCN “deficiência de dados”

SUMÁRIO

SEÇÃO I. INTRODUÇÃO GERAL.....	37
1. INTRODUÇÃO.....	37
1.1 Histórico da ACV.....	38
1.2 A Avaliação do uso da terra em AICV.....	39
1.3 A importância de um modelo do uso da terra para o Brasil.....	42
1.4 Justificativa.....	44
1.5 Premissas e Hipóteses.....	46
1.5.1 Premissas.....	46
1.5.2 Hipótese.....	46
1.6 Objetivos.....	46
1.6.1 Objetivo geral.....	46
1.6.2 Objetivos específicos.....	47
1.7 Considerações acerca da metodologia adotada neste trabalho....	47
SEÇÃO II. ASPECTOS CONCEITUAIS.....	49
2. A AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA.....	49
2.1 Introdução.....	49
2.2 Estrutura geral da ACV.....	50
2.3 Etapas da ACV.....	52
2.3.1 Definição do objetivo e do escopo.....	52
2.3.2 Análise de Inventário do Ciclo de Vida (ICV).....	54
2.3.3 Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV).....	58
2.3.4 Interpretação do ciclo de vida.....	60
2.4 Conclusão.....	62
3. A AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA.....	63
3.1 Introdução.....	63
3.2 Etapa de seleção de categorias de impacto.....	64
3.3 Etapa de classificação de dados do inventário do ciclo de vida ...	64
3.3.1 Categorias de impacto.....	66
3.3.2 Indicadores de categoria.....	67
3.3.3 Áreas de proteção.....	69
3.4 Etapa de caracterização de impactos.....	70
3.4.1 Caracterização intermediária (<i>midpoint</i>).....	71
3.4.2 Caracterização de danos (“ <i>endpoint</i> ”).....	73

3.5	Etapa de normalização	74
3.6	Etapa de agrupamento	75
3.7	Etapa de ponderação	76
3.8	Métodos de AICV	76
3.9	A regionalização em AICV.....	77
3.10	Conclusão.....	79
SEÇÃO III. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA		81
4. A CATEGORIA DE IMPACTO “USO DA TERRA”.....		81
4.1	Introdução	81
4.2	A categoria de impacto “uso da terra”.....	82
4.3	Dados do Inventário do Ciclo de Vida	83
4.3.1	Ocupação e transformação da terra.....	84
4.3.2	Situação de referência.....	88
4.3.3	Considerações acerca da ocupação e transformação.....	90
4.4	Classes de uso da terra	95
4.5	Indicadores de qualidade do uso da terra.....	95
4.5.1	Indicadores de impacto intermediário.....	95
4.5.2	Indicadores de danos	96
4.6	Conclusão.....	96
5. MODELOS DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO USO DA TERRA		97
5.1	A importância de indicadores de biodiversidade em avaliação de impactos do uso da terra	97
5.2	Os modelos de avaliação de impacto do uso da terra: uma introdução.....	100
5.3	O modelo de Ruedi Müller-Wenk	101
5.3.1	Dados de espécies.....	101
5.3.2	Função de dano para a Suíça	102
5.3.3	Tipos de uso da terra.....	105
5.3.4	Tempo de recuperação da terra.....	108
5.3.5	Fatores de caracterização.....	108
5.3.6	Procedimento para a Europa.....	109
5.3.7	Procedimento para a Alemanha	109
5.3.8	Análise crítica.....	110
5.4	O modelo de Weidema e Lindeijer	111
5.4.1	Mecanismo ambiental.....	111
5.4.2	Tipos de uso da terra.....	113
5.4.3	Tempo de recuperação da terra.....	113

5.4.4	Dados de espécies	114
5.4.5	Parâmetros do modelo	116
5.4.6	Cálculo do dano à biodiversidade	118
5.4.7	Normalização	118
5.4.8	Análise crítica	120
5.5	O modelo de Goedkoop e Spriensma.....	120
5.5.1	Mecanismo ambiental	120
5.5.2	Tipos de uso da terra.....	122
5.5.3	Tempo de recuperação da terra.....	122
5.5.4	Dados de espécies.....	122
5.5.5	O modelo de Goedkoop & Spriensma	124
5.5.6	Análise crítica	127
5.6	O modelo de Thomas Köllner	128
5.6.1	Mecanismo ambiental.....	130
5.6.2	Tipos de uso da terra.....	131
5.6.3	Tempos de recuperação da terra	131
5.6.4	Dados de espécies.....	132
5.6.5	Fatores de caracterização	133
5.6.6	Cálculo do dano à biodiversidade.....	136
5.6.7	Análise crítica	137
5.7	O modelo de Voegtländer <i>et al.</i>	138
5.7.1	Mecanismo ambiental.....	138
5.7.2	Tipos de uso da terra.....	140
5.7.3	Dados de espécies.....	140
5.7.4	Indicadores de biodiversidade	141
5.7.5	Análise crítica	142
5.8	O modelo de Jannick H. Schmidt	143
5.8.1	Parâmetros do modelo	143
5.8.2	Tipos de uso da terra.....	145
5.8.3	Tempos de recuperação	145
5.8.4	Dados de espécies.....	146
5.8.5	Fatores de caracterização.....	146
5.8.6	Análise crítica	147
5.9	O modelo de Ottar Michelsen	147
5.9.1	Tipos de uso da terra.....	148
5.9.2	Tempos de recuperação	148
5.9.3	Dados de espécies.....	149
5.9.4	Parâmetros do modelo	149
5.9.5	Análise crítica	152
5.10	Resumo dos modelos.....	153
SEÇÃO IV. MATERIAIS E MÉTODOS		155
6. MODELO CONCEITUAL		155
6.1	Análise do mecanismo ambiental de impactos	155

6.2	Apresentação da estrutura do modelo	157
7. DEFINIÇÃO DA ESTRUTURA FUNDAMENTAL DO MODELO 159		
7.1	Definição da escala de resolução espacial do modelo.....	159
7.2	Identificação da classificação dos tipos de uso da terra no Brasil	163
7.3	Definição da situação de referência do uso da terra	166
7.4	Definição das espécies empregadas no modelo.....	166
7.5	A distinção entre os impactos de transformação e ocupação	167
7.6	Premissas adotadas na definição da estrutura do modelo.....	169
8. CÁLCULO DOS FATORES DE CARACTERIZAÇÃO DO USO DA		
TERRA		
171		
8.1	Parâmetros para a modelagem	171
8.1.1	O endemismo de espécies	171
8.1.2	O grau de ameaça às espécies	173
8.1.3	A riqueza de espécies ponderada	176
8.1.4	O grau de escassez das ecorregiões	177
8.1.5	O grau de vulnerabilidade das ecorregiões	179
8.2	Tempo de recuperação da terra.....	183
8.3	Cálculo dos fatores de caracterização do uso da terra	187
8.3.1	Cálculo da qualidade da terra, durante ocupação.....	187
8.3.2	Cálculo da qualidade potencial da terra, após recuperação.....	188
8.4	Modelo de cálculo de impactos do uso da terra.....	190
SEÇÃO V. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....		
192		
9. RESULTADOS.....		
192		
9.1	Parâmetros utilizados	192
9.2	Fatores de caracterização.....	196
10 DISCUSSÃO.....		
202		
SEÇÃO VI. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES		
204		
APÊNDICE A. ECORREGIÕES DO BRASIL		
232		
APÊNDICE B. TIPOLOGIAS DE USO DA TERRA NO BRASIL.....		
237		
APÊNDICE C. ESTADO DE CONSERVAÇÃO WWF		
242		
APÊNDICE D. DADOS DO MODELO.....		
252		
APÊNDICE E. RESULTADOS DOS FATORES DE		
CHARACTERIZAÇÃO		
308		

APÊNDICE F.DADOS ACERCA DE MODELOS DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO USO DA TERRA	310
---	------------

SEÇÃO I. INTRODUÇÃO GERAL

1 INTRODUÇÃO

Este trabalho enfatiza a modelagem de impactos do uso da terra, sob a ótica da ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Maiores detalhes acerca dos objetivos, hipóteses e justificativas para a realização deste trabalho serão apresentados a seguir. Antes de prosseguir, julga-se importante situar o leitor na estrutura geral do trabalho. Nesta Seção, são apresentados um breve histórico da ferramenta da ACV, seguido da importância da avaliação de impactos resultantes de atividades de uso da terra e sua adaptação ao contexto ambiental do Brasil. Com relação aos aspectos formais do trabalho, são definidos os objetivos, as premissas e hipóteses e a justificativa para a realização desta pesquisa.

A **Seção II** foi inserida no trabalho para introduzir os aspectos conceituais acerca da ACV (**Capítulo 2**) e, mais particularmente, da etapa de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) (**Capítulo 3**). É importante destacar que esta Seção não consiste em uma revisão bibliográfica do tema do trabalho, mas apenas uma revisão de suporte, para a melhor compreensão de muitos dos termos empregados neste trabalho. Para aqueles que possuem um maior conhecimento acerca da ferramenta e optarem por reduzir o volume da leitura, sugere-se avançar para a Seção III.

A Revisão Bibliográfica, em si, inicia-se a partir da **Seção III**, a qual contém dois capítulos. O primeiro deles, o **Capítulo 4**, descreve a “categoria de impacto de uso da terra” e seus aspectos conceituais. Ele é de extrema importância para a compreensão do **Capítulo 5**, o qual apresenta a revisão de atuais modelos de avaliação de impacto do uso da terra, baseados em indicadores de biodiversidade.

A partir da **Seção IV**, pode-se ter conhecimento da metodologia empregada neste trabalho para o alcance dos objetivos propostos. O **Capítulo 6** apresenta o modelo conceitual, com a definição do mecanismo ambiental proposto e o **Capítulo 7** a definição da estrutura fundamental do modelo. Por fim, no **Capítulo 8** são apresentados os parâmetros utilizados na modelagem e o cálculo dos fatores de caracterização do uso da terra, segundo indicadores de biodiversidade.

Na **Seção V**, o **Capítulo 10** expõe os resultados e a discussão acerca da validade do modelo. Por fim o **Capítulo 11** apresenta as conclusões obtidas durante a realização desta pesquisa.

1.1 HISTÓRICO DA ACV

A ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), formalmente oficializada e detalhada por três organizações no ano de 1993, já se encontrava em uso desde o final da década de 60. As três organizações envolvidas são a (i) *International Organization for Standardization* (ISO); a (ii) *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC) e o (iii) *United Nations Environmental Programme* (UNEP)¹. O primeiro estudo registrado refere-se àquele desenvolvido pela empresa *Coca-Cola*, visando à análise de diferentes tipos de embalagens de bebidas. O estudo visava diferentes aspectos, tais como conseqüências ambientais da produção das embalagens utilizadas, além da avaliação de novas alternativas de embalagem. Para tanto, considerou fluxos de energia, matéria-prima e as conseqüências ambientais da produção da embalagem, ao longo de seu ciclo de vida, ou seja, desde a extração de matéria-prima até a disposição final dos resíduos (HUNT; FRANKLIN, 1996).

Segundo Baumann e Tillman (2004), o estudo mencionado, denominado “*Resource and Environmental Profile Analysis (REPA)*”, não foi publicado. Entretanto, foi observada a realização de estudos semelhantes, durante o período subsequente (1969 a 1989), - em sua grande maioria relacionados a embalagens - desenvolvidos em países como Alemanha e Suécia. Principalmente devido à crise energética em meados dos anos 70 (BAUMANN; TILLMANN, 2004), seguida nos anos posteriores por inúmeros desastres ambientais, como Chernobyl em 1986, um maior foco foi dado às questões ambientais. Não se pode também deixar de mencionar a publicação da obra “*The Limits to Growth*” (MEADOWS *et al.*, 1972), através do Clube de Roma, a qual apontou sérios problemas ambientais, associados ao aumento populacional mundial e ao consumo insustentável dos recursos ambientais.

Seguido ao aumento do número de estudos realizados e a inúmeras discussões acerca da ACV, a SETAC publicou um documento

¹ Em português, “Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente” (PNUMA)

denominado “*Guidelines for Life-Cycle Assessment: ‘A Code of Practice’*”, destinado a “[...] fornecer diretrizes para realizar e relatar estudos de Avaliação do Ciclo de Vida, de forma responsável e consistente” (SETAC, 1993, p.ii, tradução nossa). A partir deste documento e discussões subseqüentes, de 1997 a 2000, foi desenvolvida a série de Normas ISO 14040, a qual normalizou as etapas e diretrizes para aplicação da ACV. Atualmente, com a criação de grupos de pesquisa na área e o estabelecimento da *UNEP Life Cycle Initiative*², busca-se aprimorar a técnica e reduzir as incertezas envolvidas em suas diversas etapas, principalmente no âmbito regional.

1.2 A AVALIAÇÃO DO USO DA TERRA EM AICV

Em meio aos programas de aprimoramento da etapa de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) instituído pela *UNEP Life Cycle Initiative*, destaca-se a força tarefa TF LCIA 2 (ESTIS, 2009). Seu objetivo é estabelecer recomendações para a avaliação de impactos, em ACV, provenientes da exploração de recursos naturais e do uso da terra. O trecho a seguir revela a importância da pesquisa realizada neste campo para países em desenvolvimento.

This resource impact category is especially crucial for developing countries, in which a large part of resource extractions take place. Developing the assessment of related impact categories such as salinisation, dessication and erosion is essential to contribute avoiding relevant impacts in these countries. For land use, work will focus on the synergies between scientific knowledge on the impact of land use on e.g. biodiversity [...]. This initial step should lead to the definition of the functional components of the assessment. (ESTIS, 2009)

² A *Life Cycle Initiative* (Iniciativa do Ciclo de Vida) foi estabelecida pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) e pela Sociedade para Toxicologia e Química Ambiental (SETAC), objetivando auxiliar a aplicação de práticas do ciclo de vida (ver *Glossário*). Fonte:

De acordo com o *International Institute for Applied System Analysis* (IIASA)³, as mudanças no uso da terra estão diretamente relacionadas à questão das alterações ambientais globais e aspectos como a perda da biodiversidade devem ser estudados.

Changes in land use and land cover are central to the study of global environmental change. Not only do they have profound regional implications that can be felt during the life span of current generations, but they also exhibit cumulative long-term global dimensions. Important issues needing to be addressed include loss of biodiversity, diminished land productivity, land degradation, water contamination, and receding groundwater tables. In addition, land management and land use changes greatly affect emissions and the sequestration potential of major greenhouse gases. Future decisions concerning land use clearly play a major role in strategies for mitigation and adaptation to climate change. (IIASA, 2009).

Com relação à biodiversidade, o Brasil se encontra em um dos domínios biogeográficos com maior riqueza de espécies do planeta. Destacam-se também as taxas de endemismo de espécies e produtividade primária bruta (Tabela 1).

³ O “*International Institute for Applied System Analysis*” é renomado pelas pesquisas realizadas acerca dos principais problemas ambientais globais, econômicos e sociais.

Tabela 1. Magnitude e biodiversidade nos oito domínios biogeográficos terrestres.

Domínio biogeográfico(*)	Área, Produtividade e Proteção			Riqueza de espécies				Endemismo			
	Área [x 10 ⁵ km ²]	Produtividade Primária Bruta [10 ¹⁰ grammas de carbono/ano/célula]	Percentagem Protegida	Anfíbios	Aves	Mamíferos	Répteis	Anfíbios	Aves	Mamíferos	Répteis
AA	92,5	25,7	5,1	545	1.669	688	1.305	515	1.330	614	1.209
AN	32,8	0,0	0,9	0	36	0	0	0	4	0	0
AT	217,3	40,7	6,5	930	2.228	1.161	1.703	913	1.746	1049	1.579
IM	85,2	43,1	4,8	882	2.000	940	1.396	722	758	544	1.094
NA	204,2	14,2	7,6	298	696	481	470	235	58	245	175
NT	193,8	64,5	5,1	2.732	3.808	1.282	2.561	2.660	3.217	1.061	2.258
OC	0,5	24,3	9,5	3	272	15	50	3	157	10	26
PA	527,4	10,5	4,0	305	1.528	903	774	255	188	472	438

(*) Domínios Biogeográficos: Australásia (AA); Antártica (AN); Antártica (AT); Indo-Malásia (IM); Neoártico (NA); Neotropical (NT); Oceania (OC); e Paleártico (PA).

Fonte: Adaptado de Mace, Masundire e Baillie (2005)

1.3 A IMPORTÂNCIA DE UM MODELO DO USO DA TERRA PARA O BRASIL

A importância do tema pode ser ressaltada com relação (i) à sua aplicabilidade regional e (ii) o contexto científico-ambiental.

Primeiramente, esta pesquisa apresenta **relevância internacional e nacional**. Com relação ao primeiro aspecto, pode se averiguar a necessidade de adaptação de modelos de avaliação de impacto a outros países, principalmente aqueles em desenvolvimento⁴. Este fato se comprova principalmente devido ao esforço realizado pela Iniciativa do Ciclo de Vida, apoiada pelo PNUMA e pela SETAC, no sentido de incentivar pesquisas realizadas no campo da ACV, em países emergentes.

Com relação à importância do tema no **contexto científico**, esta proposta de tese procura atender aos critérios que caracterizam uma tese: (i) *não trivialidade*, (ii) *contribuição científica* e (iii) *ineditismo*.

Relativo à **não trivialidade**, esta proposta de tese pretende propor fatores de caracterização para a avaliação do uso da terra em ACV no Brasil, segundo indicadores de biodiversidade. O objetivo final é auxiliar na realização de uma avaliação de impactos mais precisa, a qual leve em conta diferentes aspectos associados ao uso da terra. O trabalho envolve, além da abordagem conceitual da ACV e da AICV, outros aspectos relacionados à ecologia de espécies e estrutura de ecossistemas. Diversas problemáticas ambientais são estudadas, no sentido de se compreender parâmetros necessários para a modelagem.

Este trabalho enfatiza a modelagem de impactos do uso da terra, sob a ótica da ferramenta de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida. Maiores detalhes acerca dos objetivos, hipóteses e justificativas para a realização deste trabalho serão apresentados a seguir.

Quanto à **contribuição científica**, este trabalho pretende, além de seu objetivo geral, contribuir com a análise e aprimoramento de modelos já existentes, segundo critérios de avaliação formulados. Visa à identificação, adaptação e/ou proposição de parâmetros adequados às particularidades do contexto ambiental do Brasil. A revisão disponível por meio deste trabalho, em língua portuguesa, certamente será de

⁴ O desenvolvimento de métodos de AICV e seus modelos de caracterização de impacto em países com contínuo crescimento econômico, como Brasil, China e Índia, por exemplo, se faz necessário devido, principalmente, ao potencial poluidor desses países.

grande utilidade para pesquisadores que trabalham na área. Atualmente é muito escassa a literatura disponível na língua portuguesa.

A adaptação de um modelo de caracterização ao contexto brasileiro visa contribuir também para a composição de um futuro método de AICV regional. Diferenças na caracterização de impactos devem ser cuidadosamente tratadas, principalmente no que se refere à escala espacial de aplicação dos modelos existentes. Este aspecto se deve ao fato de que os métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida agregam elementos inerentes às condições geográficas das regiões em que são gerados. Cabe, portanto, ressaltar que a estrutura dos métodos, seja pela opção da posição do indicador no mecanismo ambiental⁵, ou pela escolha de modelos de caracterização específicos, exerce influência decisiva nos resultados finais do estudo realizado e, portanto, na interpretação dos dados relativos aos impactos potenciais.

Segundo Udo de Haes *et al.* (2002), um dos maiores problemas em AICV corresponde à pouca importância dada à diferenciação espacial na modelagem de impactos. Este é o caso de categorias de impacto que não são globais, tais como acidificação, eutrofização, oxidação fotoquímica, uso da terra e toxicidade. A ausência e/ou deficiência de dados de inventário é uma das maiores causas da deficiência na distinção espacial (UDO DE HAES; LINDEIJER, 2002b). Outro aspecto importante diz respeito à regionalização, ou seja, à especificidade espacial de um determinado impacto e suas características. De acordo com Rosenbaum *et al.* (2008), é fundamental, em AICV, a consideração das variações expressivas nos impactos entre diferentes regiões geográficas.

Relativo ao *ineditismo*, através da análise de dissertações e teses produzidas no Brasil, observa-se que há atualmente apenas uma pesquisa concluída no país, voltada à adequação de metodologias de AICV às condições nacionais⁶.

A Figura 1 apresenta o número de teses e dissertações defendidas no Brasil de 1997 a 2009 neste tema de trabalho. A pesquisa foi realizada em bases de dados como o Banco de Teses da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), a Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações (BDTD) e a Comunidade

⁵ O termo “mecanismo ambiental” indica o sistema de processos físicos, químicos e biológicos para uma dada categoria de impacto, associando os resultados do ICV aos indicadores intermediários e ao(s) ponto(s) final(is) de uma categoria. (ABNT, 2004b). Ver *Glossário*.

⁶ Este trabalho se refere à adaptação do modelo de caracterização IMPACT 2002+, para toxicidade humana para o Brasil e foi desenvolvido por um mestrando da Universidade Federal Técnica do Paraná - UFTPR (ver PEGORARO, 2008).

ACV-IBICT⁷. Para a pesquisa, foram utilizadas as palavras-chave (i) Avaliação do Ciclo de Vida e Análise do Ciclo de Vida (ACV); (ii) Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) e (iii) Inventário do Ciclo de Vida (III).

Apesar da existência de um número representativo de trabalhos defendidos, principalmente a partir de 2003, pouco se observa a preocupação em desenvolver ou aprimorar o emprego da ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida em território nacional. O que se observa é a simples aplicação das ferramentas disponíveis para outros países: a maioria das teses e dissertações refere-se à aplicação da ferramenta em estudos de caso. Entretanto, é importante também destacar os esforços realizados, principalmente pela Universidade de São Paulo (USP), no estabelecimento de uma base de dados brasileira. Este trabalho vem sendo realizado, em princípio, acerca do setor energético.

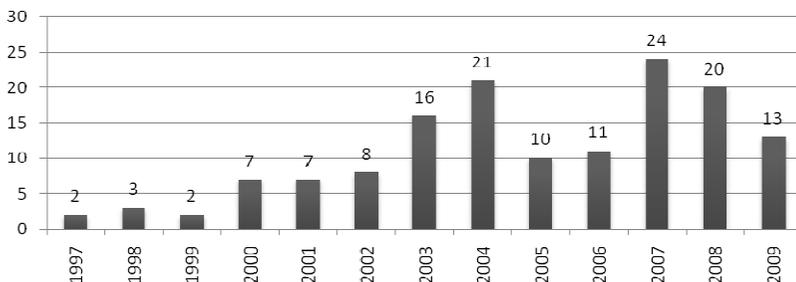


Figura 1. Número de teses e dissertações sobre o tema ACV, ICV e AICV, defendidas no Brasil entre os anos de 1997 e 2009.

Fonte dos dados: CAPES (2010), IBICT (2010) e MCT (2010).

1.4 JUSTIFICATIVA

A descrição de impactos ambientais é uma tarefa árdua, a qual envolve inúmeras variáveis, parâmetros e indicadores, muitas vezes difíceis de serem expressos de forma quantitativa e, em muitos casos, qualitativa. Associado a este aspecto, cabe ressaltar que, em ACV, uma

⁷ IBICT. Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia.

das grandes dificuldades, relacionada às categorias de impacto, está na falta de padronização com relação à escolha das mesmas. A categoria “uso da terra”, por exemplo, é muitas vezes omitida, principalmente quando os impactos são avaliados segundo indicadores de biodiversidade (FINNVEDEN, 2000). Ainda, quando incluída, observa-se a existência de deficiência nos dados.

Observa-se que, apesar da evolução de propostas de modelos desta categoria, principalmente nos últimos 20 anos, diversas dificuldades na quantificação de impactos relacionados ao uso da terra em AICV ainda permanecem (KÖLLNER; SCHOLZ, 2008). Segundo Lindeijer, Müller-Wenk e Steen (2002), uma das causas para esta deficiência é a dependência do conhecimento da situação regional e, por vezes, até local (REAP *et al.*, 2008). Desta forma, a escassa disponibilidade de dados ecológicos e a necessidade de adequada funcionalidade das informações disponíveis tornam-se fatores limitantes. A escolha dos indicadores adequados também é mencionada como um fator de complexidade na definição dos modelos (KÖLLNER; SCHOLZ, 2008). Maiores detalhes serão apresentados no capítulo referente à revisão dos modelos de uso da terra, com indicadores de biodiversidade, em AICV (Capítulo 5). Entretanto, apesar de todas as dificuldades, no âmbito internacional há o esforço contínuo para o desenvolvimento de modelos de AICV. Iniciativas têm sido realizadas de forma a enfatizar as prioridades de cada região.

No Brasil, porém, os estudos de ACV têm, muitas vezes, sido aplicados sem a escolha consciente dos métodos de AICV, uma vez que não existe, atualmente, um método regional, adequado para o país. A maioria dos estudos desenvolvidos não aborda a questão do aprimoramento da metodologia, apenas a sua aplicação.

Desta forma, visando o alcance de objetivos internacionais para a formulação de mecanismos regionais de avaliação ambiental, este trabalho visa a proposição de um modelo de avaliação de impacto do uso da terra, com indicadores de biodiversidade, para o Brasil, juntamente com a geração de fatores de caracterização para o país.

É importante ressaltar que este trabalho atende aos objetivos centrais do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA), da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Na medida em que aborda questões metodológicas, mas com fundamentos científicos, busca-se atender as demandas exigidas para o aprimoramento da gestão ambiental em termos do ciclo de vida de produtos e seus respectivos impactos ambientais.

1.5 PREMISSAS E HIPÓTESES

Este trabalho apresenta como principais premissas gerais as seguintes afirmações que se seguem.

1.5.1 Premissas

(i) Modelos de caracterização em AICV regionais, atualmente existentes, têm sua aplicação mais adequada para as regiões e/ou países para as quais foram concebidos;

(ii) Existe a necessidade de desenvolvimento de modelos de caracterização e/ou adaptação daqueles já existentes para outras regiões do mundo, além de Europa, América do Norte e Japão, de forma a viabilizar a caracterização de impactos mais adequada;

(iii) A diferenciação espacial e temporal nos métodos de AICV constitui um fator de grande importância no processo de ACV, por consistir uma fonte de incerteza nos resultados.

1.5.2 Hipótese

São necessários fatores de caracterização “*loco-dependentes*”⁸ – em contraposição a fatores genéricos -, baseados em unidades de escala espacial regional, para a avaliação da variabilidade espacial de impactos de uso da terra, segundo indicadores de diversidade biológica.

1.6 OBJETIVOS

1.6.1 Objetivo geral

⁸ Fatores “*loco-dependentes*” são aqueles empregados em escalas menores, tais como a escala regional e/ou local.

Propor um modelo de avaliação de impactos do uso da terra, em AICV, para o Brasil para o cálculo de fatores de caracterização, baseado em indicadores de biodiversidade, composto por parâmetros regionais que possam ser aplicados em escala global.

1.6.2 Objetivos específicos

Consistem objetivos específicos deste trabalho:

(i) Estabelecer um esquema de mecanismos ambientais, adequado para a representação de impactos e danos resultantes de atividades do uso da terra, como transformação e ocupação;

(ii) Calcular fatores de caracterização do uso da terra, para o Brasil, tendo como fundamento parâmetros representativos de espécies e seus habitats;

1.7 CONSIDERAÇÕES ACERCA DA METODOLOGIA ADOTADA NESTE TRABALHO

Este trabalho não tem como objetivo esgotar a discussão acerca da avaliação de impactos do uso da terra no Brasil. Pelo contrário, apresenta-se com a função de apoiar e incentivar o futuro desenvolvimento e/ou adaptação de outros modelos de caracterização ao país.

Ainda, no tema do uso da terra, destaca-se que, devido à extensão do tema e de incertezas na avaliação de elementos relacionados ao tema biodiversidade, este trabalho dá abertura para futuros aprimoramentos. Acredita-se que é somente através da contribuição de múltiplas áreas do conhecimento, que respostas adequadas são obtidas.

SEÇÃO II. ASPECTOS CONCEITUAIS

A Seção II foi introduzida neste trabalho de forma a facilitar a compreensão dos termos e conceitos utilizados em “Avaliação do Ciclo de Vida – ACV” e, em particular, à “Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida – AICV”.

2 A AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

Neste capítulo são apresentados os conceitos relacionados à ACV, seus princípios e etapas, baseados em normas internacionais e artigos técnicos publicados na área.

2.1 INTRODUÇÃO

A ACV enfoca o ciclo de vida de um produto, desde a extração de matérias-primas, passando pelas etapas de produção, distribuição e utilização, até sua destinação final, ou seja, uma abordagem do berço ao túmulo (CHEHEBE, 1997). A Figura 2 apresenta um esquema do ciclo de vida de um produto, com a representação das entradas de materiais e energia e saídas de resíduos, emissões e produtos secundários.

A técnica tem sua estrutura normalizada pela série ISO 14040. Até o ano de 2006, a série era composta principalmente pelas normas ISO 14040, a qual tratava dos princípios gerais e das diretrizes (ISO, 1997); ISO 14041, direcionada para as fases de definição do objetivo e escopo e análise de inventário do ciclo de vida (ISO, 1998); ISO 14042 relativa à etapa de avaliação de impactos ambientais (ISO, 2000a); ISO 14043, voltada para a interpretação do ciclo de vida (ISO, 2000b). No Brasil, essas normas foram editadas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). Apenas no plano internacional, existiam ainda os relatórios técnicos ISO/TR 14047, referente a exemplos de aplicação da ISO 14042 (ISO, 2003); o ISO/TS 14048, abordando aspectos de formato de apresentação dos dados (ISO, 2002); e o ISO/TR 14049, o qual fornecia exemplos de aplicação relativos à definição de objetivos e análise de inventário (ISO, 2000c).

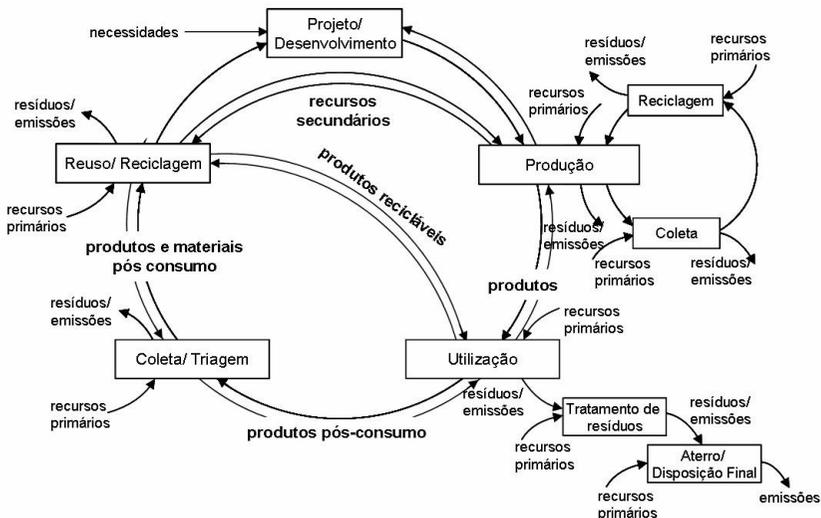


Figura 2. Esquema do ciclo de vida de um produto.

Fonte: Adaptado de Rebitzer *et al.* (2004)

A partir de 2006, as normas técnicas foram compactadas em duas normas, a ISO 14040 e a ISO 14044. A primeira trata dos princípios e estrutura da ACV (ISO, 2006a), enquanto a segunda aborda seus requisitos e diretrizes (ISO, 2006b). Entretanto, as normas ISO/TR 14047, ISO/TS 14048 e ISO/TR 14049 ainda se encontram em vigor.

2.2 ESTRUTURA GERAL DA ACV

Segundo a Norma ISO 14040 (ISO, 2006a), a ACV é composta por quatro fases: definição de objetivo e escopo; análise de inventário; avaliação de impactos ambientais; e interpretação (Figura 3).

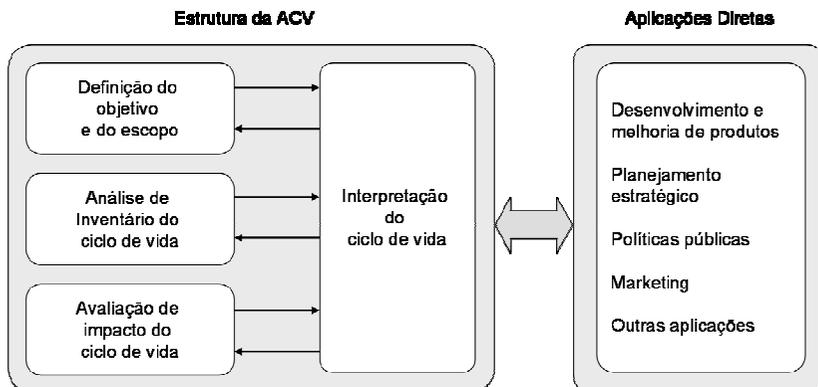


Figura 3. Estrutura da Avaliação do Ciclo de Vida.

Fonte: Adaptado de ISO (2006a)

1. Definição do Objetivo e do Escopo. Esta etapa consiste na descrição do sistema de produto⁹ a ser estudado, e apresenta o propósito e a extensão do estudo, por meio do estabelecimento de suas fronteiras (HAUSCHILD, 2005). Nesta fase é definida a unidade funcional¹⁰, principalmente importante em estudos comparativos de diferentes produtos, de forma a quantificar o sistema e permitir a determinação de fluxos de referência¹¹.

2. Análise de Inventário do Ciclo de Vida (ICV). A fase de inventário constitui uma ferramenta indispensável para a avaliação quantitativa de impactos ambientais. Engloba a coleta de dados e procedimentos de cálculo utilizados na quantificação de fluxos de entrada e saída de matéria e energia para um determinado sistema de produto.

3. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV). A AICV permite avaliar a significância de aspectos ambientais apresentados durante a etapa de inventário e agregar as intervenções em vários ou um

⁹ Segundo a Norma NBR ISO 14040 um “*sistema de produto*” é o “conjunto de unidades de processo conectadas material e energeticamente, o qual realiza uma ou mais funções definidas” (ABNT, 2001). Uma “unidade de processo”, por sua vez, corresponde à “menor porção de um sistema de produto para a qual são coletados dados quando é realizada uma avaliação do ciclo de vida” (ABNT, 2001).

¹⁰ A *unidade funcional* é a unidade de referência em estudos de ACV que representa a quantificação da função do sistema de produto (ABNT, 2001).

¹¹ Os *fluxos de referência* correspondem à quantidade de produto necessária para cumprir determinada função, durante determinado período de tempo. Estão associados à unidade funcional.

único indicador. Os fluxos elementares¹² do sistema são relacionados aos impactos gerados ao meio ambiente, em nível global, regional ou mesmo local.

4. Interpretação do Ciclo de Vida. Esta quarta fase da ACV consiste na avaliação do estudo, de acordo com os objetivos estabelecidos, ou seja, na análise dos resultados e na formulação de conclusões e recomendações para a minimização de impactos ambientais potencialmente gerados pelo sistema (GRAEDEL, 1998).

Enquanto as fases de definição de objetivo e do escopo e interpretação da ACV objetivam a estruturação do estudo, as etapas de Inventário do Ciclo de Vida e Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida fornecem informações sobre o sistema de produto (ISO, 2006b). Apesar desta diferenciação, a ACV é uma técnica iterativa, em que as diversas etapas se encontram correlacionadas e interdependentes. Em outras palavras, elas devem ser constantemente revisadas, devido à necessidade de eventuais modificações realizadas ao longo do estudo, principalmente devido a limitações na coleta de dados e/ou qualidade dos mesmos.

2.3 ETAPAS DA ACV

2.3.1 Definição do objetivo e do escopo

A primeira fase da ACV especifica os procedimentos necessários para a definição do objetivo e do escopo do estudo, de forma clara e consistente, de acordo com a aplicação almejada.

O objetivo do estudo deve retratar as razões do estudo e buscar a identificação dos pontos críticos e a aplicação destinada a determinado público alvo. Alguns exemplos de objetivos são (i) a comparação entre diferentes produtos exercendo a mesma função e (ii) a identificação de etapas do ciclo de vida em que possam ser realizadas melhorias no desenvolvimento de novos produtos ou elementos (EEA, 1997).

O escopo compreende a definição do sistema a ser estudado. Contempla as características de desempenho de um produto e a quantificação das funções exercidas, ou seja, sua unidade funcional; o estabelecimento das fronteiras do sistema; e a especificação dos

¹² Os *fluxos elementares* em ACV representam as entradas e/ou saídas de matéria-prima e energia do sistema de produto estudado, sem que tenham sofrido, respectivamente, transformação humana prévia (entradas) ou subsequente (saídas) (ABNT, 2001).

requisitos de qualidade dos dados e dos critérios utilizados para a inclusão e/ou exclusão de informações relativas a entradas e saídas (ISO, 2006b).

Produtos, processos ou serviços podem assumir diversas funções. Entretanto, os resultados de uma ACV devem estar relacionados à apenas uma única referência, ou seja, a uma determinada unidade funcional (BAUMANN; TILLMANN, 2004). Ela se torna fundamental na comparação entre sistemas, uma vez que fornece uma padronização matemática dos dados de entrada e saída e promove uma equivalência entre os sistemas analisados (ISO, 2006b).

A unidade funcional deve ser claramente definida e consistente com o objetivo e escopo do estudo. Ela deve incluir uma descrição da função do objeto de estudo tanto quantitativa quanto qualitativa (WENZEL; HAUSCHILD; ALTING, 1997), realizada por meio de fluxos de referência. Portanto, sua definição deve incluir dados sobre a eficiência, durabilidade e qualidade de desempenho do produto (EEA, 1997).

Os limites ou fronteiras do sistema determinam quais processos e fluxos elementares serão incluídos na ACV e permitem definir o nível de detalhamento do estudo. Estudos com detalhes em excesso podem gerar altos custos econômicos e não atender à demanda de tempo para a sua realização. Por vezes, podem não apresentar grande influência nos resultados. Segundo Baumann e Tillmann (2004), vários são os limites do sistema a serem especificados: geográficos, temporais, técnicos e aqueles relativos aos sistemas naturais. Durante esta delimitação, unidades de processo e fluxos não incluídas devem ser devidamente expostas e justificadas.

O aspecto geográfico torna-se relevante na medida em que diferentes etapas do ciclo de vida podem ocorrer em diferentes localidades e as tecnologias utilizadas e a sensibilidade do meio ambiente aos diversos poluentes podem diferir de uma região para outra (BAUMANN; TILLMANN, 2004). Segundo Wenzel; Haushild e Alting (1997), essas variações ocorrem principalmente nas etapas de extração de matéria-prima, produção de materiais e manufatura do produto.

Com relação ao horizonte temporal, é necessário especificar, dentro do contexto de longevidade do produto, a extensão do estudo, de forma a definir o tipo de dados a serem coletados: dados presentes ou dados provenientes de cenários futuros.

A norma ISO 14044 apresenta exemplos de alguns elementos, pertencentes a vários estágios do ciclo de vida, os quais devem ser levados em consideração (ISO, 2006b). Destacam-se os fluxos de

entrada de materiais e energia e fluxos de saída de emissões e resíduos; produção/ uso de combustíveis, eletricidade e calor; fases de distribuição, transporte e utilização e recuperação de produtos usados, como reuso, reciclagem de materiais e recuperação de energia.

Com relação aos requisitos de qualidade dos dados, esses devem ser caracterizados por meio de aspectos quantitativos e qualitativos. Os aspectos qualitativos envolvem parâmetros temporais, relativos ao período de coleta dos dados e a idade dos mesmos; geográficos, voltados para aspectos locais, regionais, nacionais, continentais ou globais; e tecnológicos, referentes às tecnologias utilizadas em determinado processo. Torna-se também necessário especificar a origem dos dados, seja ela de fontes publicadas, ou obtida por meio de dados coletados em campo, e se os mesmos foram medidos, calculados ou estimados.

A norma ISO 14044 (ISO, 2006b) estabelece ainda que a qualidade dos dados esteja submetida a requisitos como sua precisão, completeza; representatividade, consistência e reprodutibilidade, os quais devem ser considerados. A precisão é uma medida da variância dos dados para cada categoria de dados. A completeza refere-se à percentagem de dados primários em relação a dados em potencial. A representatividade é a avaliação qualitativa do grau em que os dados refletem a veracidade da população de interesse. A consistência refere-se à avaliação qualitativa de quão uniforme os estudos de metodologia são aplicados aos vários componentes da análise. Finalmente, a reprodutibilidade trata da avaliação qualitativa da extensão até a qual as informações sobre a metodologia e os valores permitem a reprodução dos resultados relatados no estudo (EEA, 1997).

2.3.2 Análise de Inventário do Ciclo de Vida (ICV)

A Análise de Inventário do Ciclo de Vida (ICV) envolve os procedimentos de coleta de dados e de cálculo. As informações adquiridas, referentes aos fluxos de entrada e saída, devem estar relacionadas à unidade funcional, estabelecida na fase anterior. É a parte mais trabalhosa da ACV e dela depende a confiabilidade dos resultados obtidos nas outras etapas. Entretanto, segundo Frankl e Rubik (2000), os inventários possibilitam a identificação de limitações ou a necessidade de maiores informações para a avaliação do processo e podem gerar mudanças nos procedimentos de coleta de dados, revisão dos objetivos

ou escopo do estudo sendo realizado. A consistência dos dados viabiliza a obtenção de resultados mais precisos e confiáveis.

Dentre os componentes do Inventário do Ciclo de Vida, ICV, destacam-se o sistema de produto, as unidades de processo e as categorias de dados. O sistema de produto refere-se a uma ou mais funções definidas e compreende o conjunto de unidades de processo - constituídos de fluxos elementares de entrada de matérias-primas e energia, fluxos elementares de saída de resíduos e emissões e fluxos de produto¹³ (Figura 4).

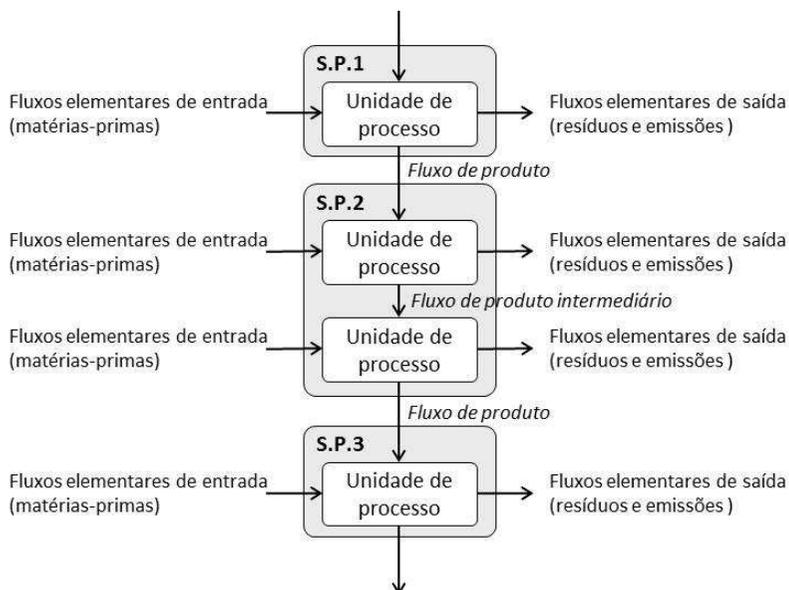


Figura 4. Esquema de três sistemas de produto (S.P. 1, 2 e 3) e dos fluxos relacionados a processos elementares.

Fonte: Adaptado de ISO (1998)

Os fluxos elementares são aqueles que ocorrem entre o ambiente externo e o sistema de produto em estudo; os fluxos de produto ocorrem entre dois sistemas de produto; enquanto os fluxos de produto intermediário e/ou resíduos são aqueles estabelecidos entre os processos

¹³ Os fluxos de produto constituem os produtos que são transferidos de um sistema de produto a outro, tendo a função de entradas ou saídas.

elementares (ISO, 2006b). A divisão em diversos processos elementares facilita a fase de coleta de dados de entradas e saídas e produtos.

Segundo Chehebe (1997), a construção de fluxogramas pode auxiliar no processo de identificação dos processos e intervenções ambientais mais relevantes. Para tanto, o autor destaca algumas recomendações, como sua construção a partir do processo de manufatura dos produtos principais e, em caso de necessidade, a posterior subdivisão de processos.

A Figura 4 apresenta o esquema de três sistemas de produto e os fluxos elementares e de produto relacionados a cada um dos processos elementares. Os blocos maiores - em cor mais escura - representam os sistemas de produto; os menores - em cor clara - os processos elementares; e as setas indicam os fluxos de produto intermediários e/ou resíduos entre dois processos elementares, os fluxos de produto entre dois sistemas e, finalmente, os fluxos elementares (entrada e/ou saída) entre os processos elementares e o meio ambiente, ou vice versa (ISO, 2006a).

O ICV possui diversos procedimentos que são contemplados pela ISO 14044 (ISO, 2006b). Dentre eles, destacam-se a coleta de dados, a alocação e a validação dos dados. A Figura 5 apresenta os procedimentos simplificados para a realização da análise do inventário.

a. Preparação para coleta dos dados. Esta etapa compreende a utilização de fluxogramas simplificados, os quais auxiliam na identificação dos processos e fluxos elementares, a descrição de cada processo elementar e a descrição das técnicas de coleta de dados e cálculo para cada uma das categorias dos dados (ISO, 2006b).

b. Coleta de dados. Os dados a serem coletados podem provir de diversas fontes, dentre elas, a literatura científica publicada ou coleta direta. Durante o processo de coleta de dados, deve-se evitar a contagem dupla, ou seja, no caso de fluxos elementares múltiplos, é recomendado que sejam aplicados procedimentos de alocação, os quais devem ser devidamente documentados.

c. Validação dos dados. A validação dos dados, por meio, por exemplo, do estabelecimento de comparações com outros balanços de massa e energia, permite averiguar se o dado é representativo e relevante para a localidade, o uso e a temporalidade intencionados.

d. Procedimentos de cálculo. Para o cálculo dos fluxos elementares de entrada e saída, ou seja, dos resultados do inventário, torna-se necessário primeiramente determinar o fluxo de referência relacionado à unidade funcional definida.



Figura 5. Procedimentos da análise do inventário.

Fonte: (ISO, 2006b).

Os fluxos de todos os processos elementares no sistema devem ser normalizados para um dos produtos (ISO, 2006b). Os fluxos existentes entre os diversos processos elementares devem ser calculados, utilizando-se a unidade funcional como referência.

É importante destacar que as fronteiras iniciais do sistema de produto devem estar de acordo com os objetivos e o escopo do estudo. Dados que não apresentem relativa significância nos resultados poderão ser excluídos da análise; ao contrário, sendo necessários, deverão ser incluídos.

e. Procedimentos de alocação. A alocação consiste na atribuição da responsabilidade dos impactos ambientais gerados por processos que contribuem para diferentes sistemas de produto, ou seja, processos multi-funcionais (FRISCHKECHT, 2000). De acordo com Baumann e Tillmann (2004), os problemas de alocação surgem quando o impacto ambiental resultante de processos envolvendo diversos produtos é expresso em relação a uma única função. Há três casos principais em que ocorrem problemas de alocação: processos com múltiplas saídas; processos de tratamento de resíduos com múltiplas entradas; e reciclagem em ciclo aberto (BAUMANN; TILLMANN, 2004).

Sempre que possível, a alocação deve ser evitada, seja por meio do maior detalhamento do modelo, ou através da expansão dos sistemas investigados até que as mesmas funções possam ser comparadas. Um maior detalhamento pode ser obtido pela subdivisão de processos multifuncionais em sub-processos, sendo que a coleta de dados para cada sub-processo deve ser realizada separadamente (CEDERBERG; STADIG, 2003).

Entretanto, em muitos casos, a alocação não pode ser evitada. Nestas condições, ela deve refletir as relações físicas entre os aspectos ambientais e as funções. Caso contrário, as entradas e saídas devem ser alocadas entre os produtos e funções, com base em outras relações, tais como econômicas.

2.3.3 Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV)

A Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida corresponde ao processo quantitativo e/ou qualitativo aplicado na caracterização e avaliação dos impactos associados ao inventário do ciclo de vida (ISO, 2006b).

De acordo com a norma ISO 14040 (ISO, 2006a), a etapa de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida compreende elementos obrigatórios e opcionais (Figura 6).

Dentre os elementos obrigatórios, destacam-se:

a. Seleção de categorias de impacto. Consiste na escolha e definição de categorias de impacto e seus indicadores, além dos modelos de caracterização, que compõem o método de AICV. Segundo Chehebe (1997), esta seleção deve ser fundamentada no conhecimento científico dos mecanismos ambientais e processos analisados. Segundo o autor, de acordo com modelos de caracterização existentes e aceitos, são definidas as categorias a serem incluídas no método. Dentre as categorias de impacto presentes em métodos existentes, pode-se citar mudança climática, redução do ozônio estratosférico, acidificação, e uso da terra.

b. Classificação. Correlação dos resultados do inventário do ciclo de vida a diferentes categorias de impacto. A etapa de classificação é qualitativa, baseada na análise científica dos aspectos ambientais.

c. Caracterização. Cálculo dos resultados dos indicadores para cada categoria de impacto e/ou dano, por meio de fatores e modelos de

caracterização (ISO, 2006a). Ao contrário da classificação, este é um processo quantitativo.

De acordo com a norma ISO 14040 (ISO, 2006a), os elementos opcionais consistem na normalização, agregação e ponderação. A seguir, é realizada a descrição de cada um deles.

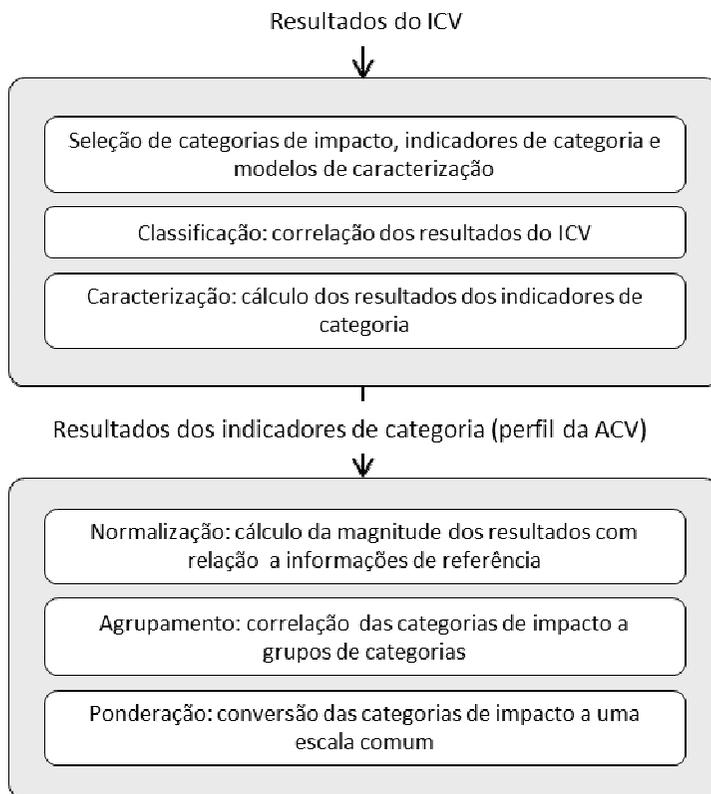


Figura 6. Elementos da AICV.

Fonte: Adaptado de ISO (2006a)

d. Normalização. Corresponde ao cálculo da magnitude dos resultados dos indicadores de categoria relativamente a informações de referência. Segundo Tolle (1997), em uma ACV, a normalização consiste em definir “a contribuição relativa dos fatores de caracterização de uma determinada categoria com relação ao impacto total para a

mesma categoria”. Os fatores de normalização envolvidos representam o impacto potencial daquela categoria.

e. Agrupamento. Esta etapa consiste no agrupamento de categorias de impacto e/ou danos segundo semelhanças, ou mesmo à classificação das categorias de impacto em áreas de proteção. Outro exemplo é o agrupamento em impactos globais, regionais ou locais e impactos com alta, média e pequena prioridade (BAUMANN; TILLMANN, 2004). O objetivo desta etapa da ACIV é auxiliar na avaliação do desempenho ambiental de determinado sistema de produto (UDO DE HAES *et al.*, 2002).

f. Ponderação¹⁴. É a conversão dos resultados dos indicadores de cada uma das categorias a uma escala comum, por meio de fatores numéricos baseados em escolhas de valor (ISO, 2006b). Os potenciais para diferentes impactos são avaliados segundo sua severidade e, de acordo com o resultado, são estabelecidos diferentes fatores de ponderação.

Desta forma, durante esta etapa da ACV, os fluxos de materiais e energia, identificados durante o ICV, são associados aos impactos ambientais. As categorias de impacto relevantes e seus respectivos potenciais de impacto são estabelecidos e é realizado o cálculo dos indicadores de cada categoria. A agregação dos resultados, por vezes ponderados, define o perfil da AICV e fornece informações relativas aos impactos ambientais associados ao consumo de recursos e emissões ao meio (SONNEMANN; CASTELLS; SCHUHMACHER, 2003).

2.3.4 Interpretação do ciclo de vida

A fase de interpretação do ciclo de vida objetiva avaliar os resultados obtidos durante as etapas de ICV e AICV e formular recomendações e conclusões a serem apresentadas ao público alvo do estudo. É composta pelas etapas de (i) identificação das questões significativas, (ii) avaliação e verificação, e (iii) conclusões, recomendações e relatório (Figura 7).

¹⁴ O termo *ponderação* (do inglês, *weighting*), utilizado pela ISO (Organização de Padronização Internacional) também recebe a denominação de *apreciação* (do inglês, *valuation*), terminologia da SETAC.

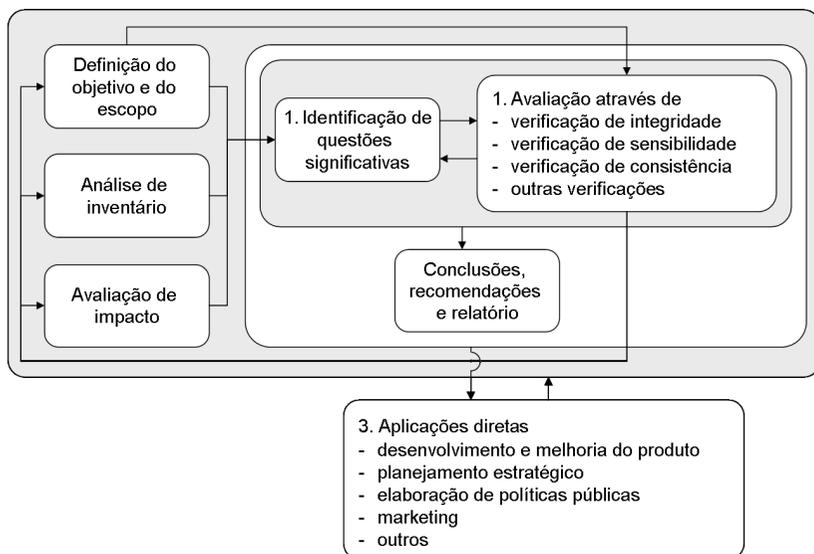


Figura 7. A fase de interpretação e sua relação com as outras fases da ACV.

Fonte: Adaptado de ISO (2006b)

1. Identificação das questões significativas. Primeiramente é realizada a identificação e estruturação da informação, como escolhas metodológicas, critérios de alocação, modelos e fatores de caracterização e indicadores de categoria. Outros procedimentos compreendem o agrupamento e a estruturação dos resultados das etapas de ICV e AICV juntamente com a qualidade dos dados, a identificação das escolhas de valor usadas no estudo e o papel e as responsabilidades das diferentes partes interessadas na aplicação do estudo. Em seguida, é determinada a significância de dados, categorias de impacto e processos elementares incluídos no processo.

2. Avaliação. De forma a avaliar a confiabilidade dos resultados do estudo, deve-se assegurar a relevância, a disponibilidade e a completeza dos dados; a confiabilidade dos resultados, consequência da incerteza dos dados; e a consistência das suposições, métodos e dados, com relação ao objetivo e escopo do estudo (ISO, 2006b). O Quadro 1 apresenta os objetivos dos tipos de verificação realizados.

3. Conclusões e recomendações. Nesta etapa são esboçadas as conclusões, as quais devem estar consistentes com o objetivo e escopo do estudo e com os requisitos de qualidade de dados e suposições feitas.

As recomendações realizadas devem estar em conformidade com as conclusões finais do estudo e com a aplicação pretendida.

Quadro 1. Testes para avaliar a qualidade dos dados.

Tipos de verificação	Objetivos dos testes
Verificação de completeza	Averigua a falta de dados no inventário ou completeza da avaliação de impacto.
Verificação de consistência	Verifica se a modelagem e as escolhas metodológicas são apropriadas e condizentes com o objetivo e escopo do estudo.
Verificação de incerteza	Verifica o efeito da incerteza dos dados no resultado obtido.
Verificação de sensibilidade	Identifica o efeito de dados críticos.
Avaliação da qualidade dos dados	Avalia o grau de falta de dados, informações aproximadas e dados apropriados.

Fonte: Adaptado de Baumann e Tillmann (2004)

Segundo Frankl e Rubik (2000), esta fase envolve um processo iterativo de revisão do escopo da ACV, assim como a natureza e qualidade dos dados coletados. Aspectos como sensibilidade e incertezas também são avaliados no julgamento de qualidade dos resultados obtidos (HAUSCHILD, 2005).

2.4 CONCLUSÃO

Este capítulo apresentou os aspectos conceituais acerca da ferramenta de gestão ambiental ACV, sua estrutura e etapas. Foram também apontadas as normas que regem sua aplicação e apresentam seus requisitos e diretrizes. Dentre as quatro etapas definidas pela série ISO 14040, destaca-se, no contexto deste trabalho, a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida. De forma a estender sua compreensão, o Capítulo 3 lhe dá maior destaque e enfatiza seus principais elementos.

3 A AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA

Para se compreender o mecanismo de um modelo de caracterização de impactos, torna-se importante conhecer os termos utilizados em AICV. É necessário ressaltar, entretanto, que muitos destes ainda não encontram uma tradução oficial em português, principalmente por não haver um consenso internacional no emprego dos mesmos. Neste capítulo, são apresentados os elementos de AICV, de forma detalhada e é realizada uma breve discussão taxonômica, de forma a promover uma maior clareza na nomenclatura a ser utilizada.

3.1 INTRODUÇÃO

Em AICV, as substâncias são avaliadas de acordo com sua capacidade de gerar impactos ao meio ambiente. Ou seja, após sua emissão, elas podem agir diretamente sobre o meio e/ou sofrer transformações que podem gerar conseqüências sobre a saúde humana, a qualidade do meio e na disponibilidade de recursos (JOLLIET; SAADE; CRETTAZ, 2005). Estas alterações biológicas, físicas e químicas (mudança de concentração, de estado, de meio, etc.) recebem a denominação de “**mecanismo ambiental**”¹⁵. A norma NBR ISO 14041 (ABNT, 2004b) define o termo como “o sistema de processos físicos, químicos e biológicos, associados a uma dada categoria de impacto, que podem ocorrer entre os resultados do ICV e os indicadores intermediários e/ou ao(s) ponto(s) final(is) de uma categoria”.

Neste contexto, segundo Jolliet, Saad e Crettaz (2005), os modelos de AICV são ferramentas utilizadas para modelar a rede de causas e efeitos de diferentes substâncias (inventário) sobre o meio (ponto intermediário ou final de categoria de impacto) e quantificar este impacto.

¹⁵ Outras duas nomenclaturas utilizadas são “rede de causas e efeitos” e “rede de impactos”. O mecanismo ambiental é o sistema de processos físicos, químicos e biológicos para uma dada categoria de impacto, associando os resultados do ICV aos indicadores intermediários e ao(s) ponto(s) final(is) de uma categoria (ABNT, 2004b).

3.2 ETAPA DE SELEÇÃO DE CATEGORIAS DE IMPACTO

As denominadas “categorias de impacto” como apresentadas na Norma ISO 14040, são classes que representam tópicos ambientais de interesse dentro das quais os resultados do inventário do ciclo de vida podem ser alocados (ISO, 2006a).

A norma ISO 14044 (ISO, 2006b) não especifica as categorias de impacto a serem incluídas em métodos de AICV. Esta abertura é dada principalmente porque novos conceitos acerca de riscos ambientais surgem com o avanço do conhecimento científico (KLÖPPFER, 1998). Entretanto, de forma a fornecer orientação àqueles que realizam estudos em ACV, uma lista de categorias de impacto mínimas foi estabelecida pela SETAC e pela ISO (HOFSTETTER, 1998). Em consequência, os métodos de AICV atualmente existentes englobam diferentes categorias, de acordo com meios possíveis de realizar a caracterização de impactos (ex.: disponibilidade de modelos de caracterização).

Com relação à escolha de categorias para um método, Hofstetter (1998) destaca dois aspectos cruciais, os quais devem ser levados em consideração. O primeiro é a existência de um modelo, o qual deverá ser cientificamente válido e aceito. O segundo é a definição de um indicador de categoria para quantificar a contribuição da substância. (HOFSTETTER, 1998; JOLLIET; SAADE; CRETIAZ, 2005).

3.3 ETAPA DE CLASSIFICAÇÃO DE DADOS DO INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA

Segundo Steen (1999), a etapa de “classificação” em AICV não significa somente o reconhecimento da existência de um mecanismo ambiental que conecte as entradas e saídas de uma determinada atividade com as categorias de impacto (Figura 8). De acordo com o autor, esta etapa indica, acima de tudo, que este mecanismo esteja causando ou poderá causar impactos ao meio ambiente em uma extensão que deva ser reconhecida.

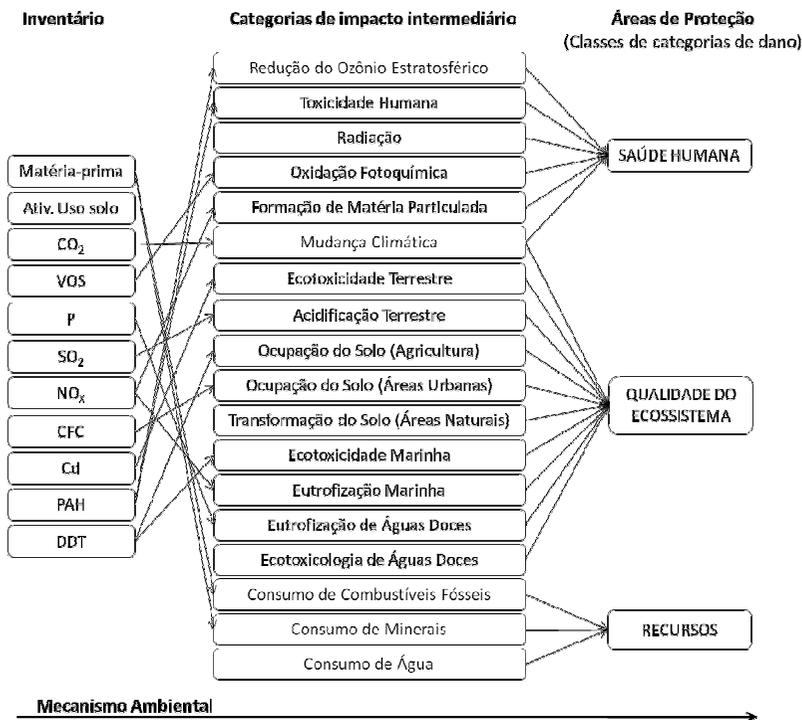


Figura 8. Esquema de mecanismo ambiental em método de AICV, contendo categorias de impacto intermediário e áreas de proteção.

Fonte: Adaptado de De Schryver e Goedkoop (2009)

É importante ressaltar que algumas substâncias podem contribuir com diferentes impactos, ou seja, em diversas categorias de impacto (JOLLIET; SAADE; CRETAAZ, 2005). Não há problemas em contabilizar essas substâncias duas ou mais vezes, caso os efeitos produzidos sejam diferentes. Entretanto, na existência de semelhanças, ou seja, caso os efeitos pertençam a uma mesma corrente de efeitos, somente é possível contabilizá-las uma única vez (JENSEN, 2001).

3.3.1 Categorias de impacto

As categorias de impacto são expressas, quantitativamente, por meio de seus indicadores (ISO, 2006b). Segundo Udo de Haes *et al.* (1999a), o indicador pode estar posicionado em qualquer ponto do mecanismo ambiental, ou seja, entre os resultados do inventário do ciclo de vida e o denominado “ponto final” da categoria. Com relação à nomenclatura, apesar da norma ISO 14040 (ISO, 2006a) tratar apenas da terminologia geral “categoria de impacto”, de acordo com a posição do indicador de categoria duas denominações podem ser adotadas¹⁶. Quando o indicador de categoria é definido próximo aos resultados do ICV, ela é denominada “*midpoint category*” e, estando próxima aos danos causados a certa área de proteção, ela recebe a denominação de “*endpoint* ou *damage category*”. Neste trabalho, serão adotados, respectivamente, os termos “**categoria de impacto**”¹⁷ (ou “**categoria de impacto intermediário**”) e “**categoria de dano**”¹⁸. As consequências ambientais, a elas relacionadas, serão referidas, respectivamente, como “**impactos intermediários**” e “**danos**”. O termo “*endpoint*” será empregado como “**dano**” ou “**ponto final de categoria**”, enquanto “*midpoint*” será denominado “**impacto intermediário**”.

Categoria de Impacto Intermediário

Em uma analogia à análise de risco, as categorias de impacto intermediário representam o estresse ocasionado ao meio ambiente pelas substâncias contidas no inventário do ciclo de vida (UDO DE HAES *et*

¹⁶ A modelagem com o indicador em ponto intermediário representa os impactos ambientais de forma mais simplificada em relação à modelagem de danos. Pode-se tomar como exemplo a categoria de redução do ozônio estratosférico. Substâncias como os Clorofluorcarbonos (CFC) podem ocasionar um “impacto intermediário”, em termos de redução da camada de ozônio, e gerar um “dano” posterior como câncer de pele (dano à saúde humana), devido àquela redução.

¹⁷ Em inglês, os termos comumente utilizados são *midpoint impact category*, ou *midpoint category*. Via de regra, a tradução seria “categoria de impacto intermediário”, entretanto, neste trabalho, pouco será tratado em termos de categorias de danos. Desta maneira, de forma a simplificar a leitura, ao se tratar de categorias de impacto intermediárias, será utilizado simplesmente o termo “categorias de impacto”, em contraste ao termo “categoria de dano”. O termo “categoria de impacto intermediário” será empregado quando se tornar necessária uma melhor clareza no emprego dos conceitos.

¹⁸ Em inglês, os termos comumente utilizados são “*endpoint category*” ou “*damage category*”, em abreviação aos termos “*endpoint impact category*” e “*damage impact category*”, os quais raramente são encontrados na literatura.

al., 2002). Elas podem receber diversas classificações. A mais utilizada é aquela que distingue categorias globais, regionais ou locais. Entretanto, devido à dificuldade em se distinguir impactos regionais e locais, opta-se pela classificação em impactos globais e impactos regionais e/ou locais.

As categorias globais são aquelas em que o impacto é gerado por poluentes que se dispersam globalmente e para as quais nenhuma relação pode ser estabelecida entre a localização geográfica da emissão e o impacto resultante (UDO DE HAES *et al.*, 2002). Geralmente, apresentam modelos de caracterização já aceitos internacionalmente e, portanto, indicadores de categoria bem definidos. Elas são, geralmente, comuns a diversos métodos de AICV. Dentre as categorias de impacto globais, destacam-se: (i) Mudança Climática; (ii) Redução do Ozônio Estratosférico; e (iii) Redução dos Recursos Abióticos. O mesmo não pode ser dito das categorias regional/local, cujos impactos estão diretamente associados às condições ambientais do local de ocorrência. Exemplos de categorias regionais/locais são (i) Oxidação fotoquímica; (ii) Acidificação; (iii) Eutrofização; (iv) Toxicidade humana; (v) Ecotoxicidade e (vi) Uso da terra.

Categoria de Dano

As “categorias de danos” representam valores intrínsecos do meio ambiente como, por exemplo, saúde humana, bem estar, biodiversidade e herança, ou valores instrumentais, como recursos ou produtividade (WEIDEMA, 2007). São as conseqüências decorrentes de algum estresse (impacto intermediário) gerado ao meio ambiente. O “ponto final de uma categoria”, desta forma, é tido como “atributo ou aspecto do meio ambiente natural, saúde humana ou recursos, identificando um aspecto ambiental que ocasiona preocupação” (ISO, 2006b).

3.3.2 Indicadores de categoria

O indicador de cada categoria de impacto é a representação quantificável do impacto ocasionado àquela categoria (ISO, 2006b), ou seja, ele representa o potencial de impacto ou dano que pode ser gerado durante o ciclo de vida de um produto, relativo a uma determinada categoria. É o resultado da associação entre os dados de inventário e os fatores de caracterização. Neste trabalho serão empregados os termos

“**indicadores de impacto intermediário**” ou simplesmente “**indicadores de impacto**” e “**indicadores de danos**”.

A Figura 9 apresenta um exemplo de indicador para a categoria de impacto intermediário “acidificação”. Ela também aponta alguns dos possíveis pontos finais da categoria (ex: danos à vegetação).

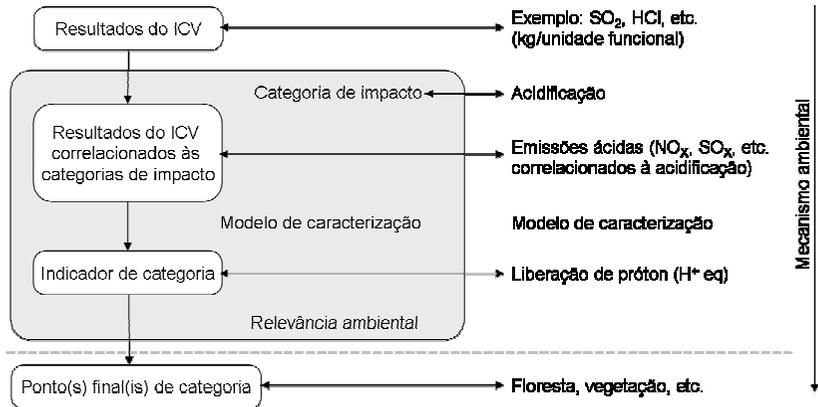


Figura 9. Indicadores de categoria.

Fonte: Adaptado de ISO (2006b)

De forma semelhante, os indicadores de danos são uma representação quantificada dos danos a serem gerados ao meio ambiente por um sistema de produto. Em geral, eles são a simplificação de uma realidade muito mais complexa e somente fornecem uma aproximação do estado qualitativo da entidade danificada. Os mais utilizados para as classes de pontos finais de categoria são o *DALY*, o *QALY*; a *PDF.m².yr*, a *PAF.m².yr* e o *MJ/kg*.

O DALY¹⁹ (Anos de Vida Perdidos Ajustados por incapacidade ou Anos Potenciais de Vida Perdidos) e o QALY²⁰ (Anos de Vida Perdidos Ajustados por Qualidade) são indicadores de danos sob a área de proteção “Saúde Humana”. A $PDF.m^2.yr^{21}$ (Fração de espécies Potencialmente Desaparecidas, por m² por ano), ou seja, a fração de espécies desaparecidas em 1m² de superfície terrestre durante um ano, ou a $PAF.m^2.yr^{22}$ (Fração de espécies Potencialmente Afetadas, por m² por ano) são ambas utilizadas para medir os impactos nos ecossistemas (área de proteção “Qualidade do Ecossistema”). Por fim, o MJ/kg é usado para a área “Recursos Naturais”.

3.3.3 Áreas de proteção

O termo utilizado para agrupar as categorias de danos possui duas denominações na língua inglesa: “*areas of protection*” e “*safeguard subjects*” (UDO DE HAES; LINDEIJER, 2002a). Neste trabalho optou-se por adotar a terminologia, em português, como “**áreas de proteção**”. As “áreas de proteção” são definidas como classes que agregam os

¹⁹ O indicador DALY (*Disability Adjusted Life Years*) resultou de uma pesquisa realizada com a intenção de se avaliar a carga devida a determinadas doenças, através da combinação de anos de vida perdidos, devido à morte prematura (mortalidade), e anos de vida perdidos devido ao tempo vivido em um estado de saúde inferior ao estado ideal de saúde (morbidade). Este estado ideal, definido como *saúde* é definido pela Organização Mundial de Saúde (HOLLINGHURST; BEVAN; BOWIE, 2000; HOMEDES, 1996; MATHERS *et al.*, 2003).

²⁰ O indicador QALY (*Quality Adjusted Life Years*) é uma medida para ambas a qualidade e a quantidade de anos vividos, levando-se em consideração intervenções médicas em prol de um melhor estado de saúde. É o produto aritmético de fatores relacionados à expectativa de vida e à medida da qualidade dos anos de vida remanescentes. Para tanto, pesos são atribuídos aos diferentes estados de saúde. Por exemplo, um ano com saúde perfeita recebe peso 1 (um), enquanto a morte recebe peso 0 (zero) (PHILLIPS, 2009).

²¹ O indicador PDF (*Potentially Disappeared Fraction*) é utilizado para expressar os efeitos ocasionados em populações de plantas vasculares em uma área. Representa a fração de espécies que possuem uma alta probabilidade de não ocorrência em uma região, devido a condições não favoráveis. Este indicador é baseado na Probabilidade de Ocorrência (POO ou *Probability Of Occurrence*): $PDF = 1 - POO$; ou seja, a fração de espécies que não ocorrem em um determinado local pode ser igualada à fração de espécies desaparecida (OVAM, 2006).

²² O indicador PAF (*Potentially Affected Fraction*) é uma medida de risco ecológico, ou seja, de estresse tóxico, geralmente em organismos que vivem em ambientes aquáticos e terrestres, causado por uma ou várias substâncias químicas. Segundo OVAM (2006), pode ser interpretado como “a fração de espécies que é exposta a uma concentração igual ou superior à NOEC” (Concentração Sem Efeito Observado). Foi introduzido no método Eco-Indicator 99, como base para o cálculo de potenciais de ecotoxicidade (KLEPPER *et al.*, 1998).

pontos finais de categorias, as quais têm um valor reconhecido para a sociedade (UDO DE HAES; LINDEIJER, 2002b). A norma ISO 14044 (ISO, 2006b) não as especifica e nem mesmo menciona o termo “áreas de proteção”, mas apenas cita três destas áreas, ao definir o termo pontos finais de categoria. Entretanto, elas aparecem em métodos de AICV, agregando categorias de danos. São elas: (i) a saúde humana; (ii) a qualidade do ecossistema; (iii) os recursos naturais e (iv) o meio ambiente antropogênico.

A área “Saúde Humana” se refere à proteção e minimização de danos potenciais aos seres humanos. Estão incluídos, como danos potenciais, os efeitos diretos patológicos de substâncias químicas radiação e alguns agentes biológicos, e os efeitos (geralmente indiretos) na saúde e bem-estar do meio ambiente físico, psicológico, social e estético (UDO DE HAES *et al.*, 1999a).

A área *Qualidade do Meio Ambiente Natural* ou *Qualidade do Ecossistema* se refere ao valor atual do meio ambiente para o homem e inclui danos potenciais aos ecossistemas que atuam no suporte da vida no planeta (WEIDEMA, 2002).

A área de proteção *Recursos Naturais* relaciona-se à disponibilidade dos recursos que são extraídos, ou seja, obtidos do meio ambiente, para utilização pelos seres humanos. São geralmente os recursos utilizados como entradas, nos estudos de ACV. A preocupação com relação a esta área está associada, principalmente, à disponibilidade de recursos a gerações futuras (WEIDEMA, 2002).

Enfim, a área *Meio Ambiente Antropogênico* se refere ao meio ambiente construído por seres humanos ou itens produzidos, ou seja, corresponde a valores culturais, estruturas e ecossistemas (sistemas rurais) construídos pelo ser humano, ou seja, inclui as plantações, as florestas de produção, edifícios e materiais (WEIDEMA, 2002).

3.4 ETAPA DE CARACTERIZAÇÃO DE IMPACTOS

Durante a etapa de caracterização de impactos, as contribuições das diversas substâncias para cada uma das categorias de impacto são quantificadas por meio de modelos e fatores de caracterização.

Ao se caracterizar o impacto gerado por determinado fluxo elementar no meio ambiente, deve-se levar em conta suas características químicas, físicas e biológicas, além das transformações que ele sofre e

gera. Os dados contidos no ICV devem incluir aspectos como quantidade, tipo e localização da fonte emissora e o compartimento ambiental na qual uma substância química é inicialmente emitida. O meio receptor também deve ser especificado, segundo dados de sensibilidade do sistema abiótico e dos elementos bióticos nele presentes. Para tanto, são criados modelos matemáticos que possibilitam a simplificação da realidade e a previsão de impactos potenciais em ecossistemas. Esses modelos são denominados, em ACV, “**modelos de caracterização**”. A norma ISO 14044 (ISO, 2006b) exige que os modelos utilizados sejam internacionalmente aceitos e científica e tecnicamente válidos, ou seja, que o mecanismo ambiental (ver item 3.1) seja cientificamente embasado. Este requisito reduz a utilização de escolhas de valores, as quais podem atribuir maiores incertezas à modelagem (HAUSCHILD; POTTING, 2005).

Esta etapa representa, portanto, o cálculo dos resultados dos indicadores de cada categoria de impacto. O uso de modelos de caracterização torna-se necessário para derivar os fatores de caracterização, ou seja, valores que possibilitam avaliar a magnitude dos impactos potenciais de cada uma das substâncias em uma determinada categoria (CURRAN, 1996). Em suma, os fatores de caracterização, associados aos seus respectivos modelos, expressam os impactos ambientais potenciais de emissões (inventário do ciclo de vida) em relação a uma referência (qualidade potencial), para cada uma das categorias de impacto e/ou de danos (WENZEL; HAUSCHILD; ALTING, 1997).

Além do termo “**fator de caracterização**”, utiliza-se também o termo “fator de equivalência”. Entretanto, a nomenclatura mais atual e comumente utilizada é a primeira. Optou-se, portanto, pela utilização do termo “**fator de caracterização**”, de forma geral, e “**fator de caracterização intermediário**” e “**fator de caracterização de dano**”, para as categorias de impacto intermediárias e as categorias de danos, respectivamente.

3.4.1 Caracterização intermediária (*midpoint*)

Na caracterização intermediária de impactos, as entradas do sistema são multiplicadas por seus respectivos fatores de caracterização, de forma a se obter o resultado do indicador de impacto. A Eq. [3.1] apresenta a fórmula geral para o cálculo do indicador de impactos.

$$I_i = \sum_s FI_{s,i} \cdot M_s \quad [3.1]$$

Nesta, I_i é o resultado do indicador para a categoria i ; $FI_{s,i}$ representa o fator de caracterização intermediário para a substância s , na categoria i ; e M_s é massa ou quantidade de substância s . O fator de caracterização intermediário, $FI_{s,i}$, exprime a contribuição e importância de cada uma das substâncias em uma categoria específica, em relação à substância de referência daquela categoria (JOLLIET; SAADE; CRETAAZ, 2005).

A Tabela 2 apresenta alguns exemplos de fatores de caracterização para a categoria intermediária “aquecimento global”, tendo o dióxido de carbono como substância de referência.

Tabela 2. Fatores de caracterização para a categoria Aquecimento Global.

Substâncias (substância de referência: CO ₂)	Fórmula	Tempo de vida (anos)	Potencial de Aquecimento Global		
			Horizonte de tempo (anos)		
			20	100	500
Dióxido de carbono	CO ₂	-	1	1	1
Metano	CH ₄	12	62	23	7
Óxido nitroso	N ₂ O	114	275	296	156
Monóxido de carbono	CO	Meses	2	2	2
CFC-11	CCl ₃ F	45	6300	4600	1600
HCFC-21	CHCl ₂ F	2,0	700	210	65

Fonte: Adaptado de Hauschild (2005)

Para algumas categorias intermediárias há consenso com relação aos modelos e fatores a serem utilizados. Dentre elas, destacam-se mudança climática, acidificação, eutrofização, oxidação fotoquímica e redução do ozônio estratosférico. Entretanto, para outras, como uso da terra e ruído, observa-se a necessidade de desenvolvimento de modelos que possam ser aplicados no cálculo do(s) indicador(es). O Quadro 2 apresenta alguns exemplos de categorias de impacto utilizadas nos atuais métodos e seus respectivos fatores de caracterização e unidades dos indicadores de categoria.

Quadro 2. Exemplos de categorias de impacto intermediário, comumente utilizadas, e seus respectivos fatores e modelos de caracterização e unidades dos indicadores de categoria.

	Categoria de impacto intermediária	Fator de caracterização	Modelos de caracterização comumente utilizados	Resultado do indicador de categoria
Categorias Globais	Mudança climática	Potencial de aquecimento global	IPCC	kg _{eq} CO ₂ ao ar
	Redução do ozônio estratosférico	Potencial de redução do ozônio estratosférico	WMO	kg _{eq} CFC-11 ao ar
Categorias Regionais/ Locais	Acidificação	Potencial de acidificação	RAINS/ASTRAP	kg _{eq} SO ₂ ao ar
	Eutrofização	Potencial de eutrofização	RAINS/ASTRAP/CARMEN	kg _{eq} PO ₄ ²⁻ ao ar

Fonte: Adaptado de Wenzel, Hauschild e Alting (1997)

3.4.2 Caracterização de danos (“*endpoint*”)

Segundo Jolliet, Saadé e Crettaz (2005), de forma semelhante àquela realizada para impactos intermediários, a caracterização de danos permite avaliar a contribuição ambiental de cada uma das categorias intermediárias em relação a uma ou diferentes categorias de danos. A Eq. [3.2] apresenta o procedimento para o cálculo do resultado dos indicadores de danos, na qual D_d é o resultado do indicador de danos; $FD_{i,d}$ é o fator de caracterização de danos da categoria i em relação à categoria de dano d ; e I_i é o resultado do indicador intermediário para a categoria intermediária i .

$$D_d = \sum_i FD_{i,d} \cdot I_i \quad [3.2]$$

Em alguns modelos como o IMPACT 2002+ é possível ainda obter o resultado do indicador de danos a partir dos dados do inventário.

O Quadro 3 apresenta as áreas de proteção mais comumente empregadas e a unidade dos seus indicadores de danos.

Quadro 3. Áreas de proteção consideradas como sendo relevantes em ACV.

Áreas de proteção	Indicadores de danos	Valores sociais
Saúde Humana	DALY, QALYs	Valores intrínsecos ²³ à saúde humana, valor econômico.
Qualidade do Ecossistema	PDF, PAF	Valores intrínsecos à natureza (ecossistemas, espécies), valores econômicos de funções de suporte à vida.
Recursos Naturais	MJ/kg	Valores econômicos e intrínsecos.
Meio Ambiente Antropogênico	-	Valores culturais, econômicos e intrínsecos.

Fonte: Adaptado de Udo de Haes *et al.* (1999a)

3.5 ETAPA DE NORMALIZAÇÃO

A etapa de normalização consiste no cálculo da magnitude dos resultados dos indicadores de categoria, tendo-se determinados dados de referência. Em ACV, normalizar significa determinar a contribuição relativa dos fatores de caracterização de cada uma das categorias de impacto, com relação ao impacto total gerado, para a mesma categoria (TOLLE, 1997). Este procedimento possibilita as comparações entre categorias de impacto.

Segundo Udo de Haes *et al.* (2002) e Goedkoop e Spriensma (2001), a normalização, por meio da utilização de dados de emissão e de extração de recursos, é a mais freqüentemente aplicada. O impacto é calculado com base no ano de referência das emissões e os resultados são divididos pelo número de habitantes da região, de forma a permitir a obtenção de um valor referente ao impacto equivalente por indivíduo. Esse cálculo consiste na coleta de informações a respeito das emissões

²³ *Valores intrínsecos* são aqueles inerentes, próprios ou peculiares a determinados seres, coisas ou indivíduos.

totais e/ou do consumo de recursos gerados durante a operação do sistema em estudo, durante o ano de referência²⁴, e o posterior cálculo dos impactos e/ou danos. Entretanto, destaca-se a importância de se diferenciar valores de normalização para categorias globais e regionais/locais. De acordo com Tolle (1997), “as abordagens de escalas regionais e a normalização que considera dados geográficos podem tornar cada vez mais possível a avaliação de impactos mais reais”. A Eq. [3.3] é utilizada neste tipo de normalização.

$$N_i = \frac{S_i}{R_i} \quad [3.3]$$

Na equação, N_i é o resultado normalizado; S_i é o resultado do sistema de produto, ou seja, potenciais de impacto ou consumo de recursos, antes da normalização; R_i é o valor de referência para aquela categoria i ; e i representa a categoria de impacto intermediária e/ou de dano;

3.6 ETAPA DE AGRUPAMENTO

Segundo a Norma ISO 14044 (ISO, 2006b), o agrupamento auxilia na interpretação dos resultados, por meio da separação ou ordenação das categorias de impacto. Por separação – procedimento descritivo - compreende-se a agregação das categorias de impacto por meio de características nominais, tais como escala espacial (global, regional e/ou local). A ordenação implica a agregação das categorias em hierarquias, ou seja, em aspectos determinados em escolhas de valores, como, por exemplo, prioridade alta, média ou baixa.

²⁴ Outros períodos também podem ser definidos; entretanto, é mais usual se utilizar as emissões ao longo de um ano (GOEDKOOP; SPRIENSMA, 2001).

3.7 ETAPA DE PONDERAÇÃO

Os resultados podem também ser agregados em um único indicador. Pode-se, por meio deste procedimento, definir a importância relativa dos diferentes resultados obtidos (SONNEMANN; CASTELLS; SCHUHMACHER, 2003). O cálculo do potencial de impacto ponderado é realizado, segundo Sonnemann, Castells e Schuhmacher (2003), da seguinte forma, Eq. [3.4].

$$WP_j = NP_j \cdot WF_j \quad [3.4]$$

na qual WP_j é o potencial de impacto ponderado; NP_j é o potencial de impacto normalizado; e WF_j é o fator de ponderação para uma determinada categoria de impacto j .

Os métodos de ponderação podem ser classificados de acordo com suas abordagens: (i) autoritária; (ii) tecnológica; (iii) monetária; (iv) painéis; e (v) padrões almejados. Dentre elas, destacam-se a monetária e o painel de especialistas. Os primeiros métodos utilizam uma medida monetária como unidade para os fatores de ponderação. O segundo grupo assume que a relativa importância dos impactos gerados possa ser julgada por um painel de especialistas. Para esses métodos, torna-se necessário especificar aspectos como os critérios de avaliação, o tipo de agregação e o tamanho e tipo do painel de especialistas.

3.8 MÉTODOS DE AICV

Os elementos de AICV compõem o que se denominam os métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida. Atualmente, com relação a esses métodos, encontram-se definidas três grandes regiões, com métodos próprios. A primeira delas, a *européia*, é a mais avançada, contendo várias proposições de métodos de avaliação, muitos deles considerando, em algumas das categorias de impacto selecionadas, especificidades geográficas regionais e mesmo locais. Dentre os métodos existentes, destacam-se os holandeses ReCiPe (DE

SCHRYVER; GOEDKOOOP, 2009), CML²⁵ (GUINÉE *et al.*, 2002) e Ecoindicator 99 (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001); o dinamarquês EDIP 2003²⁶ (HAUSCHILD; POTTING, 2005); o suíço IMPACT 2002+ (JOLLIET *et al.*, 2003); e o sueco EPS²⁷ (STEEN, 1999). A linha americana incorpora o método TRACI²⁸ (BARE, 2003), desenvolvido de forma a possibilitar uma diferenciação geográfica para os Estados Unidos da América, enquanto a linha japonesa baseia-se no LIME²⁹ (ITSUBO; INABA, 2003).

Devido à especificidade regional desses métodos, restrita à Europa, Estados Unidos e Japão, observa-se, na atualidade, o desenvolvimento/aperfeiçoamento de dois outros métodos: o método canadense, LUCAS³⁰ (TOFFOLETTO *et al.*, 2007) e o método sul-africano (BRENT, 2004). Em cada um desses, é destacada a importância do enfoque em aspectos regionais, de forma a obter resultados mais consistentes e precisos. Destaca-se, entretanto, a ausência de um método sul americano, ou mesmo brasileiro, o qual possibilite estudos de ACV mais precisos e com resultados mais confiáveis. Portanto, este trabalho visa contribuir na composição de um método regional, que possa refletir os impactos ambientais do uso da terra no Brasil.

3.9 A REGIONALIZAÇÃO EM AICV

Um dos maiores problemas em AICV corresponde à pouca importância dada à diferenciação espacial na modelagem de impactos (UDO DE HAES *et al.*, 2002). Este é o caso de categorias de impacto que não são globais, tais como acidificação, eutrofização, oxidação fotoquímica, uso da terra e toxicidade. A AICV geralmente utiliza condições locais incompletas para a avaliação de efeitos potenciais, especialmente para categorias de impacto regionais e locais (OWENS, 1998). De acordo com Udo de Haes *et al.* (2002b), a ausência e/ou

²⁵ CML. Centrum voor Milieukunde/ Center for Environmental Science.

²⁶ EDIP. Environmental Design of Industrial Products.

²⁷ EPS. Environmental Priority Strategies.

²⁸ TRACI. Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts.

²⁹ LIME. Life cycle Impact assessment Method based on Endpoint modeling.

³⁰ LUCAS. A new LCIA method Used for a Canadian-Specific context.

deficiência de dados de inventário é uma das maiores causas da deficiência na distinção espacial.

No contexto da AICV, o termo **regionalização** diz respeito à especificidade espacial de um determinado impacto e suas características, ou seja, à consideração de variações expressivas nos impactos, entre diferentes regiões geográficas (ROSENBAUM *et al.*, 2008).

Segundo Hauschild e Potting (2005), em AICV, a modelagem de impactos pode ser definida como *loco*-genérica, *loco*-dependente³¹ e *loco*-específica. O primeiro princípio de modelagem considera que todas as fontes poluentes contribuam para o mesmo ambiente receptor, ou seja, não é realizada a diferenciação espacial em relação às fontes emissoras e ao ambiente receptor. A modelagem *loco*-dependente realiza a distinção entre categorias de fontes poluentes (definidas ao nível de países e/ou regiões com extensões de 150 a 500km) e seu impacto ao meio ambiente (HAUSCHILD; POTTING, 2005). A caracterização envolve a influência de variações causadas em diferentes regiões, de acordo com a categoria de fonte poluente, por meio de análises de exposição e tolerância do meio atingido. A terceira modelagem inclui informações muito precisas com relação às fontes emissoras situadas em ou próximas ao local impactado. Entretanto, esta precisão requer informações detalhadas em relação a todas as emissões que atingem o local em estudo e geralmente esta modelagem não é praticada.

A maioria dos métodos de AICV desenvolvidos atualmente visa o segundo tipo de modelagem, *loco*-dependente, associada ao conceito de regionalização. Este fato pode ser justificado por diversos fatores como a busca de maior precisão em relação à caracterização *loco*-genérica, ou seja, menores incertezas com relação à variação espacial de impactos potenciais.

Ao termo regionalização, se associa o fator de escala regional. A especificidade espacial regional é numericamente representada por **fatores de escala regional** (TOFFOLETTO *et al.*, 2007), também denominados fatores *loco*-dependentes (HAUSCHILD; POTTING, 2005), os quais expressam o grau de sensibilidade de uma determinada região, em termos de cada uma das categorias de impacto (TOLLE, 1997). Esses fatores permitem quantificar e reduzir a variação espacial,

³¹ O termo “*loco dependente*” indica uma caracterização realizada em nível local, enquanto o termo “*loco genérico*” não especifica aspectos locais.

originada de diferenças – tanto na fonte emissora como no ambiente e/ou organismo receptor - entre as regiões impactadas pela emissão de determinado poluente. Este fato pode ser demonstrado pela recente aplicação de fatores regionais a categorias de impacto que abrangem escalas regionais em métodos de AICV recentemente criados. Características geográficas regionais, incluindo condições bióticas e abióticas, tais como tipo de vegetação, condições climáticas e morfologia têm recebido maior relevância na definição de unidades de escala de resolução espacial. Para a maioria das categorias de impacto, a variação potencial, determinada pelo local e/ou região é muito grande (HAUSCHILD; POTTING, 2005). É importante ressaltar que este aspecto justifica a importância de modelos de caracterização regionalizados.

3.10 CONCLUSÃO

Este capítulo apresentou os principais elementos constituintes da etapa de AICV. Dentre eles, a caracterização assume grande importância, uma vez que, é através dela que são calculados os fatores de caracterização necessários ao cálculo do indicador de categoria. É através desta etapa que se procedem aos cálculos para a obtenção dos resultados por categoria.

Nos capítulos seguintes, contidos na SEÇÃO III, será dada ênfase aos conceitos envolvidos na categoria de impacto “uso da terra” e aos modelos – com indicadores de biodiversidade – existentes.

SEÇÃO III. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A Seção III apresenta a revisão bibliográfica da categoria de impacto “uso da terra³²”, incluindo os principais parâmetros e indicadores empregados na atualidade, e alguns dos modelos de caracterização existentes. O Capítulo 4, mais especificamente, apresenta os aspectos conceituais relacionados ao uso da terra, tais como (i) os dados de inventário requeridos, (ii) os tipos de uso da terra considerados; e (iii) a definição da situação de referência para a análise de impactos. Os principais modelos de avaliação de impactos do uso da terra em AICV, com indicadores de biodiversidade, são apresentados no Capítulo 5, juntamente com uma breve introdução ao tópico “biodiversidade”. Esses capítulos são essenciais para a compreensão da metodologia empregada neste trabalho.

4 A CATEGORIA DE IMPACTO “USO DA TERRA”

4.1 INTRODUÇÃO

A Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) define terra³³ (FAO, 1976), traduzida do inglês “*land*” como:

área da superfície da Terra; as características as quais incluem todos os atributos estáveis e cíclicos da biosfera, situados verticalmente acima e abaixo desta área, incluindo aqueles da atmosfera, do solo e da geologia, da hidrologia, as populações de plantas e animais, e os resultados de atividades humanas passadas e presentes, considerando que esses atributos exerçam influência significativa em usos presentes e futuros da terra pelo homem.

³² No Brasil é comum utilizar o termo “*land use*” como “uso da terra”. A definição do termo “*land*”, utilizada, é dada pela FAO (1976).

³³ O termo “cobertura do solo” (“*land cover*” em inglês) refere-se à cobertura bio-(física) da superfície da Terra que pode ser observada (CHOUDHURY; JANSEN, 1999).

De acordo com Choudhury e Jansen (1999), o termo “uso da terra” consiste principalmente nas intervenções antrópicas em um determinado tipo de cobertura terrestre para nele realizar modificações, produzir ou manter seu estado. Em suma, a classificação das atividades antrópicas que ocupam uma determinada superfície da terra (CORDERO, 2009) define os diferentes tipos ou classes de uso da terra (Ver item 4.4). Milà i Canals (2003) define o termo “uso da terra”, em ACV, como “um tipo específico de intervenção ambiental, definido nos resultados do inventário do ciclo de vida, o qual ocasionará modificações na habilidade do solo em realizar suas funções”. Ainda, segundo o autor, atividades relacionadas ao uso da terra geram inúmeros impactos, tanto à qualidade do solo, em si, quanto à biodiversidade, à ele associada (MILÀ I CANALS *et al.*, 2007).

Entretanto, até o momento, pouca atenção, mesmo que crescente, tem sido dada à importância da avaliação desses impactos (MILÀ I CANALS *et al.*, 2007), seja pela negligência ao problema, seja pela dificuldade na obtenção de dados necessários à sua avaliação (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).

Portanto, é clara a necessidade de se quantificar os danos desta atividade econômica, de forma a melhor avaliar a sua contribuição ambiental (LINDEIJER, 2000; UDO DE HAES *et al.*, 1999b). A categoria de uso da terra foi então introduzida em ACV de forma a refletir os danos ocasionados à qualidade dos ecossistemas, devido a atividades de transformação e ocupação (DE SCHRYVER; GOEDKOOOP, 2009).

4.2 A CATEGORIA DE IMPACTO “USO DA TERRA”

Como mencionado no Capítulo 3, há, em AICV, quatro áreas de proteção: (i) saúde humana; (ii) qualidade do ecossistema; (iii) recursos naturais; e (iv) meio ambiente antrópico (UDO DE HAES *et al.*, 1999a). Esta última área, entretanto, é raramente considerada na modelagem de impactos de métodos de AICV. A área de proteção “Qualidade do Ecossistema”, particularmente, é abordada por três atributos que caracterizam seus impactos: (i) biodiversidade; (ii) qualidade ecológica da terra e (iii) potencial de produção biótica (MILÀ I CANALS *et al.*, 2007). A Figura 10 apresenta o esquema dos três atributos.

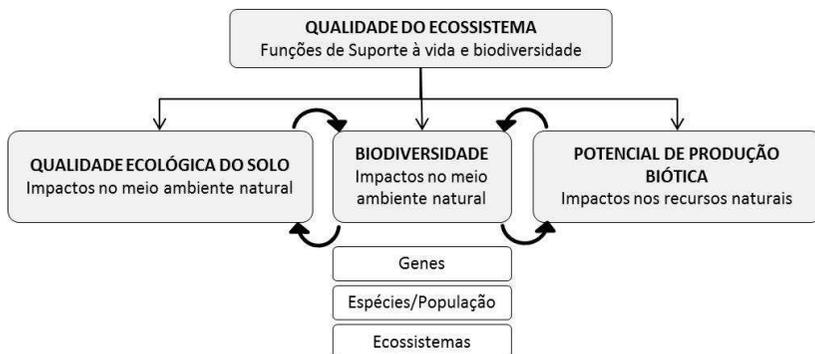


Figura 10. A área de proteção "Qualidade do Ecossistema" e seus atributos.

Fonte: Adaptado de Milà i Canals *et al.* (2007)

Segundo Milà i Canals *et al.* (2007), a *qualidade ecológica do solo* compreende funções de suporte à vida, tais como o ciclo de nutrientes e a capacidade de filtração do solo. Ela representa os processos que ocorrem em uma estrutura ambiental e que possuem importância para seu equilíbrio (MILÀ I CANALS *et al.*, 2007). O *potencial de produção biótica* se refere às funções do solo diretamente utilizadas pelos seres humanos, ou seja, as quais apresentam valor para a sociedade humana, tais como a fertilidade do solo (HASSAN; SCHOLLES; ASCH, 2005).

A *biodiversidade*, por sua vez, é um valor intrínseco do ecossistema (KÖLLNER, 2003). Sua condição pode ser definida em três níveis: (i) diversidade genética; (ii) diversidade de espécies; e (iii) diversidade de ecossistemas (EEA, 2007). A diversidade genética se refere à informação genética contida nos genes de indivíduos, enquanto a diversidade de espécies corresponde à variedade de organismos vivos. Por fim, a diversidade de ecossistemas define a variedade de processos ecológicos, habitat e comunidades bióticas (BRAATZ, 1992).

4.3 DADOS DO INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA

Em geral, em ICV, os dados exigidos para a análise de impactos com relação ao uso da terra são (i) a área ocupada pelo(s) processo(s)

produtivo(s); (ii) o tempo no qual decorre a ocupação da terra³⁴; e (iii) uma descrição quantitativa dos processos de ocupação e transformação (tipo de uso da terra antes, durante e depois da atividade) (MILÁ I CANALS *et al.*, 2007). Este último item constitui uma das primeiras dificuldades encontradas por aqueles que executam estudos em ACV: obter informações acerca de processos de transformação da terra em uma determinada localidade. Geralmente, apesar de se saber acerca da ocupação atual de uma determinada área, torna-se complicado obter informações acerca do caráter da ocupação anterior. Com relação ao tempo de ocupação, este é geralmente estimado, de acordo com a atividade/processo em questão.

Em adição, como a categoria de uso da terra ocasiona impactos regionais, adicionam-se, aos itens mencionados, fatores relacionados ao ecossistema no qual ocorre a intervenção na terra. Principalmente quando o modelo reflete danos à biodiversidade local/regional, pode-se destacar a importância da identificação da estrutura ambiental atingida (ex.: ecorregião, bioma, *etc.*). Estes aspectos, em si, pertencem à modelagem de impactos. Entretanto, o indivíduo que realiza o estudo acerca de impactos do uso da terra, deve definir a localidade do empreendimento (local ou regionalmente), para que o modelo possa gerar os fatores de caracterização locais/regionais. Uma maior compreensão acerca desses aspectos poderá ser obtida no capítulo acerca da proposição do modelo de uso da terra.

4.3.1 Ocupação e transformação da terra

Segundo Schmidt (2008), as entradas do inventário do ciclo de vida para a avaliação do uso da terra podem ser baseadas em (i) atividades específicas (tais como mineração); ou (ii) tipos de uso (áreas naturais, agrícolas, urbanas). Ainda, de acordo com o autor, a última é a mais comumente utilizada. A esses usos estão associados os processos de (i) transformação e (ii) ocupação da terra, relacionados à unidade funcional do produto (KÖLLNER, 2003; KÖLLNER; SCHOLZ, 2008; LINDEIJER, 2000a, b; SCHMIDT, 2008). A diferença conceitual entre ambos é descrita a seguir.

³⁴ Na apresentação de fórmulas neste trabalho, adotar-se-á Aoc para a “área ocupada” e toc para o tempo de ocupação.

Ocupação da terra

Em AICV, entende-se por “ocupação da terra”³⁵ a utilização de uma área, por uma atividade, em um determinado tempo (MILÀ I CANALS *et al.*, 2007). Neste conceito, geralmente se assume que haja a manutenção da qualidade da área (EC, 2010; LINDEIJER; MÜLLER-WENK; STEEN, 2002; WEIDEMA; LINDEIJER, 2001), ou seja, que não haja alterações na qualidade da terra e de indicadores relacionados. Ainda; considera-se que a área já esteja preparada para determinado uso – sem que haja necessidade de prévia alteração (LINDEIJER; MÜLLER-WENK; STEEN, 2002). Este processo é mensurado em unidades de área-tempo ([hectares * ano] ou [km² * ano] ou [m² * ano]) por unidade funcional. Os impactos resultantes deste processo são denominados “impactos de ocupação da terra”.

A fórmula geral para impactos de ocupação da terra (I_{oc}) pode ser expressa pela Eq. [4.1], na qual A_{oc} é a área ocupada, t_{oc} é o tempo de ocupação, e Q_{pot} é o indicador de qualidade para a situação de referência³⁶ (situação potencial, após recuperação da terra), Q_{oc} é o indicador de qualidade para a situação presente, durante ocupação, e θ_{rec} é o fator (tangente) que reflete a duração da recuperação da terra (EC, 2010). A Figura 11 (p.86) e a Figura 12 (p.87), auxiliam na compreensão deste fator. FC_{oc} é o fator de caracterização para impactos de ocupação.

$$I_{oc} = A_{oc} \cdot t_{oc} \cdot FC_{oc} = A_{oc} \cdot t_{oc} \cdot \frac{\Delta Q}{\theta_{rec}} = A_{oc} \cdot t_{oc} \cdot \frac{(Q_{pot} - Q_{oc})}{\theta_{rec}} \quad [4.1]$$

Transformação da terra

O termo “conversão” ou “transformação da terra”³⁷ é utilizado para descrever as mudanças na qualidade da terra, decorrentes da alteração do tipo de ocupação (MILÀ I CANALS *et al.*, 2007). Em geral, a transformação é medida em unidades de área (geralmente em [hectares], mas também em [km²] ou [m²]). Entretanto, também pode ser medida em unidades semelhantes àquelas utilizadas para a ocupação.

³⁵ Em inglês, o termo comumente utilizado é “*land occupation*”.

³⁶ A situação de referência, em termos de qualidade do solo, é aquela definida para a comparação de impactos de transformação e ocupação.

³⁷ Na lingual inglesa, os termos “*land conversion*” e “*land transformation*” são empregados. Entretanto, o segundo é o mais comumente utilizado.

Tal diferença é devida à forma de alocação de impactos de transformação e ocupação (maiores detalhes no item 4.3.3).

Os impactos resultantes deste processo são denominados “impactos da transformação”. A Eq. [4.2] (EC, 2010) representa a fórmula geral para o cálculo de impactos resultantes de transformação. Observa-se que sua magnitude depende da alteração da qualidade da terra (de Q_{pot} a Q_{oc}), do tamanho da área alterada (A_{oc}) e do tempo de recuperação da terra (t_{rec}). FC_{trans} é o fator de caracterização para impactos de transformação.

$$I_{trans} = A_{oc} \cdot FC_{trans} = A_{oc} \cdot t_{rec} \cdot \frac{\Delta Q}{\theta_{rec}} = A_{oc} \cdot t_{rec} \cdot \frac{(Q_{pot} - Q_{oc})}{\theta_{rec}} \quad [4.2]$$

A Figura 11 apresenta um esquema das mudanças na qualidade da terra. O eixo vertical representa a qualidade da terra, podendo ser expressa por meio de diferentes indicadores, como flora e fauna (LINDEIJER; MÜLLER-WENK; STEEN, 2002).

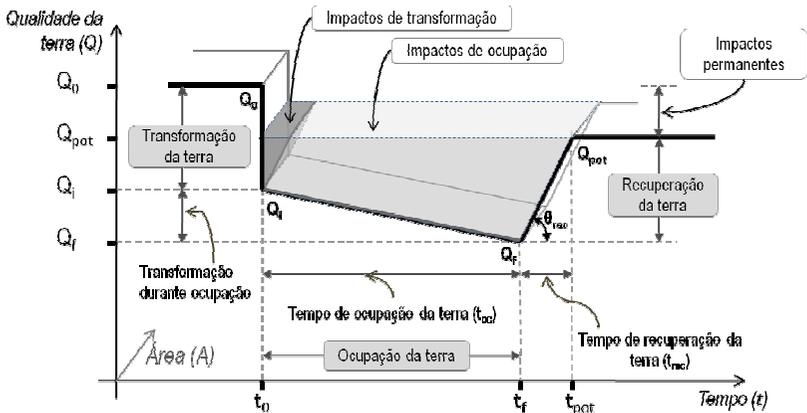


Figura 11. Esquema 3D da evolução da qualidade de utilização da terra, de acordo com diversos tipos de intervenções (transformação e ocupação).

Fonte: Adaptado de Milà I Canals *et al.* (2007)

Entretanto, como afirmado anteriormente, em AICV geralmente se assume que não haja mudança na qualidade da área ao longo do

processo de ocupação. Do contrário, o processo de cálculo pode se tornar complicado. Schmidt (2008) propõe o esquema presente na Figura 12, o qual aponta a manutenção da qualidade da terra, durante a etapa de ocupação, e o qual melhor representa a situação considerada em atuais modelos de uso da terra em AICV.

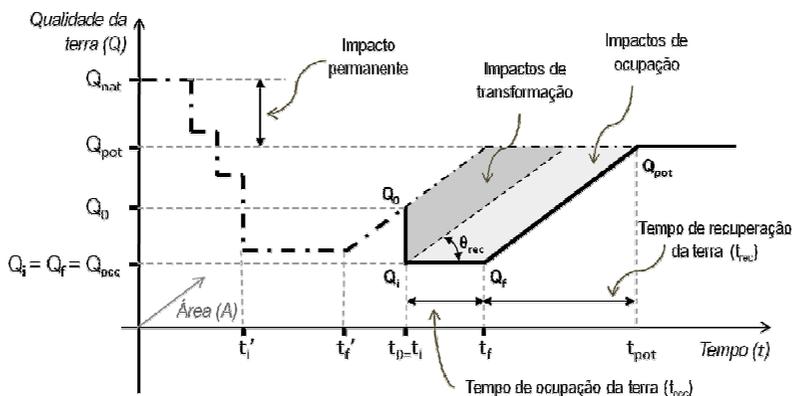


Figura 12. Esquema dos impactos decorrentes de transformação e ocupação, quando a qualidade da terra permanece constante durante a ocupação.

Fonte: Adaptado de Schmidt (2008)

Na Figura 12, ao início da transformação, t_0 , considera-se que a cobertura da terra se encontra em um estado de equilíbrio (MILÀ I CANALS *et al.*, 2007). Durante o processo de transformação, que se passa em t_0 , há uma alteração (que também poderia ser positiva) da qualidade da terra de Q_0 a Q_i . A etapa de ocupação ocorre de t_i a t_f . A queda em qualidade, devido a alterações, é geralmente desprezível com relação àquela gerada durante a transformação e, na maioria dos casos, é considerada como sendo nula. Como afirmado, esta opção é realizada de forma a simplificar o processo de cálculo.

Recuperação da terra

Após a ocupação, não mais sujeito a intervenções humanas, a área tem a possibilidade de se recuperar (t_f a t_{pot} , na Figura 12) e uma nova forma de uso passa a ocorrer, até que a qualidade da terra atinja

Qpot. Este processo de aumento natural da qualidade é denominado “recomposição ou recuperação da terra”³⁸.

Weidema e Lindeijer (2001) consideram que o processo de transformação sempre terá um impacto de ocupação, correspondente a parte do impacto referente à recuperação da terra (ver triângulo mais escuro, com extremidade Q_i , na Figura 11). Isto, na verdade, também pode ser visto no esquema apresentado na Figura 12. Entretanto, isto indica que, quanto maior o tempo de re-naturalização da área, maior também é o impacto atribuído à transformação da terra. O subitem 4.3.3 apresenta uma discussão acerca da atribuição de impactos às atividades de transformação e ocupação.

4.3.2 Situação de referência

O estado de referência da qualidade da terra é alvo de inúmeras discussões em AICV. Em realidade, após os processos de transformação e ocupação, ela dificilmente retorna à condição natural inicial, principalmente quando esta qualidade se refere à biodiversidade. Portanto, um dos grandes problemas neste tipo de avaliação é a definição do estado de referência da terra utilizada, para a avaliação dos impactos gerados pelos processos de transformação e ocupação. Na Figura 11 e na Figura 12 este estado é representado por **Qpot**.

Algumas opções de referência surgiram durante o processo de desenvolvimento de modelos de uso da terra: (i) o estado natural da terra, antes de qualquer atividade humana; (ii) o estado da terra imediatamente antes da ocupação em questão; (iii) o estado da terra imediatamente após a ocupação em questão; ou ainda (iv) o estado da terra após recuperação (clímax ou estado de equilíbrio do ecossistema).

Blonk, Lindeijer e Broers (1997), sugeriram o “estado natural da terra” (**Qnat**, na Figura 12), antes de qualquer intervenção humana. Entretanto, esta opção tem como consequência a alocação de todos os impactos de transformação, decorrentes de usos da terra anteriores, desde a primeira intervenção humana, à atividade recente (WEIDEMA; LINDEIJER, 2001). Isto também incluiria o impacto permanente (ver Figura 12) ocasionado ao meio. Esta desvantagem fez com que atuais pesquisadores da área descartassem esta opção. A parte sombreada da Figura 13 (a) representa um esquema dos impactos alocados para a

³⁸ Em inglês, os termos utilizados são *soil “renaturalization”, “recovery”, “relaxation”* ou *“restoration”*.

atividade de ocupação, que ocorre entre o tempo t_2 e t_3 , segundo esta escolha do estado de referência.

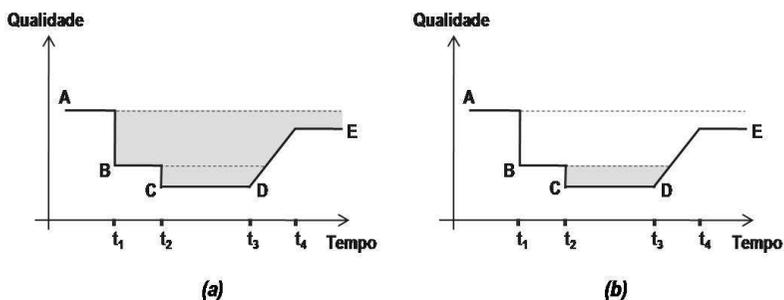


Figura 13. Esquema da alteração da qualidade da terra e atribuição de impactos de acordo com duas situações de referência.

A atividade atual ocorre do tempo t_2 a t_3 . O estado “A” representa o estado natural da terra (Q_{nat}), sem intervenções humanas e “E” o potencial de recuperação da terra. Em (a), a referência escolhida é o “estado natural da terra” e, portanto, todos os impactos decorrentes de atividades anteriores são alocados à atividade atual (parte sombreada). A escolha da situação de referência como sendo aquela imediatamente anterior ao uso da terra atual (b) implica na exclusão de impactos relacionados à ocupação da terra.

Fonte: Adaptado de Lindeijer, Müller-Wenk e Steen (2002)

Por outro lado, Baitz, Kreissig e Wolf (2000) sugeriram a utilização do “estado de qualidade da terra, imediatamente antes da ocupação pela atividade atual”. Esta opção é criticada por Lindeijer, Müller-Wenk e Steen (2002) e mesmo por Blonk, Lindeijer e Broers (1997). Segundo os autores, os impactos resultantes de uma atividade (porção preenchida em cinza, na Figura 13 (b)) seriam alocados à atividade seguinte³⁹ e os impactos ocasionados pelo adiamento da recuperação da terra não seriam incluídos. Desta forma, o impacto representado pelo espaço entre linhas pontilhadas na Figura 13 (b) não seria considerado.

Problema semelhante poderia ser observado caso a opção encontrada fosse o “estado da terra imediatamente após a ocupação pela atividade atual”, ou seja, antes de qualquer outra transformação ou

³⁹ Levando-se em conta que a “ocupação” é vista como uma atividade que ocasiona impacto por meio do adiamento da recuperação de uma área, os danos resultantes da mesma seriam apenas atribuídos à atividade seguinte.

ocupação e antes do período de recuperação da terra (WEIDEMA; LINDEIJER, 2001).

Desta forma, atualmente, o estágio de equilíbrio atingido pelo solo (Q_{pot}), após sua recuperação ou recuperação, é geralmente aquele proposto como referência, para a comparação de impactos de ocupação e transformação, em AICV (LINDEIJER; MÜLLER-WENK; STEEN, 2002). Entretanto, assim como as outras opções apresentadas, também existem limitações, tais como a definição do tempo de recuperação da terra, de acordo com cada estrutura ambiental, e a nova configuração do ecossistema.

4.3.3 Considerações acerca da ocupação e transformação

A forma de alocação dos impactos de ocupação e transformação nem sempre é um consenso em AICV. A Figura 14 apresenta um exemplo de alocação desses impactos.

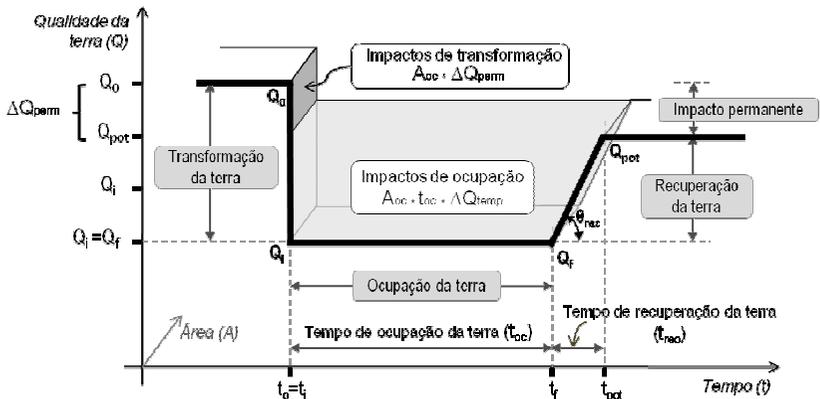


Figura 14. Esquema dos impactos causados à terra, devido a processos de ocupação e/ou transformação.

Fonte: Adaptado de Milà i Canals; Romanyà e Cowell (2007).

Segundo a Figura, a alocação dos impactos entre transformação e ocupação depende da qualidade potencial da terra (Q_{pot}), após sua recuperação. Segundo Milà i Canals, Romanyà e Cowell (2007), a ocupação é influenciada, não somente pelo tempo de ocupação, mas, também, pelo tempo de recuperação da terra (t_{rec}). Portanto, a ocupação

seria responsável por retardar o alcance de sua qualidade potencial. Os impactos de ocupação são, de acordo com essa hipótese, calculados segundo a Eq. [4.3]. ΔQ_{temp} representaria a alteração em qualidade da terra, integrada no tempo de ocupação.

$$I_{oc} = A_{oc} \cdot t_{oc} \cdot \Delta Q_{temp} \quad [4.3]$$

Neste caso, os impactos de transformação são medidos como impactos permanentes na qualidade da terra inicial Q_0 . A Eq. [4.4] apresenta a forma de cálculo dos impactos de transformação, segundo esta hipótese de alocação.

$$I_{trans} = A_{oc} \cdot \Delta Q_{perm} \quad [4.4]$$

Através da Figura 14 pode-se observar que os impactos de transformação são medidos como alterações permanentes na qualidade da terra (MILÀ I CANALS; ROMANYÀ; COWELL, 2007). Desta forma, uma alteração no tempo de recuperação ou regeneração da terra (t_{rec}) ocasionará mudanças somente na magnitude dos impactos de ocupação (Figura 15), tendo-se a qualidade potencial da terra (Q_{pot}) constante.

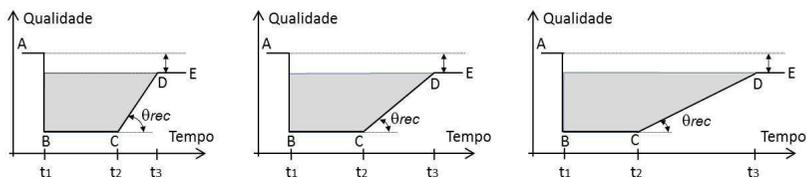


Figura 15. Efeito observado na magnitude dos impactos de ocupação e transformação, segundo o aumento do tempo de recuperação da terra (t_{rec}), de acordo com a alocação apontada na Figura 14.

Observa-se que apenas a ocupação é afetada pelo aumento de t_{rec} (de (a) a (c)). Os efeitos de transformação se manterão constantes, não obstante as alterações no tempo de recuperação da terra ou no fator θ_{rec} (tangente), que reflete a duração de sua regeneração.

Em uma análise análoga, uma alteração na qualidade potencial da terra, após sua recuperação, (Q_{pot}) ocasionará um aumento da

magnitude dos impactos atribuídos à transformação e uma redução daqueles alocados à ocupação. Tal conclusão pode ser obtida quando são mantidos θ_{rec} (Figura 16) ou t_{rec} (Figura 17).

A Figura 16 aponta o efeito observado na magnitude do impacto permanente, quando o potencial de regeneração da terra (Q_{pot}) é alterado, frente à manutenção de θ_{rec} .

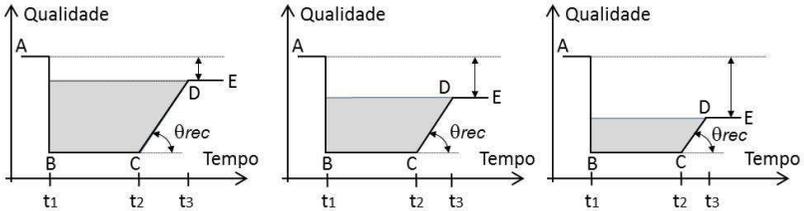


Figura 16. Efeito observado na magnitude do impacto permanente, segundo a redução do potencial de regeneração da terra (Q_{pot}) e manutenção de θ_{rec} , de acordo com a alocação apontada na Figura 14.

Observa-se que, mantendo-se θ_{rec} constante, uma redução de Q_{pot} ocasiona um aumento da magnitude dos impactos atribuídos à transformação e redução daqueles à ocupação.

A Figura 17 aponta o efeito observado na magnitude do impacto permanente, quando o potencial de regeneração da terra (Q_{pot}) é alterado, frente à manutenção de t_{rec} .

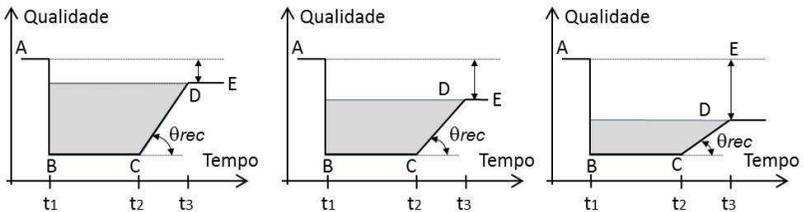


Figura 17. Efeito observado na magnitude do impacto permanente, segundo a redução do potencial de regeneração da terra (Q_{pot}) e manutenção de t_{rec} , de acordo com a alocação apontada na Figura 14.

Da mesma forma que apontado na Figura 16, uma redução de Q_{pot} ocasiona um aumento da magnitude dos impactos atribuídos à transformação e redução daqueles à ocupação.

A Figura 18 apresenta outro esquema de alocação dos impactos de ocupação, transformação e danos permanentes ao meio ambiente. A fórmula para os cálculos dos primeiros dois impactos foram apresentadas no subitem 4.3.1: Eq. [4.1] e [4.2], respectivamente. A Eq. [4.5] apresenta o cálculo dos impactos permanentes (I_{perm}).

$$I_{perm} = A_{oc} \cdot t_{oc} \cdot \Delta Q_{perm} \quad [4.5]$$

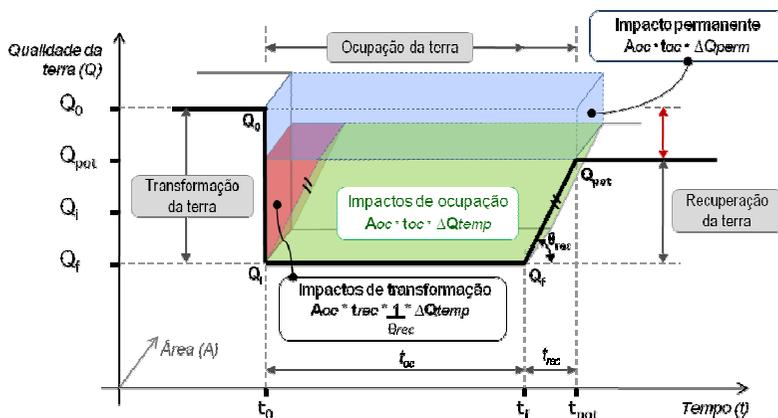


Figura 18. Outro esquema dos impactos causados à terra, devido a processos de ocupação e/ou transformação.

Fonte: Adaptado de Milà i Canals *et al.* (2007) e Weidema e Lindeijer (2001).

É importante observar que, de acordo com essa forma de alocação, tendo-se constante a qualidade potencial do solo, após a recuperação (Q_{pot}), quanto maior for o tempo de recuperação da terra (t_{rec}), maior será o impacto contabilizado para a transformação (Figura 19). Por outro lado, o impacto de ocupação não terá sua magnitude alterada, com o aumento de t_{rec} .

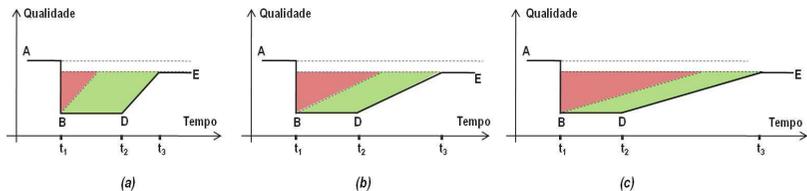


Figura 19. Efeito observado na magnitude dos impactos de ocupação e transformação, segundo o aumento do tempo de recuperação da terra (t_{rec}), de acordo com a alocação apontada na Figura 18.

Observa-se que apenas a transformação é afetada pelo aumento de t_{rec} (de **(a)** a **(c)**). Os efeitos de ocupação se mantêm constantes, não obstante o tempo de recuperação da terra.

Da mesma forma, mantendo-se o tempo de recuperação (t_{rec}) ou o fator tangente (θ_{rec}) constante, observa-se que, com a redução da qualidade potencial da terra, após sua regeneração, maior será a magnitude do impacto permanente (Figura 20).

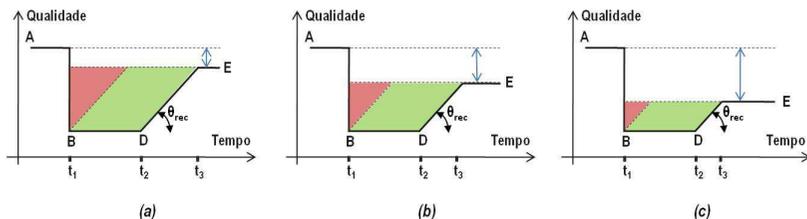


Figura 20. Efeito observado na magnitude do impacto permanente, segundo a redução do potencial de regeneração da terra (Q_{pot}), de acordo com a alocação apontada na Figura 18.

O mesmo comportamento observado na Figura 16 e na Figura 17 pode ser averiguado aqui. Entretanto, neste caso, a redução de Q_{pot} reduz o impacto de ambas transformação e ocupação e aumenta a magnitude dos impactos permanentes.

A situação apresentada na Figura 20 pode ser problemática. Ela aponta um dos problemas averiguados em avaliação de impactos do uso da terra, uma vez que, não somente a atividade atual, mas também as anteriores, são responsáveis pela queda do potencial de regeneração da terra, ao longo dos anos. Torna-se, portanto, complicado realizar a alocação desses impactos, às diferentes atividades que ocuparam a mesma área, ao longo do tempo.

4.4 CLASSES DE USO DA TERRA

A maioria dos modelos europeus desenvolvidos em AICV utiliza a base europeia CORINE (BOSSARD; FERANEC; OTAHEL, 2000) para a classificação de diferentes tipos de uso da terra. Ela classifica os diferentes usos em solo europeu em cinco classes, cada uma com seus sub-níveis: (i) áreas artificiais; (ii) áreas de agricultura; (iii) florestas e áreas semi-naturais; (iv) áreas alagadas e (v) corpos d'água. Em alguns dos modelos mais antigos, como em Müller-Wenk (1998), os usos são apenas divididos em naturais e não-naturais.

No Brasil, a Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), com referência à base europeia CORINE, desenvolveu um mapeamento sistemático do uso da terra para o Brasil (IBGE, 2006). Maiores detalhes são apresentados no APÊNDICE B.

4.5 INDICADORES DE QUALIDADE DO USO DA TERRA

De acordo com os atributos do ecossistema, apresentados no item 4.2, podem ser definidos indicadores para avaliar os impactos resultantes de processos de ocupação e transformação da terra. Como este trabalho lida somente com indicadores de biodiversidade, não são apontados aqui aqueles relacionados a outros atributos da qualidade do ecossistema, como a qualidade ecológica do solo e o potencial de produção biótica.

É importante observar que o que será apresentado aqui não é uma lista completa dos indicadores existentes, mas apenas aqueles que são mais comumente empregados em AICV. Este trabalho segue a mesma linha, devido à disponibilidade de dados disponíveis na atualidade, de forma a evitar o comprometimento do emprego do indicador proposto.

4.5.1 Indicadores de impacto intermediário

Dentre os indicadores de biodiversidade - regional/local - atualmente empregados em AICV, destacam-se (i) a riqueza de espécies, (ii) as espécies ameaçadas de extinção; tendo-se as espécies de plantas vasculares como representante das demais. Autores como Köllner

(2003) e Schmidt (2008) trabalham com dados de diversidade de espécies. Müller-Wenk (1998) optou por empregar dados de listas vermelhas de extinção (ver Capítulo 5).

4.5.2 Indicadores de danos

Atualmente, o indicador de dano empregado em AICV é o PDF (ver nota de rodapé, no item 3.3.3). Como afirmado, ele é utilizado para expressar a perda de espécies por área, em populações de plantas vasculares. Como será apresentado no Capítulo 5, ele foi utilizado no modelo desenvolvido por Goedkoop e Spriensma (2001).

4.6 CONCLUSÃO

Pode-se observar, através da discussão realizada neste Capítulo, que a categoria de impacto uso da terra ainda apresenta aspectos conceituais que necessitam ser discutidos e adaptados a cada um dos indicadores utilizados. Atualmente, três grandes linhas de indicadores são empregadas em avaliação de impactos do uso da terra (item 4.2). A curva de Qualidade *versus* Tempo deve ser discutida e empregada em cada um desses casos. Neste trabalho, o foco é acerca de indicadores de biodiversidade e, durante a discussão da metodologia, será apresentado o perfil da curva, considerado mais adequado, para esse tipo de indicador.

5 MODELOS DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO USO DA TERRA

Este capítulo apresenta a revisão de alguns dos principais modelos de avaliação de impacto do uso da terra em ACV. É importante ressaltar que os modelos apresentados são aqueles em que foram empregados indicadores de biodiversidade. Como mostrado no item 4.2, outros indicadores relacionados à qualidade ecológica do solo ou à produção biótica também são de extrema importância. Entretanto, por uma questão de foco, não serão abordados neste trabalho.

Poderá ser observado que a revisão é realizada de forma detalhada. Espera-se que ela auxilie não somente na compreensão dos atuais modelos de avaliação de impacto do uso da terra, mas também incentive o desenvolvimento de outras categorias que futuramente possam integrar um método de AICV para o Brasil.

De forma a auxiliar na compreensão geral de cada um dos modelos, é apresentado, ao início de cada item, um pequeno resumo de cada um deles. Ao final de cada item é realizada uma análise crítica de cada modelo.

5.1 A IMPORTÂNCIA DE INDICADORES DE BIODIVERSIDADE EM AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DO USO DA TERRA

A Convenção de Diversidade Biológica (CBD) define o termo “biodiversidade” ou “diversidade biológica como:

a variabilidade entre organismos vivos, de todas as origens, compreendendo, entre outros, ecossistemas terrestres, marinhos e outros aquáticos e os complexos ecológicos dos quais fazem parte, incluindo a diversidade entre indivíduos de uma mesma espécie ou entre espécies diferentes e ecossistemas (CBD, 2005, tradução nossa).

A biodiversidade tem uma relação estreita com os ecossistemas e seu funcionamento. Os fatores abióticos, ou extrínsecos, do meio, como

condições geográficas e climáticas determinam seus limites e os fatores bióticos intrínsecos⁴⁰, como a abundância e distribuição da biodiversidade regulam a variabilidade dos processos nos ecossistemas (MACE; MASUNDIRE; BAILLIE, 2005).

Segundo Mace, Masundire e Baillie (2005) é sabido que a maioria dos biomas teve, até o presente momento, cerca de 20 a 50% de sua estrutura vegetativa transformada por atividades relacionadas às mudanças no uso da terra. Portanto, para se analisar o impacto de alterações no uso da terra, é importante, além de considerar as propriedades físicas e químicas do solo, os fatores bióticos (espécies) e a estrutura do ecossistema.

Já em 1921, Arrhenius demonstrou a estreita relação entre espécies e área, através de dois fatores que expressam a diversidade de espécies: (i) o fator de riqueza de espécies e (ii) o fator de acumulação de espécies. A Eq. [5.1] apresenta a fórmula utilizada para expressar essa relação.

$$S = c \cdot A^z \quad [5.1]$$

S representa a diversidade de espécies; **c** é o fator de riqueza de espécies; **A** é a área ocupada; e **z** é o fator de acumulação de espécies.

Os fatores “**c**” e “**z**” são específicos para cada tipo de uso da terra. Além disso, “**z**” também depende da área.

A caracterização de impactos do uso da terra com indicadores de biodiversidade não é uma tarefa fácil ((HAUSCHILD, 2009; KÖLLNER; SCHOLZ, 2008). Segundo Adamowicz *et al.* (2005), os inventários de biodiversidade, além de serem escassos, contêm uma pequena fração de espécies, as quais são monitoradas e avaliadas, o que dificulta a utilização de indicadores neste campo. Além disso, a escala espacial (global, regional, local) e as técnicas de coleta dos dados (global, regional, local) podem variar. Entretanto, de forma geral, esses inventários podem fornecer uma idéia geral das condições das espécies em ecossistemas, como grau de endemismo, riqueza de espécies e grau de perigo (ADAMOWICZ *et al.*, 2005).

O relatório “Millenium Ecosystem Assessment” (HASSAN; SCHOLE; ASCH, 2005) aponta três grupos de indicadores para a avaliação de ecossistemas: (i) *componentes diretos de mudança*, tais

⁴⁰ O valor intrínseco de um objeto ou ser corresponde ao valor que ele contém, independente de sua função secundária ou conseqüências de sua aplicação, ou seja, seu valor se encontra em si mesmo (NOZICK, 1981).

como transformação do uso da terra; (ii) *condições do ecossistema*, tais como condição da biodiversidade, e (iii) *serviços fornecidos pelo ecossistema*, como provisão de comida. Em AICV, o foco tem sido a avaliação dos componentes diretos de mudança, em termos de indicadores de biodiversidade e serviços do ecossistema.

Mace, Masundire e Baillie (2005) destaca a importância de indicadores de biodiversidade que incluam outros aspectos além da variabilidade, ou seja, o número de diferentes espécies presentes em uma determinada área. A autora menciona que uma avaliação sistemática da biodiversidade, visando avaliar as categorias de serviços de um ecossistema (ex.: regulação), deve observar três aspectos: (i) variabilidade; (ii) quantidade e (iii) distribuição de espécies.

Na presente proposição, a quantidade de indivíduos em uma determinada espécie é abordada por meio do grau de ameaça a espécies, enquanto a distribuição é incluída por meio de características de cada uma das ecorregiões e diferentes categorias de usos do solo.

Uma das sete principais áreas para o desenvolvimento de indicadores de biodiversidade se relaciona à redução da perda de componentes da biodiversidade, ou seja, (i) biomas, habitats e ecossistemas; (ii) espécies e populações; e (iii) diversidade genética (MACE; MASUNDIRE; BAILLIE, 2005; UNEP, 2002).

Para o desenvolvimento futuro de indicadores, foi sugerido o foco, dentre outros, na condição atual e tendências dos componentes da diversidade biológica. Dentre os indicadores, pode-se mencionar, segundo Mace, Masundire e Baillie (2005):

- (i) tendências na extensão de biomas; ecossistemas e habitats;
- (ii) tendências na abundância e distribuição de espécies;
- (iii) cobertura de áreas protegidas;
- (iv) mudanças no perfil das espécies, no que diz respeito à sua classificação segundo a Lista Vermelha de Espécies da IUCN⁴¹;

A metodologia desenvolvida neste trabalho para proposição dos fatores de caracterização de impactos do uso da terra observa essas tendências, de forma a gerar indicadores em conformidade com o relatório “Millenium Ecosystem Assessment” e com as diretrizes da Convenção de Diversidade Biológica.

⁴¹ International Union for Conservation of Nature (IUCN). Em português: “União Internacional para Conservação da Natureza”

5.2 OS MODELOS DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO USO DA TERRA: UMA INTRODUÇÃO

Para cada um dos modelos expostos, são apresentados os dados empregados, tais como (i) espécies, (ii) tipos de cobertura da terra, (iii) cenário de referência e (iv) tempo de recuperação da terra. Os parâmetros componentes de cada um dos modelos também são apresentados, juntamente ao cálculo dos fatores de caracterização e/ou indicadores de categoria.

Em geral, para estes modelos, a diversidade de espécies de plantas vasculares é utilizada como representante de outras espécies. O principal motivo para tal emprego é, acima de tudo, a disponibilidade local, reportada pelos autores, dos dados acerca dessas espécies, presentes em estudos e publicações regionais (KÖLLNER, 2003; MÜLLER-WENK, 1998; SCHMIDT, 2008; WEIDEMA; LINDEIJER, 2001).

Em pesquisa realizada por Michelsen (MICHELSEN, 2008) acerca da validade da utilização de plantas vasculares como representantes de outras espécies, foram encontrados estudos que contestam esta informação. Dentre eles, pode-se destacar as pesquisas realizadas por Lawton *et al.* (1998), Chapin *et al.* (2000) e Larsson (2001).

Neste trabalho, ao contrário dos modelos revisados, propõe-se a utilização de outras espécies, como classes de vertebrados pertencentes ao Filo *Chordata*. O objetivo não é a de averiguar qual grupo taxonômico de espécies seja mais adequado, mas sim, além de outros, a de alertar a comunidade científica para a importância de incluir outros grupos taxonômicos.

Entretanto, é também motivo de discussão a utilização destas espécies como representantes das demais. Como se pode perceber, um maior esforço, para o desenvolvimento de indicadores para cada um dos grupos de espécies torna-se essencial. Ainda, um esforço que possibilite uma aplicação global destes modelos, com dados regionalizados.

5.3 O MODELO DE RUEDI MÜLLER-WENK

Em suma, o modelo proposto por Müller-Wenk (1998) apresenta, como indicador, a percentagem de espécies de plantas vasculares ameaçadas de extinção na Suíça. O autor emprega dados históricos acerca da proporção de usos da terra com alta e baixa intensidade e informações acerca de espécies ameaçadas na Suíça. Por meio desses, ele realiza o cálculo da redução na extensão de atividades de alta intensidade, de forma que haja uma redução viável no percentual de espécies em ameaça de extinção.

O autor também realiza uma estimativa para a Europa, mas de forma simplificada e apresenta a modelagem para a Alemanha Ocidental. Uma particularidade é que ele considera que a ameaça a espécies seja causada também por aspectos como fertilização e aplicação de pesticidas. Estes fatores não são mais incluídos em categorias de uso da terra de modelos atuais, devido à sua contribuição em outras categorias de impacto, como nutrificação e eco-toxicidade.

Dentre as hipóteses assumidas, Müller-Wenk (1998) considera insignificante a percentagem de plantas vasculares naturalmente extintas, não a considerando no estudo. Em segundo, considera que o uso da terra seja o principal fator responsável pela redução de áreas naturais ou próximas ao natural, no território Suíço. Com relação ao tempo de re-naturalização, o período de 30 anos é considerado, não obstante o tipo de uso da terra ou ecossistema. Enfim, faixas de fatores de caracterização são gerados, de acordo com o cenário de referência e com a intensidade e tipo de uso da terra. Entretanto, os valores não são citados pelo autor.

5.3.1 Dados de espécies

Para obter dados acerca das espécies de plantas vasculares ameaçadas de extinção no território da Suíça, Müller-Wenk (1998) utiliza as denominadas “listas vermelhas” de espécies regionais. Estas listas enumeram espécies contidas no território suíço, classificadas segundo cinco categorias, algumas delas semelhantes àquelas empregadas pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN). O ano de referência dos dados, entretanto, não é mencionado.

Segundo a lista, o número total de espécies de plantas vasculares aproxima-se a 2696, dentre as quais cerca de 67% (1815) são

consideradas como não ameaçadas de extinção; 8% (223) como raras ou potencialmente vulneráveis; 3% (79) como em perigo de extinção ou extintas; e 22% (579) como vulneráveis (Tabela 3).

Tabela 3. Percentagem de espécies contidas nas Listas Vermelhas da Suíça, de acordo com as diferentes categorias.

Condição das espécies	% de espécies	Categorias	Nº de espécies	% de espécies
Não ameaçadas	~ 67%	Não ameaçadas (U)	1815	67%
		Raras/Potencialmente vulneráveis (R)	223	8%
Ameaçadas	~ 33%	Vulneráveis (V)	579	22%
		Em perigo de extinção (E)	79	3%
		Extintas (E_x) ^(a)		

(a) Ao contrário das atuais Listas Vermelhas publicadas pela IUCN, neste caso, considera-se que espécies “extintas” possam se reintroduzir no meio (MÜLLER-WENK, 1998). Devido a possíveis diferenças com relação aos conceitos empregados nas listas da IUCN, não foi aqui utilizada a mesma nomenclatura.

Fonte: Adaptado de Müller-Wenk (1998)

Considerando-se os dados contidos na Tabela 3, a percentagem atual de plantas vasculares potencialmente ameaçadas ($Sp\%_{\text{threat}}$), na Suíça, é obtida segundo a Eq. [5.2]:

$$Sp\%_{\text{threat}} = \frac{E_x + E + V + R}{100 \cdot (E_x + E + V + R + U)} \quad [5.2]$$

Na equação, E_x é o número de espécies extintas; E é o número de espécies extintas em seu meio natural; V é o número de espécies vulneráveis à extinção; R é o número de espécies raras ou potencialmente vulneráveis; e U é o número de espécies não ameaçadas.

5.3.2 Função de dano para a Suíça

Para realizar a avaliação dos efeitos do uso da terra sobre o número de espécies ameaçadas e de forma a verificar os dados de espécies contidos nas listas vermelhas, o autor emprega o postulado de

Broggi e Schlegel (1989 apud MÜLLER-WENK, 1998; MÜLLER-WENK, 1998). Este apresenta uma análise quantitativa da parcela de solo suíço que deveria ser convertido para uso extensivo (baixa intensidade), de forma a se obter uma redução no número atual de espécies ameaçadas no país (Tabela 4). O estudo incluiu regiões em que as atividades humanas, como agricultura e silvicultura, ocorreram de forma intensa ao longo dos anos, ou seja, áreas de planícies. Nessas, o número de espécies em ameaça de extinção é maior.

Segundo o estudo, a ameaça às plantas vasculares pode ser reduzida a um valor de 7,1%, relativamente à atual percentagem, de cerca de 33%, apontada nas Listas Vermelhas. Entretanto, Müller-Wenk (1998) assume que esta percentagem seja equivalente a aproximadamente 10%, devido a fatores como taxas naturais de extinção e a irreversibilidade da condição de extinção (neste caso, no conceito considerado pela IUCN) de algumas espécies. Estes, dentre outros aspectos, não foram considerados no postulado.

Tabela 4. Áreas de planícies na Suíça consideradas no estudo.

Tipo de uso da terra, empregado em planícies	Área atual (Atual)		Área postulada (Apostu)	
	Área total, em km ² , com <u>alta intensidade</u> de uso da terra	Parcela de área “natural/próxima ao natural” ^(a) , em km ² , com <u>baixa intensidade</u> de uso da terra	Área total, em km ² , com <u>alta intensidade</u> de uso da terra	Parcela de área “natural/próxima ao natural”, em km ² , com <u>baixa intensidade</u> de uso da terra
Agricultura	6.476	230	6.476	740
Floresta	2.872	568	2.872	728
Construção/Tráfego	1.072	-	1.072	-
Outros tipos	727	-	727	-
Total da superfície da Suíça, (s/ áreas de rios e lagos)	11.147		11.147	

(a) Como área “natural ou próxima ao natural”, Broggi e Schlegel (1989 apud MÜLLER-WENK, 1998) consideram as superfícies que contenham uma alta contagem de espécies – raras ou não – em relação a superfícies com alta intensidade de uso da terra. Essas áreas devem conter baixo dinamismo nos processos do solo e níveis reduzidos de nutrientes.

Fonte: Adaptado de Müller-Wenk (1998)

De forma a determinar a relação entre o aumento de áreas com baixa intensidade de uso e o dano ocasionado ao ecossistema, em termos de % de espécies ameaçadas, por km², Müller-Wenk (1998) estabelece a relação linear entre duas as situações: (atual e postulada). O primeiro passo é o cálculo das áreas (i) atual (*A_{atual, HI}*, Eq [5.3]) e (ii) postulada (*A_{postu, HI}*, Eq. [5.4]); ambas com alta intensidade de uso da terra. Os dados utilizados para os cálculos se encontram na Tabela 4.

(i) situação atual:

$$A_{\text{atual, HI}} = (6.476 + 2.872 - (230 + 568) + 1.072) \quad [5.3]$$

$$A_{\text{atual, HI}} = 9.622$$

(ii) situação postulada

$$A_{\text{postu, HI}} = (6.476 + 2.872 - (740 + 728) + 1.072) \quad [5.4]$$

$$A_{\text{postu, HI}} = 8.952$$

A diferença encontrada entre as duas situações (i) e (ii), ou seja, a superfície referente ao aumento de áreas com baixa intensidade de uso da terra é de 670km².

A função linear de dano, *D*, estabelece a relação entre a percentagem de espécies Eq. **Error! Reference source not found.**e a diferença entre as áreas atual e postulada Eq. [5.5].

$$D = \frac{\Delta S_{\% \text{ threat}}}{\Delta A_{LI}} = \left(\frac{32\% - 10\%}{9.622 - 8.952} \right) = \left(\frac{22\%}{670 \text{ km}^2} \right) \quad [5.5]$$

$$D = 0,033\% / \text{km}^2 \cdot y$$

Desta forma, cada incremento de 1 km² de terra utilizada de forma intensiva, durante um ano representa um adicional percentual de 0,033% em espécies ameaçadas. De forma análoga, a mudança de uso da terra, de modo intensivo para extensivo, ocasionaria uma redução percentual do mesmo valor apresentado anteriormente. Essa estimativa é para um tempo de ocupação de um ano (ver unidade resultante).

Assume-se que o incremento ou redução de dano às espécies ocorre por todo o território suíço (~ 40.000 km²) e não somente nas

áreas consideradas no postulado (alta intensidade de uso da terra). Isto se deve ao fato das listas vermelhas de espécies corresponderem à superfície total da Suíça.

5.3.3 Tipos de uso da terra

A Tabela 5 apresenta os valores assumidos para os danos ocasionados à diversidade de espécies de plantas vasculares, de acordo com o resultado obtido através da Eq. **Error! Reference source not found.** São consideradas duas condições de uso: (i) natural e (ii) não natural; e duas intensidades de uso: (i) pouco intensivo e (ii) altamente intensivo.

Com relação à classificação natural/próximo ao natural e não-natural, ela se faz necessária devido à utilização do postulado de Broggi/Schlegel, o qual distingue entre práticas de uso da terra que são compatíveis ou não compatíveis com o estado “próximo ao natural” da terra em questão.

Na Tabela 5 é importante se ter em conta que para os tipos de uso da terra (tipos 1 e 3) em que há a manutenção das condições de uso, a recuperação é adiada e correspondente ao tempo da ocupação y . Por outro lado, para os tipos de uso da terra (tipos 2 e 4), em que o uso da terra sofre transformação (alteração das condições de uso da terra), o dano causado é, não somente correspondente ao dano devido à duração y (retarda-se o tempo de recuperação das condições naturais), mas também correspondente ao tempo de recuperação, t_{rec} , necessário para recuperação, devido ao último uso da terra.

Tabela 5. Tipos de uso da terra assumidos para a modelagem de danos.

	Tipo de uso da terra	Condição anterior	Condição posterior	Fator de caracterização (diversidade de espécies de plantas vasculares por km² ocupado por ano)
Uso da terra altamente intensivo	<p><i>Tipo 1. Uso da terra com alta Intensidade (manutenção).</i> Exemplos: * 1km² de terra utilizada para plantação de milho, durante um ano, anteriormente utilizado como campos de colheita * 1km² de terra utilizada e mantida para edificação industrial e pátio, durante 1/100 anos.</p>	“não-natural”	“não-natural”	$0,033\% \cdot \text{km}^2 \cdot y$
	<p><i>Tipo 2. Uso da terra com alta intensidade (transformação)</i> Exemplos: * 1km² de terra utilizada para plantação de milho, durante um ano, anteriormente utilizada como campina seca e não fertilizada * 1km² de terra utilizada para indústria, durante 1/100 anos, anteriormente utilizado como campina seca e não fertilizada.</p>	“natural”/ “próximo ao natural”	“não-natural”	$0,033\% \cdot \text{km}^2 \cdot (y + \text{trec})$

Continuação da Tabela 5

Tipo de uso da terra		Condição anterior	Condição posterior	Fator de caracterização (diversidade de espécies de plantas vasculares por km ² ocupado por ano)
<i>Uso da terra pouco intensivo</i>	<i>Tipo 3. Uso da terra com baixa intensidade (manutenção)</i> Exemplos: * terra utilizada para ceifa de feno, durante um ano, em campina seca e não-fertilizada	“natural”/ “próximo ao natural”	“natural”/ “próximo ao natural”	Sem dano
	<i>Tipo 4. Uso da terra com baixa intensidade (transformação)</i> Exemplos: * Demolição de rua inativa e organização de campina seca e não fertilizada e ceifa de feno durante um ano.	“não-natural”	“natural”/ “próximo ao natural”	Sem dano

Fonte: Adaptado de Müller-Wenk (1998)

5.3.4 Tempo de recuperação da terra

O tempo de recuperação⁴² da terra, *trec*, considerado por Müller-Wenk (1998), é de 30 anos, para qualquer tipo de transformação. Uma das razões para tal escolha é o fato da legislação se apresentar cada vez mais restritiva aos impactos sobre biomas que demandam um tempo de regeneração longo. Desta forma, períodos de recuperação superiores aos 30 anos seriam menos freqüentes em inventários. Outro motivo é a possibilidade de recuperação da área a uma condição próxima ao natural, com diversidade de espécies de valor igual ou superior às precedentes na área em estudo.

5.3.5 Fatores de caracterização

Segundo a Tabela 5, os danos são calculados apenas para usos de alta intensidade e o dano resultante de atividades de ocupação e transformação depende somente da área e do tempo de ocupação. Segundo Müller-Wenk (1998), o uso “campos fertilizados” (campos fertilizados e áreas de colheita: campo estruturalmente homogêneo e com fertilização típica) constituem o uso de terras mais freqüente em solo suíço. Desta forma, o fator de caracterização igual a “1” é atribuído a este uso. Com referência a esse valor, outros fatores de caracterização são definidos para outros tipos de uso. O autor, entretanto, não apresenta os valores específicos, mas apenas cita a faixa em que se encontram:

* Fator de caracterização < 1 : o uso da terra é tido como uma ameaça menor à diversidade de plantas vasculares do que o uso de referência. São exemplos: florestas não fertilizadas; agro-florestas de monocultura, não fertilizadas; agricultura orgânica com baixo nível de utilização de fertilizantes, etc.

* Fator de caracterização > 1 : o uso da terra é tido como uma ameaça maior à diversidade de plantas vasculares do que o uso de referência. São exemplos: áreas de mineração, sem vegetação; estradas de rodagem ou de ferro; área de edificações com índice de impermeabilização acima de 20%, etc.

Com relação à avaliação de impactos do uso da terra na Europa, devido às diferenças conceituais e quantitativas referentes à condição de

⁴² Segundo Müller-Wenk (1998), o tempo de recuperação da terra depende do(s) tipo(s) de uso, das condições da terra e das características climáticas.

ameaça a espécies, Müller-Wenk (1998) considera que a diversidade de espécies deva ser considerada ao nível de países, individualizados, e não ao nível da Europa, como um todo. Entretanto, ao propor valores para a Europa, ele o faz de forma simplificada.

5.3.6 Procedimento para a Europa

Para outros países da Europa, que não contêm os dados necessários para completar a função, é realizada uma extrapolação dos dados obtidos para a Suíça. Desta forma, sabendo-se que a área territorial da Suíça (~39.000 km²) corresponde a 1/120 vezes a da Europa (~4,7 milhões km²) considera-se que esta consista de 120 células. Considerando-se o valor obtido para a Suíça (0,033%), este valor corresponderia a 0,00027% de redução percentual no número de espécies por grade (1km²) das 120 com área ocupada/transformada, não obstante a localização da área.

É importante observar que este é um procedimento simplificado, tendo em vista que, certamente, haverá uma diferença percentual de ameaça a espécies, dependendo do país/região. Ainda, segundo o autor, a utilização de listas vermelhas é limitada por diversos motivos, dentre eles (i) a diferença na conceituação de “espécie ameaçada”; (ii) a diferença entre as datas de publicação dos dados; (iii) a necessidade de se estabelecer relações mais claras entre a superfície de cada país e o grau de ameaça a espécies; e (iv) a falta de exatidão acerca da contribuição exata do uso da terra para ocasionar aquele impacto:

5.3.7 Procedimento para a Alemanha

Para o território da Alemanha Ocidental foi realizada uma estimativa de 30% de espécies de plantas vasculares ameaçadas de extinção, associada à utilização da terra com práticas de alta intensidade (MÜLLER-WENK, 1998). Para se analisar o impacto do uso da terra, foram propostos dois cenários: (i) *Cenário 1* (estimativa baixa), em que se considera uma menor extensão territorial de áreas naturais e uma menor projeção de áreas naturais; e (ii) *Cenário 2* (estimativa alta), em que se consideram maiores extensões territoriais de área natural (atuais e projetadas).

Em um primeiro cenário de referência (Eq. [5.6]), aponta-se uma extensão territorial almejada (*target*) de 22.500km² de superfícies

naturais e próximas ao natural, em relação à área atual de 8.900km². Em um segundo cenário (Eq. [5.7]), as áreas apontadas são de 33.800km² e 9.650km², respectivamente. Para as áreas previstas (22.500km² e 33.800km²), estima-se uma percentagem residual de espécies ameaçadas correspondente a 6%.

O cálculo do dano adicional (**D_{adic}**), em termos de ameaça a espécies, por [km² * ano], resultante da utilização de 1km² adicional de área, com alta intensidade de uso, durante 1 ano, é realizado da forma (MÜLLER-WENK, 1998).

Cenário 1 (estimativa baixa):

$$D_{\text{adic.}} = \frac{(30\% - 6\%)}{(22.500\text{km}^2 - 8.900\text{km}^2)} = 0,0018\% / \text{km}^2 \cdot \text{y} \quad [5.6]$$

Cenário 2 (estimativa alta):

$$D_{\text{adic.}} = \frac{(30\% - 6\%)}{(33.800\text{km}^2 - 9.650\text{km}^2)} = 0,0010\% / \text{km}^2 \cdot \text{y} \quad [5.7]$$

O percentual de dano adicional permite visualizar, para uma extensão de 1km², a necessidade, em termos de área, de se transformar o uso da terra de alta para baixa intensidade, de forma a reduzir a ameaça a espécies. Essa estimativa é para um ano.

5.3.8 Análise crítica

Um dos grandes problemas da aplicação do modelo de Müller-Wenk é a inclusão de aspectos como fertilizantes e pesticidas na categoria de uso da terra. Na atualidade, essas substâncias são contribuintes em categorias como nutrificação e eco-toxicidade e a aplicação do modelo implicaria em uma dupla contagem de impactos.

Com relação às espécies, foram desconsideradas outras espécies além daquelas em ameaça de extinção. As espécies extintas em uma localidade, apesar de não poderem ser contabilizadas como espécies presentes no meio, refletem o grau de degradação da área e portanto, seu grau de vulnerabilidade. Por outro lado, um dos pontos fortes foi levar

em consideração as espécies em ameaça, o que reflete, parcialmente, o grau de vulnerabilidade da área.

O tempo de recuperação da terra é também um dos pontos falhos no modelo, uma vez que não foram levadas em consideração as características do meio e a influência do tipo de atividade de ocupação e/ou transformação na duração da recuperação da área.

Por fim, os resultados não são normalizados, o que dificulta a sua aplicação em métodos de AICV, quando se deseja realizar a comparação de diferentes categorias de impacto.

5.4 O MODELO DE WEIDEMA E LINDEIJER

O modelo proposto por Weidema e Lindeijer (2001) objetiva a definição de fatores de caracterização de acordo com três parâmetros: (i) riqueza de espécies; (ii) escassez do ecossistema; e (iii) vulnerabilidade do ecossistema. O cálculo do impacto ocasionado à biodiversidade é realizado pela multiplicação dos três fatores. De forma a permitir a comparação do resultado com outras categorias de impacto, fatores de normalização são propostos, para as diferentes classes de uso da terra. O número de espécies de plantas vasculares é obtido de dados genéricos globais.

5.4.1 Mecanismo ambiental

Para a construção do modelo, Weidema e Lindeijer (2001) propõem a cadeia de causa e efeitos apresentada na Figura 21.

Segundo a proposição dos autores, os danos ocasionados à perda de biodiversidade local se dão, não somente devido a impactos diretos sobre a perda de espécies locais, como também por meio de impactos indiretos sobre o meio ambiente natural. Portanto, Weidema e Lindeijer (2001) empregam dois grupos de parâmetros para a construção do modelo: um deles relacionado diretamente a espécies e outro ao ecossistema onde elas habitam.

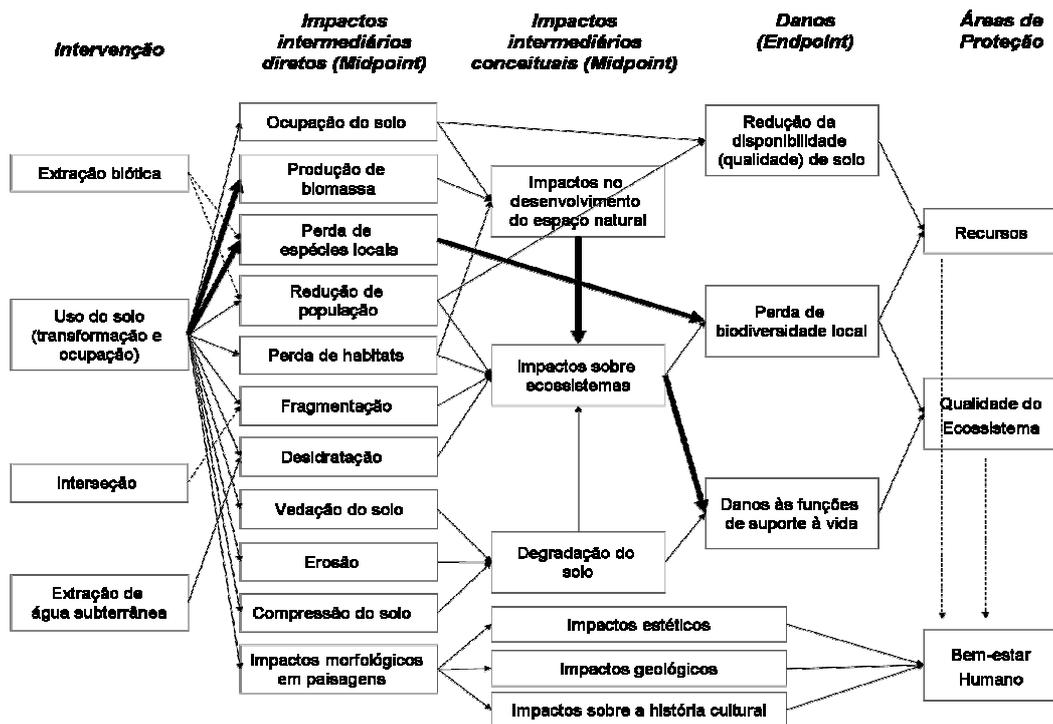


Figura 21. Esquema da cadeia de causas e efeitos de Lindeijer & Weidema (2001)

Fonte: Adaptado de Weidema e Lindeijer (2001)

5.4.2 Tipos de uso da terra

No modelo proposto por Weidema e Lindeijer (2001), seis classes de uso da terra são divididas em três grupos, de acordo com a hipótese de redução de espécies de plantas vasculares (Tabela 6). São eles: (i) áreas urbanas e agricultura (culturas temporárias e permanentes); (ii) pastagens com alta e baixa produtividade; e áreas desérticas (por ação antrópica); e (iii) áreas em processo de regeneração, após desflorestamento.

Tabela 6. Classes de uso da terra e respectivas percentagens de redução da diversidade de espécies, após a ocupação.

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

Fonte: Adaptado de Weidema e Lindeijer (2001)

5.4.3 Tempo de recuperação da terra

Os tempos de recuperação são definidos neste modelo para a recuperação da biomassa potencial máxima, segundo a latitude e a altitude, na qual a área ocupada/transformada se encontra. A Tabela 7 apresenta os dados, em anos, para o alcance da biomassa potencial na área em processo de regeneração. Entretanto, segundo Weidema e Lindeijer (2001), os dados nela presentes devem ser aumentados em seis

vezes o seu valor, de forma a expressar o tempo necessário para alcançar a biodiversidade potencial máxima⁴³.

Tabela 7. Tempos de recuperação de áreas (obtenção de biomassa potencial máxima), em anos, segundo altitude e latitude.

Latitude	Altitude		
	0 - 1.000 m	1.000 - 3.000 m	> 3.000 m
80	150	200	220
60	90	110	120
40	70	90	100
30	150	175	185
20	60	70	90
0	50	70	100

Fonte: Adaptado de Dobben *et al.* (1998, apud WEIDEMA; LINDEIJER, 2001)

5.4.4 Dados de espécies

Os dados acerca de espécies em Weidema e Lindeijer (2001) foram obtidos de Barthlott *et al.* (1999).

A Figura 22 apresenta o número potencial de espécies de plantas vasculares por áreas de 10.000 km², em dez diferentes zonas de diversidade, por meio de 1.400 dados coletados em publicações.

Como se pode perceber, os dados são genéricos para uma grande superfície e a incerteza dos dados para avaliações locais/regionais é relativamente grande.

⁴³ Entende-se por “biodiversidade potencial máxima” a situação intermediária entre sucessões secundárias em um meio e o “estado clímax”, em que novas espécies não ocasionam alterações significativas no número de espécies na comunidade local (BOUCOT, 1975).

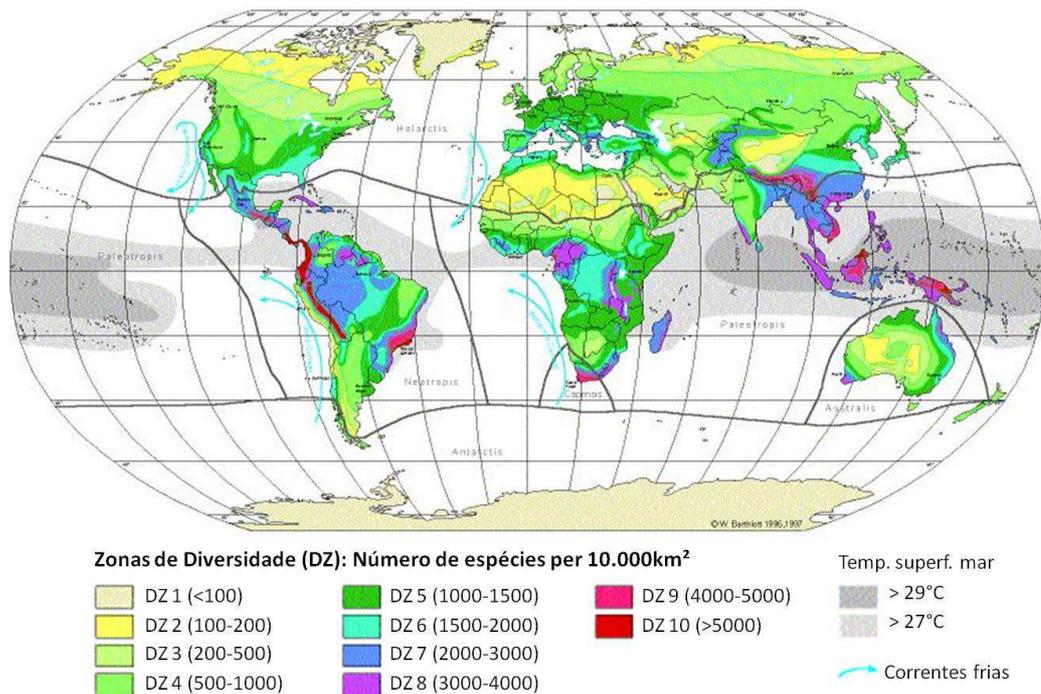


Figura 22. Número de espécies de plantas vasculares por zonas de biodiversidade.

Fonte: Adaptado de Barthlott *et al.* (1999)

A Tabela 8 apresenta os valores contidos na Figura 22 para diferentes biomas, além da área potencial de cada bioma.

Tabela 8. Área potencial e riqueza de espécies por 10.000 km² para diferentes biomas.

Bioma	Riqueza de espécies do bioma (SR)	Área potencial do bioma (Apot)	Área ocupada por atividades de uso (Aexi)
	[número de espécies/10 ⁹ m ²]	[10 ¹² m ²]	
Campo/Estepe	200-1500	17,2	9,0
Savana	200-3000	11,5	5,4
Floresta boreal/Taiga	200-1000	25,3	20,7
Floresta de coníferas	500-1000	4,7	2,4
Floresta decídua temperada	1000-1500	6,2	1,0
Floresta tropical	1500-9000	5,7	3,8
Deserto	100-200	14,2	11,6
Tundra	100-500	12,1	13,3
Áreas glaciais	<100-200	6,7	6,7
Arbustos	500-4000	8,1	2,2

Fonte: Adaptado de Weidema e Lindeijer (2001)

5.4.5 Parâmetros do modelo

De forma a mensurar o impacto do uso da terra sobre espécies de plantas vasculares, são empregados três parâmetros, dentre os quais, dois deles relacionam-se a características de ecossistemas. São eles a (i) riqueza de espécies; a (ii) escassez do ecossistema; e a (iii) vulnerabilidade do ecossistema. Eles serão explicados a seguir.

Riqueza de espécies (SR)

A riqueza de espécies (**SR**) é definida como o número de espécies por unidade de área e é normalizada (**nSR**) com o valor **SR_{min}**. Este representa o número mínimo de espécies de plantas vasculares e é

definido como sendo 100 espécies por 10.000 km², no nível de biomas (WEIDEMA; LINDEIJER, 2001). Ver Eq. [5.8]

$$nSR = \frac{SR}{SR_{\min}} \quad [5.8]$$

Os valores de **SR** são apresentados na Tabela 8 e na Figura 22.

Escassez do ecossistema (ES)

O parâmetro “escassez do ecossistema” refere-se à relação entre o ecossistema em questão⁴⁴ e a maior (ou menor) estrutura ambiental analisada ou com características semelhantes. Desta forma, em princípio, quanto menor a área de uma determinada estrutura ambiental, maior a sua escassez.

A escassez do ecossistema, em si, é expressa pela relação inversa da área potencial do ecossistema⁴⁵ (*A_{pot}*), segundo a Eq. [5.9].

$$ES = \frac{1}{A_{\text{pot}}} \quad [5.9]$$

A normalização do parâmetro resulta na Eq. [5.10], na qual *A_{pot,max}* representa a maior estrutura ambiental com características ambientais semelhantes.

$$nES = \frac{A_{\text{pot,max}}}{A_{\text{pot}}} \quad [5.10]$$

Como se pode averiguar na Tabela 8, a floresta boreal, com área potencial de 25,3 * 10¹² m² (ver Tabela 8) foi aquela escolhida para *A_{pot,max}*.

⁴⁴ Weidema e Lindeijer (2001) empregam “biomas” como estrutura ambiental para o modelo.

⁴⁵ A área potencial do ecossistema (*A_{pot}*) representa a área total do ecossistema, como se o mesmo não tivesse sofrido perturbações e/ou degradação.

Vulnerabilidade do ecossistema (EV)

A vulnerabilidade do ecossistema diz respeito à porção da estrutura ambiental ocupada por atividades de uso da terra (A_{exi}) – diferentes àquela natural –, em relação à sua área potencial. A Eq. [5.11] representa esta relação normalizada.

$$nEV = \left(\frac{A_{exi}}{A_{pot}} \right)^{z-1} \quad [5.11]$$

A constante “ z ” representa o fator de acumulação de espécies. Para porções de terra isoladas, como ilhas, assume-se o valor de “ z ” igual a 0,35, enquanto para áreas continentais, “ z ” assume o valor de 0,15 (WEIDEMA; LINDEIJER, 2001). Entretanto, os autores recomendam utilizar o valor geral $z = 0,15$.

5.4.6 Cálculo do dano à biodiversidade

O cálculo do impacto ocasionado à biodiversidade (Q_{biod}) se dá pela combinação dos três fatores apresentados anteriormente, sob a forma da Eq. [5.12], na qual “ a ”, “ b ” e “ c ” são pesos atribuídos a cada um dos fatores.

$$Q_{biod} = nSR^a \cdot nES^b \cdot nEV^c \quad [5.12]$$

Os autores atribuem o mesmo peso aos três fatores: $a = b = c = 1$. A unidade do indicador é dada em número de espécies em cada unidade espacial.

5.4.7 Normalização

A normalização dos valores de Q_{biod} foi realizada por meio dos dados contidos na Tabela 9. Como referência de normalização, foi empregado o valor de $21 * 10^{15} Q_{biod-total-ponderado} * m^2 * \text{anos/ano}$.

Tabela 9. Dados de normalização para os valores de Q_{biod} , de acordo com a classe de uso da terra durante a ocupação.

Classe de uso da terra	Q_{biod} do potencial de relaxamento	Q_{biod} durante ocupação da terra	Q_{biod} do potencial de relaxamento	Área afetada [m ²]	Q_{biod} ponderado (Impacto de ocupação anual, sobre a biodiversidade) [Q _{biod} -ponderado m ² *anos]
1. Áreas urbanas	93 – 560	0	330	$2 * 10^{12}$	$660 * 10^{12}$
2. Agricultura (culturas temporárias e permanentes)	93 – 560	0	330	$15 * 10^{12}$	$5.000 * 10^{12}$
3. Pastagens em áreas de alta produtividade (florestas tropicais e temperadas)	93 – 560	62-373	110	$16 * 10^{12}$	$1.800 * 10^{12}$
4. Pastagens em áreas de baixa produtividade (áreas de campos e florestas boreais)	2-38	1-25	7	$19 * 10^{12}$	$130 * 10^{12}$
5. Desertificação antropogênica	2-4	1-3	1	$15 * 10^{12}$	$15 * 10^{12}$
6. Recuperação de área desflorestada	93 – 560	0	165	$0,15 * 10^{12}$	$13.000 * 10^{12}$
Q_{biod}-total					$21.000 * 10^{15}$

Fonte: Adaptado de Weidema e Lindeijer (2001)

De forma a se obter este valor, para áreas urbanas e áreas ocupadas com culturas temporárias e permanentes, a partir de áreas de florestas tropicais, assumiu-se o valor de Q_{biod} de 93 a 560. Para áreas de pastagens, dois valores foram considerados, segundo a classe de uso da terra inicial da área ocupada: (i) a partir de áreas de florestas tropicais e temperadas (valores de 93 a 560); e (ii) a partir de áreas de savanas e campos (valores de 2 a 38). Para áreas com desertificação antrópica, Q_{biod} corresponde aos valores de 2 a 4. Finalmente, para a recuperação de áreas desflorestadas, o valor varia de 93-560.

5.4.8 Análise crítica

Weidema e Lindeijer (2001) introduzem um grande avanço na modelagem de impactos do uso da terra, em comparação aos autores anteriores, com a inclusão de parâmetros relacionados à escassez e vulnerabilidade do meio ambiente. A vulnerabilidade do ecossistema, entretanto, é considerada, em geral, por meio do tamanho da área ocupada, sem que se observem aspectos intrínsecos da estrutura ambiental, como fragmentação e áreas protegidas.

5.5 O MODELO DE GOEDKOOP E SPRIENSMA

O modelo de Goedkoop & Spriensma (2001) baseia-se principalmente em Köllner (2003) e Müller-Wenk (1998). O dano ocasionado ao ecossistema, em termos de perda de espécies de plantas vasculares (PDF⁴⁶), é calculado através da multiplicação do PDF com o tempo de ocupação ou recuperação da terra e a área ocupada. Portanto, autor apresenta quatro versões para o cálculo dos danos, segundo dois diferentes processos de uso da terra (ocupação e transformação) e dois efeitos distintos: local e regional.

5.5.1 Mecanismo ambiental

A Figura 23 apresenta o mecanismo ambiental proposto por Goedkoop & Spriensma (2001).

⁴⁶ Ver Nota de Rodapé 21 na página 31.

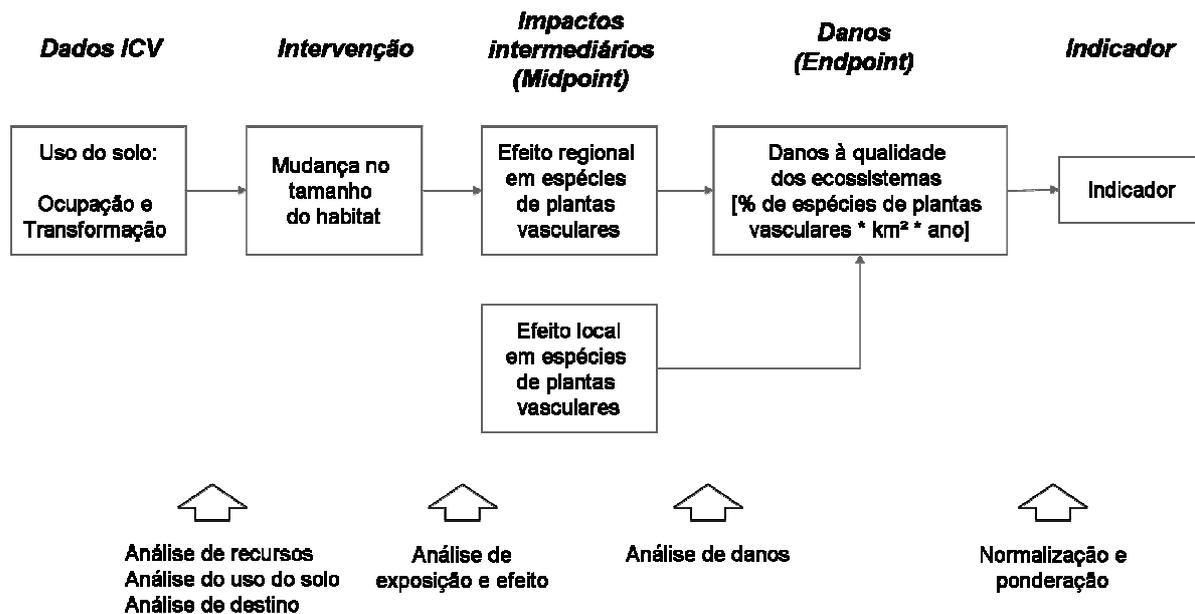


Figura 23. Esquema da cadeia de causas e efeitos da metodologia de Goedkoop e Spiensma.

Fonte: Adaptado de Goedkoop e Spiensma (2001)

Observa-se que, assim como em Köllner (2003), é realizada uma análise do efeito do uso da terra sobre as espécies locais e regionais. Os danos à biodiversidade são expressos em percentagem de perda de espécies de plantas vasculares por área ocupada, por ano.

5.5.2 Tipos de uso da terra

Goedkoop e Spriensma (2001) empregam a base CORINE, para classificação dos tipos de uso da terra, assim como Köllner (2003). Entretanto, as terras ociosas ou não cultivadas e os usos desativados não são analisados, por serem considerados irrelevantes em estudos de ACV (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).

5.5.3 Tempo de recuperação da terra

O termo recuperação, segundo Goedkoop e Spriensma (2001), é aquele demandado para que o ecossistema atinja qualidade comparável à anterior à transformação e ocupação. De forma simplificada são considerados **cinco** anos para a conversão da tipologia de agricultura para áreas urbanas (e vice-versa) e **30** anos de áreas naturais para áreas urbanas ou de agricultura.

5.5.4 Dados de espécies

Apesar de contestar o grau de incerteza presente nos dados de espécies utilizados por Köllner (2000), Goedkoop e Spriensma (2001) optam por empregar o fator de riqueza de espécies, “**a**”, para as planícies da Suíça, como referência, devido à falta de maiores dados. Entretanto, para áreas ocupadas com agricultura, por exemplo, os valores obtidos do modelo de Köllner são dobrados (multiplicados por duas vezes o seu valor) uma vez que a diversidade de áreas de transição (bordas) não foi considerada.

Um dos pontos principais do modelo de Goedkoop e Spriensma é o conceito de PDF⁴⁷ (Fração de Espécies Potencialmente Desaparecidas). Ele é empregado para modelar o dano gerado devido à transformação e ocupação da terra. A Eq. [5.13] apresenta a fórmula

⁴⁷ Ver Nota de Rodapé 21 na página 31.

para o cálculo, na qual S_{ref} indica a diversidade de espécies na área de referência e S_{use} é a diversidade de espécies na área ocupada ou com uso modificado.

$$PDF = \frac{S_{ref} - S_{use}}{S_{ref}} = \frac{a_{ref} - a_{use}}{a_{ref}} \quad [5.13]$$

Na mesma equação, a_{ref} e a_{use} são, respectivamente, os fatores de riqueza de espécies correspondentes a S_{ref} e a S_{use} .

Em geral, a partir da multiplicação do **PDF** com o tempo e a área, é possível calcular o dano à Qualidade do Ecossistema, **EQ** (Eq. [5.14]).

$$EQ = PDF \cdot \text{área} \cdot \text{time} =$$

$$EQ = \frac{S_{ref} - S_{use}}{S_{ref}} \cdot A \cdot t = \quad [5.14]$$

$$EQ = \frac{a_{ref} - a_{use}}{a_{ref}}$$

Esta fórmula geral pode ser aplicada para os quatro tipos de modelagem mencionados no item 5.5, ou seja, para ocupação e transformação e para efeitos locais e regionais. O Quadro 4 apresenta os dados a serem utilizados em cada uma dessas modelagens.

Observa-se que, como afirmado anteriormente, os valores de diversidade de espécies não são diretamente aplicados no modelo. Esses são representados pelos valores do fator de riqueza de espécies.

O fator de riqueza de espécies “**a**”, considerado uma propriedade inerente do tipo de uso da terra é utilizado para caracterizar a diferença de espécies entre os tipos de uso da terra. Desta forma, a curva de espécies-área – e, portanto, os valores da diversidade de espécies, S , - não é diretamente utilizada. Segundo Goedkoop e Spriensma (2001), a curva não é diretamente utilizada, devido à necessidade de especificação do tempo ocupado *versus* área, em ACV.

Quadro 4. Dados utilizados para cada uma das quatro modelagens propostas.

Tipo de atividade	<i>Sref</i>	<i>Suse</i>	A	<i>trec</i> ou <i>toc</i>
Transformação Local	Estado original	Diversidade de espécies em novo tipo de uso da terra	Área transformada	Tempo de recuperação (<i>trec</i>)
Ocupação Local	Estado natural ^(a)	Diversidade de espécies em novo tipo de uso da terra	Área ocupada	Tempo de ocupação (<i>toc</i>)
Transformação Regional	Estado original	Área natural reduzida, após transformação	Área natural, fora da área transformada	Tempo de recuperação (<i>trec</i>)
Ocupação Regional	Estado natural ^(a)	Área natural reduzida, após ocupação	Área natural, fora da área ocupada	Tempo de ocupação (<i>toc</i>)

(a) Na verdade, o “estado natural” descrito por Goedkoop e Spriensma (2001) corresponde ao estado de “vegetação natural potencial” Neste caso, para os impactos de ocupação, a referência utilizada é o fator de riqueza de espécies para as planícies suíças, proposto por Köllner (2000).

Fonte: Adaptado de Goedkoop e Spriensma (2001)

5.5.5 O modelo de Goedkoop & Spriensma

O método proposto por Goedkoop e Spriensma (2001) realiza a avaliação de impactos do uso da terra em escala local e regional. O efeito local é tido como aquele que ocorre em uma área sendo utilizada ou convertida, enquanto o regional é aquele fora da área em uso ou na qual houve alteração da tipologia de uso.

Modelagem de danos locais

Para a modelagem de danos locais, devido à transformação, o fator de riqueza de espécies “a” é empregado para derivar os valores da diversidade de espécies “S”:

Os valores de referência $PDF_{natural-uso}$ para cada tipo de uso da terra, são apresentados na Tabela 10. Estes valores devem ser utilizados como referência, somente para atividades de transformação.

Tabela 10. Dados de $PDF_{natural-uso}$ utilizados no modelo de Goedkoop e Spriensma, para atividades de transformação.

Tipo de uso da terra	$PDF_{natural-uso}$	Tipo de uso da terra	$PDF_{natural-uso}$
Urbano (contínuo)	0,96	Culturas temporárias orgânicas	0,82
Urbano (descontínuo)	0,80	Campos de pradaria intensivo	0,89
Área industrial	0,70	Campos de pradaria menos intensivo	0,70
Área de ferrovia	0,70	Pradaria orgânico	0,70
Área urbana arborizada (ex.: Parque)	0,70	Floresta decídua	0,10
Culturas temporárias convencionais	0,91	Planícies suíças	0,00
Culturas temporárias Integradas	0,91		

Fonte: Adaptado de Goedkoop e Spriensma (2001)

A Eq. [5.15] apresenta o cálculo do dano local resultante da conversão do tipo de uso da terra “1” para o tipo “2” ($EQ_{local, trans, 1-2}$). Na mesma equação, “ a_1 ” e “ a_2 ” representam, respectivamente, os fatores de riqueza de espécies para os usos 1 e 2; “ A_{oc} ” é a área ocupada e “ t_{rec} ” é o tempo necessário para a recuperação da terra.

$$EQ_{local,trans,1 \rightarrow 2} = \frac{a_1 - a_2}{a_2} \cdot A_{oc} \cdot t_{rec}$$

$$EQ_{local,trans,1 \rightarrow 2} = PDF_{1 \rightarrow 2} \cdot A_{oc} \cdot t_{rec} \quad [5.15]$$

$$EQ_{local,trans,1 \rightarrow 2} = (PDF_2 - PDF_1) \cdot A_{oc} \cdot t_{rec}$$

Para a modelagem de danos locais, devido à ocupação ($EQ_{local,oc}$), a Eq. [5.16] é empregada.

$$EQ_{local,oc} = \frac{a_{nat} - a_{use}}{a_{nat}} \cdot A_{oc} \cdot t_{oc}$$

$$EQ_{local,oc} = PDF_{nat \rightarrow use} \cdot A_{oc} \cdot t_{oc} \quad [5.16]$$

$$EQ_{local,oc} = (PDF_{use} - PDF_{nat}) \cdot A_{oc} \cdot t_{oc}$$

Na Equação, t_{oc} representa o tempo de ocupação da terra. PDF_{nat} é o valor de PDF na área de referência (área natural).

Modelagem de danos regionais

Para a modelagem de danos regionais, os usos da terra com alta intensidade não são considerados. Áreas com baixa intensidade são aquelas que não estão sob a pressão de atividades humanas.

O número de espécies reduzidas (S_{use}) é calculado por meio da Equação [5.17], na qual ALi é a área inicial, A_{use} é a área reduzida, SLi é o número de espécies inicial e $SLi \rightarrow loss$ é o número de espécies reduzidas.

$$S_{use} = \frac{dS(A_{Li})}{d(A_{Li})} \cdot A_{use} \quad [5.17]$$

Na qual, a parcela $dS(A_{Li})/d(A_{Li})$ representa a inclinação da curva espécies-área.

O dano regional, ocasionado pela transformação e ocupação do uso da terra é dado de acordo com a Eq. [5.18].

$$EQ_{\text{regional},L_i \rightarrow H_i} = \frac{S_{\text{use}}}{S_{L_i}} \cdot A_{L_i} \cdot t$$

$$EQ_{\text{regional},L_i \rightarrow H_i} = \frac{dS(A_{L_i}) \cdot A_{\text{use}}}{d(A_{L_i}) \cdot dS_{L_i}} \quad [5.18]$$

$$EQ_{\text{regional},L_i \rightarrow H_i} = \frac{a \cdot b \cdot A_{L_i} \cdot t}{a \cdot A_{L_i}} \cdot A_{L_i} \cdot t$$

$$EQ_{\text{regional},L_i \rightarrow H_i} = b \cdot A_{\text{use}} \cdot t$$

Modelagem combinada de danos locais e regionais (Dano total)

Para a modelagem total de danos ocasionados pela ocupação local e regional (EQ_{oc}), a Eq. [5.19] é empregada.

$$EQ_{oc} = EQ_{\text{regional}} + EQ_{\text{local}}$$

$$EQ_{oc} = (PDF_{\text{nat} \rightarrow \text{use}} \cdot b \cdot A_{\text{use}} \cdot t_{oc}) + (PDF_{\text{nat} \rightarrow \text{use}} \cdot A_{\text{use}} \cdot t_{oc}) \quad [5.19]$$

$$EQ_{oc} = (b + 1) \cdot PDF_{\text{nat} \rightarrow \text{use}} \cdot A_{\text{use}} \cdot t_{oc}$$

No caso da transformação do tipo de uso da terra 1 para o 2 ($EQ_{\text{trans},1 \rightarrow 2}$), utiliza-se a Eq. [5.20].

$$EQ_{\text{trans},1 \rightarrow 2} = EQ_{\text{regional}} + EQ_{\text{local},1 \rightarrow 2}$$

$$EQ_{\text{trans},1 \rightarrow 2} = (PDF_{1 \rightarrow 2} \cdot b \cdot A_{\text{use}} \cdot t_{\text{rec}}) + (PDF_{1 \rightarrow 2} \cdot A_{\text{use}} \cdot t_{\text{rec}}) \quad [5.20]$$

$$EQ_{\text{trans},1 \rightarrow 2} = (b + 1) \cdot PDF_{1 \rightarrow 2} \cdot A_{\text{use}} \cdot t_{\text{rec}}$$

5.5.6 Análise crítica

Algumas das hipóteses assumidas por Goedkoop e Spiensma (2001), tais como o número de espécies em áreas agrícolas, necessitam de um maior embasamento científico. Os dados acerca do tempo de recuperação da terra também necessitam de maior aprimoramento, de forma a melhor expressar os danos resultantes da transformação da terra. Com relação ao estado de referência mencionado no Quadro 4 torna-se complicado, muitas vezes, obter informações acerca de ocupações anteriores àquela para a qual se realiza o estudo de ACV. Desta forma, acredita-se que a utilização do “estado natural”, mencionado pelos autores, como referência para a ocupação seria mais viável também para as atividades de transformação.

5.6 O MODELO DE THOMAS KÖLLNER

Em suma, o modelo proposto por Köllner (2003) consiste na modelagem de impactos do uso da terra, segundo a diversidade de espécies. Para tanto, são definidos fatores de caracterização para as escalas local e regional, para 30 tipos de uso da terra e oito diferentes intensidades de uso. O dano total ao ecossistema, resultante das análises de dano regional e local, é finalmente expresso através da perda da diversidade de espécies de plantas vasculares que ocorrem em certa região⁴⁸ (“regional species pool”). O modelo se estrutura em duas etapas. A primeira, qualitativa, estabelece a correlação entre as atividades de uso da terra e os respectivos impactos ao ecossistema, em termos de perda de espécies. A segunda consiste na quantificação dos impactos de uso de terra na diversidade de espécies regionais e locais, os quais são, posteriormente, agregados em um fator único (KÖLLNER, 2003).

A Figura 24 apresenta um resumo esquemático do modelo de Köllner (2003).

⁴⁸ Köllner (2003) utiliza o termo “*regional species pool*” para expressar o conjunto de espécies de uma determinada região.

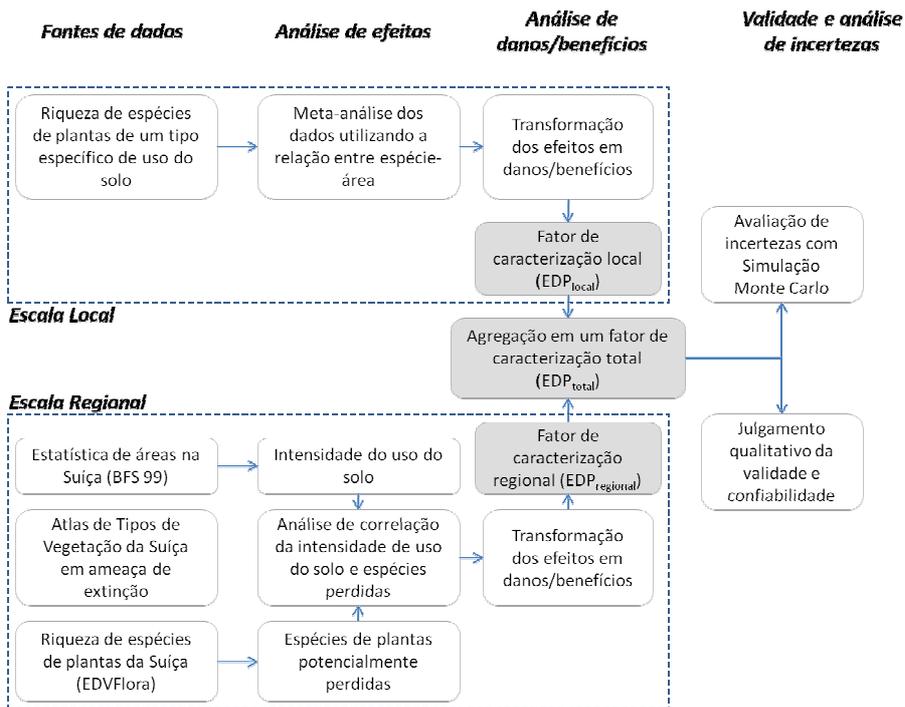


Figura 24. Esquema do modelo de Köllner.

Fonte: Adaptado de Köllner (2003)

5.6.1 Mecanismo ambiental

Para a proposição do mecanismo ambiental, Köllner (2003) utiliza a modelagem *top down*. Para tanto, a área de proteção “Qualidade do Ecossistema” é inicialmente definida, para que então os atributos específicos (ex.: biodiversidade, recursos naturais, funções ecológicas) sejam correlacionados. A ligação entre o uso de terra e os danos ocasionados ao meio ambiente é então estabelecida.

Segundo Hofstetter (1999), a abordagem descendente ou “*top down*”, parte da descrição do “meio ambiente” a ser protegido, ou seja, da definição de categorias de danos (áreas de proteção) para a construção do perfil ambiental do produto estudado. Deve-se apresentar primeiramente uma visão geral do sistema e a especificação dos subsistemas para então seguir para o detalhamento/ refinamento desses últimos (HOFSTETTER, 1999). Os danos gerados ao meio ambiente devem ser conhecidos e a eles devem ser associados diferentes pontos intermediários das categorias de impacto. Portanto, neste tipo de abordagem, deve-se ter conhecimento da cadeia de impactos e a modelagem das categorias de impacto torna-se mais complexa.

A cadeia de causas e efeitos proposta segue o esquema apresentado na Figura 25.



Figura 25. Esquema da cadeia de causas e efeitos, segundo Köllner.

Fonte: Adaptado de Köllner (2003)

5.6.2 Tipos de uso da terra

Tipos de uso da terra em escala local

De forma a avaliar as atividades de uso da terra em escala local, Köllner (2003) utiliza a tipologia CORINE⁴⁹, a qual inclui a maioria dos tipos de uso da terra na Europa. A base de dados europeia é adaptada de forma a distinguir entre os tipos de intensidade de uso e recebe então a denominação **CORINE+**. Essa base é associada aos tipos de uso da terra encontrados nas publicações investigadas por Köllner (2003), acerca de espécies de plantas vasculares em diferentes tipos de usos.

Tipos de uso da terra em escala regional

Para identificar os tipos de uso da terra presentes na Suíça, em escala regional, Köllner (2003) utilizou o “*Hegg Atlas of Threatened Vegetation Types*” (HEGG; BEGUIN; ZOLLER, 1993 apud KÖLLNER, 2003) e a “*Swiss Area Statistics*” (BFS, 1992 apud KÖLLNER, 2003). Através da associação das informações presentes nessas duas bases de dados, os tipos de uso foram agregados em oito tipos, com intensidade baixa e/ou alta, considerados na análise de regressão. São eles (i) floresta, com alta intensidade de uso; (ii) floresta, com baixa intensidade de uso; (iii) agricultura, com alta intensidade de uso; (iv) agricultura, com baixa intensidade de uso; (v) lagos e rios; (vi) área terrestre, sem uso; (vii) superfícies artificiais, com alta intensidade de uso; e (viii) superfícies artificiais, com baixa intensidade de uso.

5.6.3 Tempos de recuperação da terra

Baseado em estudos de revisão de Bastian e Schreiber (1999), acerca de tempos de recuperação, Köllner (2003) estima o tempo necessário para a transformação de um tipo de uso da terra a outro (Tabela 11).

⁴⁹ EEA. European Environmental Agency. CORINE land cover. Disponível em <<http://www.eea.europa.eu/publications/COR0-landcover>>. Acesso em 13 abril 2009.

Tabela 11. Tempos de recuperação da terra, estimados por Köllner, segundo transformação de tipo inicial e final.

Tipo de uso da terra inicial	Tipo de uso da terra final						
	Agricultura (alta intensidade)	Agricultura (baixa intensidade)	Artificial (alta intensidade)	Artificial (baixa intensidade)	Florestas (alta intensidade)	Florestas (baixa intensidade)	Não-uso
Agricultura (alta intensidade)	-	10	<1	2	25	50	500
Agricultura (baixa intensidade)	<1	-	<1	2	25	50	500
Artificial (alta intensidade)	5	10	-	2	25	50	500
Artificial (baixa intensidade)	2	5	<1	-	25	50	500
Florestas (alta intensidade)	2	2	<1	2	-	25	?
Florestas (baixa intensidade)	2	2	<1	2	10	-	?
Áreas terrestres, sem uso	<1	<1	<1	2	10	25	-

Fonte: Adaptado de Köllner (2003)

Os dados contidos nessa Tabela são específicos para a Suíça e para latitudes de 45°N e altitudes de 0 a 1000m. Entretanto, podem ser estimados, a partir desses dados, os tempos de recuperação para outras localidades globais. Este aspecto é abordado no trabalho de Schmidt (2008), cuja revisão se encontra mais adiante, neste trabalho.

5.6.4 Dados de espécies

a. Dados de espécies em escala local

Para os dados de espécies em escala local, segundo diferentes tipos de uso da terra, o autor utilizou os dados existentes em trabalhos

publicados em diferentes países. Os tipos de uso foram associados àqueles presentes na base CORINE⁵⁰ (KÖLLNER, 2003).

b. Dados de espécies em escala regional

Para a obtenção de dados de espécies em escala regional, foi utilizada a base de dados EDV-Flora 1.0 (WOHLGEMUTH, 1993 apud KÖLLNER, 2003). Essa base contém informações acerca de dois períodos históricos. Primeiramente, as espécies de plantas vasculares, coletadas em campo, entre 1967 e 1978 e, em adição, o cadastro histórico de espécies encontradas entre 1850 a 1957. Portanto, segundo Köllner (2003), a base foi utilizada para o cálculo do número de espécies potencialmente perdidas (S_{lost}), em escala regional, entre os anos de 1850 e 1967-78 (Eq. [5.21]).

$$S_{lost} = \frac{S_{1850} - S_{1978}}{S_{1850}} = 1 - \frac{S_{1978}}{S_{1850}} \quad [5.21]$$

Na Eq. **Error! Reference source not found.**, S_{1850} representa o número de espécies, registrado entre 1850 e 1957, utilizado como referência, e S_{1978} o número de espécies catalogado nas pesquisas realizadas entre 1967 e 78.

5.6.5 Fatores de caracterização

Os fatores de caracterização são especificados para diferentes tipos de uso da terra, de acordo com o potencial de dano à diversidade de espécies (ou seja, ao conjunto de espécies regionais). Cada tipo diferente de uso da terra recebe um fator de caracterização, o qual é formado por dois fatores: um (i) fator regional; e um (ii) fator local. O fator regional reflete o valor de conservação da biodiversidade, enquanto o local se refere ao valor da biodiversidade para as funções do ecossistema (KÖLLNER, 2003).

⁵⁰ EEA. European Environmental Agency. *Corine Land Cover*. Disponível em <<http://www.eea.europa.eu/publications/COR0-landcover>>. Acesso em 13 abril 2009.

Fator de caracterização local (EDP_{local})

Para o cálculo do fator de caracterização local (EDP_{local}), também denominado “Potencial de Dano Local ao Ecossistema”, segundo a diversidade de espécies, Köllner (2003) realiza primeiramente uma meta-análise da riqueza de espécies locais (*análise de efeito*). Por meio deste método quantitativo, resultados obtidos em diversos estudos independentes são integrados e analisados conjuntamente. A meta-análise é realizada de forma a tornar possível a comparação de diferentes tipos de uso da terra, com relação à sua riqueza de espécies. Neste caso, as espécies são padronizadas, para contagem, em áreas de tamanho correspondente a 100m². Em seguida, o autor emprega uma função linear e outra não linear (função logarítmica), para avaliar e descrever a relação entre os efeitos e os danos ao ecossistema, ou seja, entre a mudança na riqueza de espécies e os processos que decorrem no ecossistema. Esta segunda é denominada *análise de danos/benefícios*. Para a *função linear* ($EDP_{local-lin}$), o cálculo é realizado segundo a Eq. [5.22].

$$EDP_{local} = 1 - \frac{S_{oc}}{S_{region}} \quad [5.22]$$

S_{oc} é o número de espécies de um tipo de uso da terra específico, em ocupação, e S_{region} é a média do número de espécies de uma dada região, utilizada como referência. No caso do estudo de Köllner (2003), a referência utilizada (S_{region}) é a riqueza de espécies regionais nas regiões da Suíça.

A *função* de efeito-dano *não linear* ($EDP_{local-nonlin}$) é representada pela Eq. [5.23].

$$EDP_{-} = 1 - \left\{ a \cdot \ln \left(\frac{S}{S_{-}} \right) + b \right\} \quad [5.23]$$

A constante “ a ” é o fator de riqueza de espécies, enquanto a constante “ b ” se refere ao fator de acumulação de espécies.

Fator de caracterização regional (EDP_{regional})

Para o cálculo do fator de caracterização regional, Köllner (2003) primeiramente diferenciou cinco regiões na Suíça, segundo suas diferenças biogeográficas (como, por exemplo, clima e topografia). Dentre elas, uma parte do planalto suíço foi utilizada para o cálculo, devido à maior disponibilidade de dados de espécies. Esta região, com área de 4.208km², foi então subdividida em polígonos de cerca de 80km² cada. Para cada uma dessas superfícies, são conhecidas as informações sobre o número e os tipos de espécie presentes.

O fator de caracterização regional, também denominado “Potencial de Dano Regional ao Ecossistema” (EDP_{regional}) foi calculado por meio de análise de regressão, onde as variáveis independentes são os tipos de uso da terra e a dependente, as espécies potencialmente perdidas, desde 1850.

Para realizar a regressão, foi utilizada uma função exponencial, representando a relação entre os tipos de uso da terra e a percentagem de espécies potencialmente perdidas (KÖLLNER, 2003). Desta forma, impactos negativos cresceriam exponencialmente, com o aumento de tipos de uso da terra prejudiciais ao meio ambiente (ex.: aumento de áreas urbanas) e decresceriam com a expansão de áreas benéficas (ex.: áreas de florestas).

Para analisar os danos e benefícios resultantes dos efeitos regionais das intensidades de uso da terra em termos de perda de espécies, Köllner (2003) emprega - como realizado para o cálculo dos efeitos locais - duas funções: (i) função de dano linear e (ii) função de dano não-linear. Para ambos são disponíveis (i) o número total de espécies e (ii) o número de espécies ameaçadas.

A **função linear** (EDP_{regional-lin}) é representada pela Eq. [5.24], na qual o dano resultante é independente da proporção do tipo de uso da terra inicial. S_{lost} se refere ao cálculo realizado na Eq. [5.21].

$$EDP_{regional-lin} = \frac{dS_{lost}}{dL_i} = b \quad [5.24]$$

A **função não linear** (EDP_{regional-nonlin}) é representada pela Eq. [5.25], na qual o dano depende da proporção do tipo de uso da terra inicial.

$$EDP_{\text{regional-nonlin}} = \frac{dS_{\text{lost}}}{dL_i} = b \cdot e^{a+b \cdot L_i} \quad [5.25]$$

nas quais “*a*” e “*b*” correspondem, respectivamente, aos fatores de riqueza e acumulação de espécies.

Fator de caracterização total (*EDP_{total}*)

Para o cálculo do fator de caracterização total (*EDP_{total}*), Köllner (2003) emprega uma soma ponderada dos fatores regional e local, segundo a Eq. [5.26].

$$EDP_{\text{total}} = k_{\text{local}} \cdot \frac{EDP_{\text{local}}}{n_{\text{local}}} + k_{\text{regional}} \cdot \frac{EDP_{\text{regional}}}{n_{\text{regional}}} \quad [5.26]$$

Na Equação, *k_{local}* e *k_{regional}* são os fatores de ponderação, os quais podem ser aplicados para priorizar uma ou outra função da biodiversidade (por exemplo, ao focar o valor de conservação da biodiversidade, o fator regional receberá um peso maior). Em suas análises, o autor opta por atribuir pesos iguais, ou seja, *k_{local}* = *k_{regional}* = 0,5 (KÖLLNER, 2003). Os valores *n_{local}* e *n_{regional}* são utilizados para padronização dos fatores local e regional. Köllner (2003) atribui o valor *n_{local}* = 1 e *n_{regional}* = 4,41.

O fator de caracterização total corresponde ao efeito potencial sobre o conjunto de espécies (*SPEP – Species Pool Effect Potential*), desenvolvido para ponderar uma grande quantidade de atividades de uso da terra (KÖLLNER, 2000).

5.6.6 Cálculo do dano à biodiversidade

Os danos potenciais ao ecossistema são calculados em virtude da (i) ocupação e da (ii) transformação da terra.

Danos potenciais resultantes da ocupação da terra

Os danos potenciais, resultantes da ocupação de uma área *A_{oc}*, são calculados segundo a Eq. [5.27].

$$D_{oc} = EDP_{oc} \cdot A_{oc} \cdot t_{oc} \quad [5.27]$$

Na Equação, D_{oc} é o dano potencial ao ecossistema, devido à ocupação da terra, levando-se em consideração a diversidade de espécies; EDP_{oc} é o fator de caracterização; ou seja, o potencial de dano ao ecossistema, tendo em consideração os efeitos sobre a diversidade de espécies e t_{oc} é o tempo de duração da ocupação.

Danos potenciais resultantes da transformação da terra

O dano potencial à diversidade de espécies (D_{trans}), resultante da transformação da terra, é calculado segundo a Eq. [5.28]. Nesta Equação, EDP_{ini} é o potencial de dano inicial ao ecossistema; EDP_{fin} é o potencial de dano final ao ecossistema; e t_{trans} é o tempo de duração da transformação.

$$D_{trans} = \left(\frac{EDP_{ini} + EDP_{fin}}{2} \right) \cdot A \cdot t_{trans} \quad [5.28]$$

ΔD_{trans} é a diferença entre os potenciais de dano à diversidade de espécies, entre dois pontos no tempo ($t_{inicial}$ e t_{final}) devido à transformação da terra (Eq. [5.29]).

$$\Delta D_{trans} = \left(-EDP_{ini} + EDP_{fin} \right) \cdot A \quad [5.29]$$

5.6.7 Análise crítica

O modelo de Köllner apresenta alguns avanços em relação às metodologias anteriores, como a modelagem de perda de diversidade de espécies regional e local. Muitas das publicações posteriores ao seu trabalho empregam alguns dos conceitos aplicados no trabalho de Köllner (2003).

Entretanto, é importante destacar que a meta-análise de dados realizada pelo autor ocasiona incertezas decorrentes de diferentes técnicas de amostragem e precisão dos dados. Em adição, as informações foram obtidas através de estudos realizados em diferentes países (KÖLLNER, 2003).

Ainda, como afirmado em Köllner (2000), a diferença no tamanho das amostras também é um fator de incerteza. Para áreas naturais de florestas, cerca de 130 observações de espécies foram coletadas, enquanto para áreas urbanas (áreas residenciais, industriais e de mineração) apenas 10 foram obtidas.

Por fim, cabe destacar, neste trabalho, que apesar da riqueza da análise realizada por Köllner, a adaptação do método para cada um dos países como um todo ou diferentes regiões torna-se uma tarefa complicada, devido às diferentes características ambientais. Vale ressaltar também que diferentes tecnologias, técnicas do uso da terra, etc. são outros fatores limitantes para a utilização dos dados empregados por Köllner em seu trabalho.

5.7 O MODELO DE VOEGTLÄNDER *ET AL.*

Em suma, Vogtländer *et al.* (2004) propõe dois modelos: o primeiro baseia-se na riqueza de espécies, e o segundo na raridade de ecossistemas e, portanto, as plantas vasculares neles presentes. O indicador de danos é o hábitat de espécies de plantas vasculares. Os dados acerca de espécies, para uma área de 1 hectare, para diferentes usos da terra, são obtidos de (KÖLLNER, 2000).

5.7.1 Mecanismo ambiental

A Figura 26 apresenta o mecanismo ambiental proposto por Vogtländer *et al.* (2004). As formas em destaque (cor cinza) apresentam os parâmetros incluídos no modelo. Eles serão descritos nos itens seguintes.

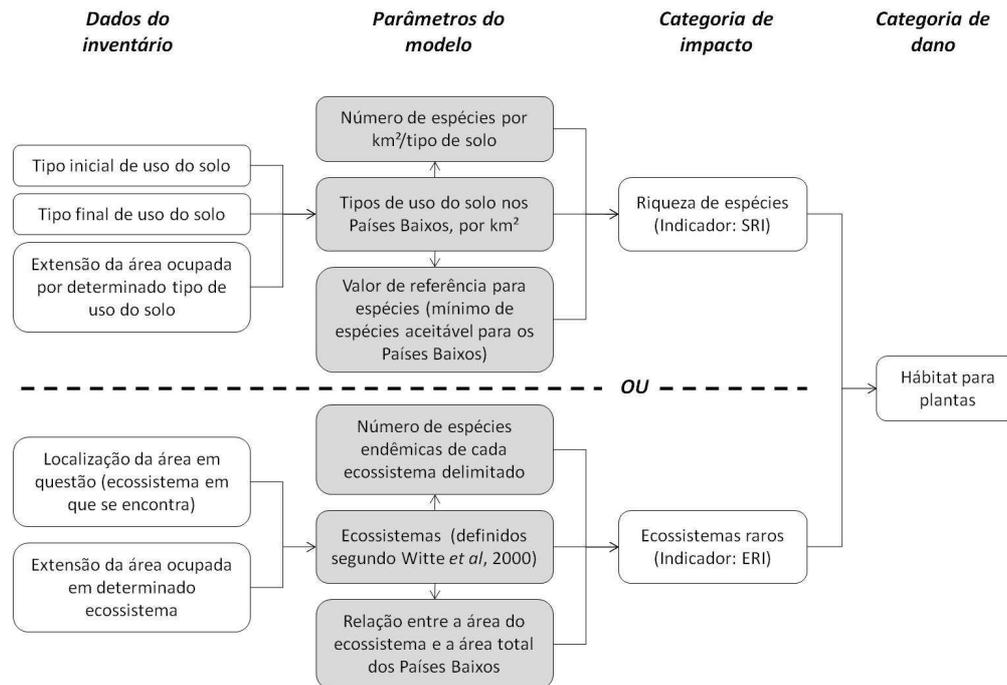


Figura 26. Esquema do mecanismo ambiental proposto por Vogtländer *et al.* (2004) para as duas modelagens: (i) riqueza de espécies e (ii) raridade de ecossistemas.

Fonte: Adaptado de Vogtländer *et al.* (2004)

5.7.2 Tipos de uso da terra

Os tipos de uso terra são parâmetros utilizados somente no modelo que aborda a riqueza de espécies. Eles são aqueles selecionados por Köllner (2003), da base de dados CORINE.

5.7.3 Dados de espécies

Vogtländer *et al.* (2004) utiliza os dados de espécies coletados por Köllner (2000), para áreas de 1 hectare (0,01km²). Os dados são expostos na segunda coluna da Tabela 12 (*S1 ha*).

Tabela 12. Tipos de uso da terra e contagem de espécies utilizados no modelo de Voegtländer *et al.* (2004).

Tipos de uso da terra	S _{1ha}	B	S ₂	S ₅	S ₁₀	S ₂₀
			ha	ha	ha	ha
Urbano contínuo	10	?	?	?	?	?
Urbano descontínuo	55	0,38	72	101	132	172
Urbano deserto	90	0,18	102	120	136	154
Área industrial	80	0,22	93	114	133	155
Área de ferrovia	80	0,22	93	114	133	155
Área industrial desativada	105	0,20	121	145	166	191
Área de mineração desativada	85	0,28	103	133	162	197
Área verde urbana	80	0,34	101	138	175	222
Área construída	0	0,00	0	0	0	0
Terra para cultivo, cultura convencional	10	0,45	14	21	28	39
Terra para cultivo, cultura integrada	10	0,50	14	22	32	45
Terra para cultivo, cultura orgânica	25	0,45	34	52	70	96
Campo, com cultura intensiva	15	0,41	20	29	39	53
Campo com cultura extensiva	40	0,38	52	74	96	125
Campo, com cultura orgânica	45	0,40	59	86	113	149
Floresta decídua	245	0,13	268	302	330	362
Planícies da Suíça	270	0,13	295	333	364	399
S _{ref} (S _{ref} = 250 para 1km ²)	137,5	0,13	150	169	185	203

Fonte: Vogtländer *et al.* (2004)

Os cálculos do número de espécies para outras áreas (*S2ha*, *S5ha*, *S10ha* e *S20ha*), para os mesmos tipos de uso da terra, cujos resultados se encontram na Tabela 12, são realizados de acordo com a Eq. [5.30].

$$S = S_{l\ ha} \cdot (A_{TA})^b \quad [5.30]$$

Na equação, *S1ha* é o número de espécies de plantas vasculares por hectare (ha), para um determinado tipo de uso da terra; *ATA* é a superfície convertida, da área total em [hectare]; e “*b*” é o fator acumulação de espécies.

5.7.4 Indicadores de biodiversidade

Vogtländer *et al.* (2004) estabelece dois indicadores de biodiversidade para o seu modelo: (i) riqueza de espécies e (ii) raridade de ecossistemas.

Indicador da riqueza de espécies

O cálculo do indicador de riqueza de espécies (**SRI**), leva em consideração a área atual ocupada (*Aoc*), e uma variável denominada “fator de qualidade” da terra (*S/Sref*). Esse fator é calculado através da razão entre o número de espécies presentes na área (*S*), dependendo do tipo de uso da terra, e o número mínimo de espécies (*Sref*), definido como norma de qualidade nacional. A Eq. [5.31] aponta o cálculo de **SRI**, dado em [m² equivalentes].

$$SRI = A_{oc} \cdot \frac{S}{S_{ref}} \quad [5.31]$$

Para *Sref*, Vogtländer *et al.* (2004) propõe o valor de 250 espécies de plantas vasculares por km², baseado na proporção de áreas presentes nos Países Baixos, com número representativo de espécies.

Uma transformação do tipo de uso da terra ocasionaria, desta forma, de acordo com Vogtländer *et al.* (2004), uma mudança no número de espécies (ΔS) e, portanto, um efeito ambiental correspondente a ΔSRI (Eq. [5.32]).

$$\Delta SRI = A_{oc} \cdot \frac{\Delta S}{S_{ref}} \quad [5.32]$$

Indicador da raridade de ecossistemas

O indicador da raridade de ecossistemas (**ERI**) baseia-se, principalmente, em dois parâmetros. O primeiro parâmetro, **V**, avalia a raridade de um tipo de ecossistema, por meio da relação de sua extensão, em km², com a área total dos Países Baixos. O segundo, **C**, aponta o valor da estrutura ambiental, de acordo com o número de espécies endêmicas presentes. O indicador **ERI** pode ser calculado por meio da Eq. [5.33] e a unidade é dada em [m² equivalentes].

$$ERI = A_{oc} \cdot \left(\frac{Q}{Q_{threshold}} \right) \quad [5.33]$$

Na qual **Q** é denominado o “valor botânico” de 1km² de ecossistema. Por sua vez, **Q** é calculado por meio da Eq. [5.34].

$$Q = \sum_{i=1,28} V_i \cdot C_i \quad [5.34]$$

Q_{threshold} corresponde ao valor botânico de referência (decisão política), no território dos Países Baixos, sendo igual a 3.3. **V_i** e **C_i** são os parâmetros apontados anteriormente.

5.7.5 Análise crítica

Vogtländer (2004) emprega um dos conceitos já observados em Weidema e Lindeijer (2001), ou seja, a distinção entre os impactos diretos à diversidade de espécies (plantas vasculares) e ao seu habitat (ecossistemas). Com relação ao meio natural, o parâmetro utilizado se assemelha ao conceito de escassez do ecossistema, mas aponta também uma qualidade intrínseca de cada meio: o número de espécies endêmicas presentes. Os dados acerca de espécies são aqueles empregados por Köllner (2003).

5.8 O MODELO DE JANNICK H. SCHMIDT

Em suma, o modelo proposto por Schmidt (2008) apresenta, como indicador, a diversidade de espécies de plantas vasculares, determinada através da relação entre espécies e área. O indicador é calculado por meio da multiplicação de fatores como (i) área ocupada; (ii) número de espécies afetadas, em uma área padrão; (iii) vulnerabilidade do ecossistema; e (iv) duração da ocupação e recuperação da terra. É importante observar que a distinção entre espécies raras e em extinção ou não e entre espécies invasoras ou endêmicas não é realizada. O autor propõe fatores de caracterização para a Dinamarca – extrapolando os dados para a Dinamarca (Norte da Europa) e para a Malásia e Indonésia (Sudeste da Ásia), segundo diferentes tipos de uso da terra.

5.8.1 Parâmetros do modelo

Os dados utilizados para a proposição do modelo de Schmidt (2008) são apresentados na Tabela 56, no APÊNDICE F. Eles são importantes para a compreensão dos parâmetros e etapas do modelo.

Fator de vulnerabilidade do ecossistema

A vulnerabilidade do ecossistema é considerada, assim como em Weidema e Lindeijer (2001) e em Köllner (2000), como sendo a derivada do número de espécies – calculada por meio da curva “espécies *versus* área” ($S = a * A^b$) - e normalizada com o número de espécies da região. A Eq. [5.35] descreve o fator.

$$\frac{dS_{\text{region}}}{dLI} = \frac{bcLI^{1-b}}{cLI^b} = \frac{b}{LI} \quad [5.35]$$

Na Eq. [5.35], “**b**” é o fator de acumulação de espécies para uma área relativa com baixa intensidade de uso da terra (LI)⁵¹. O valor de

⁵¹ Köllner (2003) assume a ocorrência do mesmo número de espécies em usos de alta (HI) e baixa (LI) intensidades.

“b” é de 0,22 para a Dinamarca e 0,23 para Malásia e Indonésia. O fator **b/LI** representa a vulnerabilidade do ecossistema (ver coluna 6, da Tabela 56, no APÊNDICE F). “c” é o parâmetro para riqueza de espécies.

Considerando que o modelo proposto lida apenas com usos da terra de baixa intensidade, Schmidt (2008) realizou o cálculo da forma apresentada na Eq. [5.36], na qual $ALI(pp)$, $ALI(f&w)$ são, respectivamente, a área permanente de pastagens e de florestas; com baixa intensidade de uso, e $ALI(total)$ é a área total (alta e baixa intensidade de uso).

$$LI_{country} = \frac{A_{LI(pp)} + A_{LI(f\&w)}}{A_{LI(total)}} \quad [5.36]$$

O valor de $LI_{country}$ calculado para a Dinamarca corresponde a 0,24, enquanto para a Malásia e Indonésia, o valor encontrado foi 0,56.

Realizando o cálculo apontado na Eq. [5.36], foi possível encontrar o fator de vulnerabilidade do ecossistema para a Dinamarca (0,92) e para Malásia e Indonésia (0,41). Estes valores estão contidos na Coluna 6 da Tabela 56 (ver APÊNDICE F).

O Quadro 5 apresenta as áreas totais de terras com baixa e alta intensidade de uso, segundo Schmidt (2008).

Quadro 5. Cobertura da terra, de acordo com tipo e intensidade de uso.

Tipos de uso da terra e intensidade		Dinamarca	Malásia e Indonésia
Terra com alta intensidade de uso $ALI(PP)$	Terra arável	22.660	228.000
	Lavoura permanente	80	191.850
	Construções, estradas, terra improdutiva	9.490	511.791
Terra com baixa intensidade de uso $ALI(f\&w)$	Área de pastagem permanente	3.840	114.620
	Floresta	6.360	1.093.859
Área total de uso da terra $ALI(total)$		42.430	2.140.120

Fonte: Adaptado de Schmidt (2008)

5.8.2 Tipos de uso da terra

Schmidt (2008) distingue diferentes categorias de uso da terra: terras produtivas (terra arável para cultivo, agro-silvicultura, florestas cultivadas) e terras não produtivas (áreas naturais). Terrenos impermeabilizados também foram adicionados, como tipologia de uso. Para algumas categorias, são incluídas sub-categorias, de acordo com a intensidade de uso ou as espécies consideradas. As Colunas 1, 2 e 3 da Tabela 56, (APÊNDICE F), apresentam as categorias de uso, identificadas para a Dinamarca e para a Malásia e Indonésia, além de suas subcategorias, de acordo com intensidade (intensivo, extensivo, abandonado).

5.8.3 Tempos de recuperação

Para o cálculo do tempo de recuperação – t_{rec} –, Schmidt (2008) utilizou os valores estimados por Köllner (2003) – $t_{rec.K}$ –, apresentados na Coluna 8, Tabela 56 (APÊNDICE F), para o norte da Europa, tendo-se como referência o fator de relaxamento (t_{relax}) igual a 100, para latitudes 40° e altitudes de 0-1000m. Para o sudeste da Ásia, o autor utilizou o fator de relaxamento como correção (*índice 71*, para latitude 0° e altitude 0-1000 m), relativamente ao fator europeu.

A Eq. [5.37] foi empregada no cálculo dos tempos de recuperação empregados.

$$t_{rec} = t_{rec.K} \cdot \frac{t_{relax}}{t_{relaxN-Europa}} \quad [5.37]$$

A Tabela 13 apresenta os fatores de relaxamento, segundo latitude e altitude.

Tabela 13. Fatores de relaxamento (*trelax*) relativos, de acordo com a altitude e latitude, de uma determinada localidade.

Latitude	Altitude		
	0-1000 m	1000 – 2000 m	2000 – 3000 m
80°	214	286	314
60°	129	157	171
40°	100	129	143
30°	214	250	264
20°	86	100	129
0°	71	100	143

Fonte: Adaptado de Schmidt (2008)

5.8.4 Dados de espécies

Para mensurar a diversidade de espécies em uma determinada área, a relação espécies-área é aquela descrita por Köllner (2003), para cada tipo de uso da terra e por região. Ou seja, dados acerca da riqueza de espécies (S_{100}) em diversos tipos de uso da terra são coletados e plotados em curvas de “espécies x área” (colunas 4 e 5, da Tabela 56 do APÊNDICE F)

A relação é então estabelecida por meio do ponto de inflexão da linha de regressão linear. A área padrão escolhida é de 100 m². Os valores para o norte da Europa são baseados em dados de Köllner (2003), uma vez que apresentam maior número de amostras por tipo de uso da terra.

5.8.5 Fatores de caracterização

Para o cálculo dos fatores de caracterização para ocupação e transformação, Schmidt (2008) utiliza, respectivamente, as Eq. [5.38] e Eq. [5.39]. Na Eq. [5.38], o cálculo do fator de caracterização é realizado por meio da subtração de valores do estado de referência⁵²

⁵² Schmidt (2008) considera o tipo de uso da terra “*Áreas naturais, florestas*” como sendo o estado de referência para relaxamento natural do solo, tanto para o norte da Europa (Dinamarca) como para o sudeste da Ásia (Malásia e Indonésia).

para o relaxamento natural e do uso da terra em questão. S_{100} representa a diversidade de espécies em uma área padrão de 100m².

$$CF_{oc} = \left(S_{100} \cdot \frac{b}{LI} \right)_{\text{ref.state}} - \left(S_{100} \cdot \frac{b}{LI} \right) \quad [5.38]$$

Na Eq. [5.39], t_{rec} indica o tempo de recuperação para o uso da terra em questão.

$$CF_{trans} = \frac{1}{2} \cdot \left(S_{100} \cdot \frac{b}{LI} \right) \cdot t_{rec} \quad [5.39]$$

Finalmente, os fatores de caracterização calculados são apresentados nas Colunas 11, 12 e 13 da Tabela 56 (APÊNDICE F).

5.8.6 Análise crítica

Schmidt (2008) ressalta a importância da consideração como aspectos de latitude e altitude na avaliação de impactos do uso da terra. É certo, entretanto, que estes dados foram utilizados de forma a adaptar os tempos de recuperação da terra, propostos por

Este é um dos grandes problemas nesta modelagem: a disponibilidade de dados que associem as mudanças de uso da terra ao impacto sobre espécies. Observa-se a necessidade de maiores estudos nesta área, de forma a suprir informações mais precisas à avaliação de impactos sobre biodiversidade.

5.9 O MODELO DE OTTAR MICHELSEN

De acordo com Michelsen (2008), três fatores devem ser considerados, quando são avaliados os impactos decorrentes do uso da terra: (i) a qualidade da terra; (ii) o reconhecimento da área afetada devido ao uso; e (iii) a duração do impacto. O modelo de Michelsen (2008) considera três indicadores de biodiversidade, principalmente ligados a características do ecossistema. Desta forma, não há menção a qualquer espécie utilizada como representante de outras espécies.

Michelsen (2008) aplica seu modelo em duas ecorregiões européias: “Taiga escandinava e russa” (PA0608) e “Florestas de coníferas costeiras da Escandinávia” (PA0520). A Figura 27 apresenta a localização dessas estruturas ambientais.

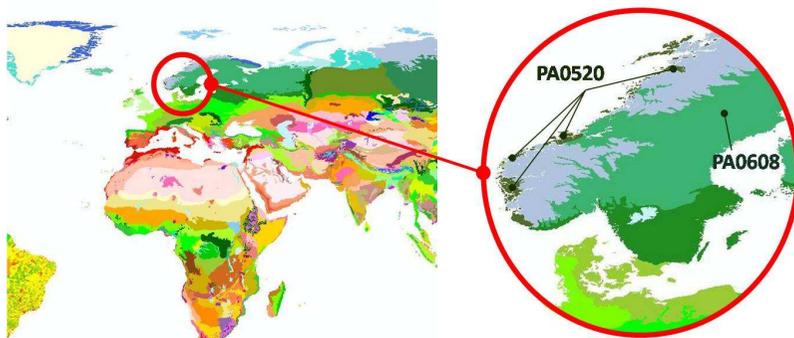


Figura 27. Ecorregiões abordadas pelo modelo de Michelsen (2008).

5.9.1 Tipos de uso da terra

O autor do modelo não faz nenhuma diferenciação entre diferentes tipos e intensidades de uso da terra.

5.9.2 Tempos de recuperação

Michelsen (2008) não definiu tempos de recuperação (*trec*) para diferentes usos da terra e ecossistemas. Entretanto, em um estudo de caso baseado na produção de 1m^3 de toras de madeira provenientes da plantação de coníferas, definiu que o tempo de recuperação deveria ser igual ao tempo necessário para uma rotação daquela cultura. Na Noruega, a média é de $2,3\text{ m}^3/\text{hectare}$ por ano e, portanto, $0,435\text{ hectare}$ por ano, para uma área de 1 m^3 .

5.9.3 Dados de espécies

Nenhum dado sobre espécies é diretamente empregado neste modelo.

5.9.4 Parâmetros do modelo

Para o cálculo da qualidade de uma determinada área, ao longo de um tempo determinado, Michelsen (2008) sugere três indicadores para avaliar a biodiversidade em uma determinada área: (i) o indicador de escassez do ecossistema (**ES**); (ii) o indicador de vulnerabilidade do ecossistema (**EV**); e (iii) as condições da biodiversidade mantida (**CMB**). Cada um destes será explicado a seguir. Segundo o autor (MICHELSEN, 2008), os dois primeiros referem-se ao valor intrínseco da biodiversidade em uma determinada área, enquanto o terceiro contém informações sobre as condições atuais das espécies.

Desta forma, o resultado dos indicadores, ou seja, o impacto total ocasionado pelo uso da terra sobre a biodiversidade (**Q**) é expresso pela Eq. [5.40].

$$Q = ES \cdot EV \cdot CMB \quad [5.40]$$

Indicador de escassez do ecossistema (ES)

O indicador de escassez do ecossistema utilizado por Michelsen (2008) é o mesmo proposto por Weidema e Lindeijer (2001), ou seja, expresso pelo inverso da área potencial de uma estrutura ambiental qualquer (A_{pot}), expresso pela Eq. [5.41]:

$$ES = \frac{1}{A_{pot}} \quad [5.41]$$

Quando normalizado – de forma a permitir a comparação de diferentes estruturas ambientais – a Eq. [5.41] assume a forma da Eq. [5.42], na qual $A_{pot,max}$ expressa a área potencial da estrutura ambiental que ocupa maior área:

$$ES = 1 - \frac{A_{pot}}{A_{pot,max}} \quad [5.42]$$

A *área potencial* do ecossistema corresponde à área ocupada por aquela estrutura ambiental, seja a PA0608 ou a PA0520, independente das regiões ocupadas com diferentes usos, incluindo as áreas naturais. A *área potencial máxima* ($A_{pot,max}$) é a correspondente à do Deserto do Saara (PA1327), estrutura ambiental de maior extensão, dentre as ecorregiões do Paleártico.

Indicador de vulnerabilidade do ecossistema (EV)

Segundo Michelsen (2008), o indicador de vulnerabilidade de um ecossistema fornece informações sobre a pressão exercida sobre um ecossistema, ao relacionar a área existente à área potencial de um ecossistema. A *área existente* refere-se à área atual, ocupada pela vegetação natural daquela ecorregião. A *área potencial* corresponde à área total (exemplo, PA0608 ou PA0520) de uma ecorregião, incluindo as áreas naturais e outros usos, como o urbano, agricultura, florestas artificiais, etc. Michelsen (2008) faz menção ao fator utilizado por Weidema e Lindeijer (2001), mas aponta que, em seu modelo, a vulnerabilidade de um ecossistema seja estabelecida por meio de sua classificação de acordo com o estado de conservação, fornecido pelo WWF e pela National Geographic Society⁵³.

Tabela 14. Pontuação da vulnerabilidade de ecossistemas, de acordo com a escala de classificação do “Estado de Conservação” de ecossistemas, fornecida pelo WWF.

Estado de Conservação WWF	Pontos (<i>score</i>)
Crítico (1)	1,0
Vulnerável (2)	0,5
Intacto (3)	0,1

Fonte: Adaptado de Michelsen (2008)

⁵³ National Geographic Society. **Terrestrial Ecoregions of the World**. Disponível em <<http://www.nationalgeographic.com/wildworld/terrestrial.html>>.

Condições para biodiversidade mantida (CMB)

Cerca de 17 fatores-chave (KFi) foram identificados para se avaliar as florestas da Europa, dentre os quais apenas três são inicialmente apontados por Michelsen (2008) para a primeira proposta do modelo. São eles (i) quantidade de madeira em decomposição; (ii) percentagem de áreas abandonadas; (iii) introdução de espécies de árvores exóticas.

Cada fator-chave é analisado de acordo com dois parâmetros e para cada um desses, é construída uma escala de pontuação numérica (a pontuação atribuída é aquela contida entre colchetes, a seguir). A Tabela 15 auxilia na compreensão do cálculo dos fatores-chave. O primeiro refere-se ao grau de impacto gerado a um determinado ecossistema, tendo-se como fundamento, aquele fator: (i) nenhum impacto [0]; (ii) pequeno impacto [1]; (iii) impacto moderado [2]; e (iv) grande impacto [3]. O segundo diz respeito à sua importância relativa: (i) pequena [1]; (ii) moderada [2]; e (iii) alta [3]. Entretanto, no estudo realizado por Michelsen (2008) os três fatores-chave recebem a mesma importância relativa. Os resultados (contidos entre colchetes) são multiplicados de acordo com a Eq. [5.43].

$$CMB = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n KFi}{\sum_{i=1}^n KFi_{max}} \quad [5.43]$$

Nesta Equação, $\sum KFi$ é a soma dos fatores-chave para a ecorregião analisada e $\sum KFi_{max}$ é a soma dos valores máximos da pontuação dos os fatores-chave (3, para cada fator chave).

Tabela 15. Escalas propostas para cada um dos três fatores-chave incluídos na composição do indicador CMB.

Fator-Chave (KF _i)	Intervalos	Descrição do grau de impacto	Pontuação atribuída
Quantidade de madeira em decomposição (KF ₁)	> 20 m ³ /ha	Sem impacto	0
	10-20 m ³ /ha	Impacto leve	1
	5-10 m ³ /ha	Impacto moderado	2
	< 5 m ³ /ha	Impacto expressivo	3
Percentagem de áreas abandonadas (KF ₂)	10%	Sem impacto	0
	6-10%	Impacto leve	1
	1-6%	Impacto moderado	2
	< 1%	Impacto expressivo	3
Percentagem de introdução de espécies de árvores exóticas (KF ₃)	0%	Sem impacto	0
	0-10%	Impacto leve	1
	10-25%	Impacto moderado	2
	> 25%	Impacto expressivo	3

Fonte: Adaptado de Michelsen (2008)

O resultado do indicador é finalmente expresso pela Eq. [5.40] apontada anteriormente ($Q = ES \cdot EV \cdot CMB$).

5.9.5 Análise crítica

Michelsen (2008), introduz um parâmetro importante na avaliação de impactos do uso da terra: o estado de conservação das ecorregiões. Entretanto, julga-se que a forma de ponderação desses não foi a mais adequada. Primeiramente, porque acredita-se que a transição entre um estado de conservação a outro não seja linear como proposto. Em segundo, porque algumas ecorregiões, apesar de terem sido atribuídas estados de conservação iguais, não se encontrem em condições de degradação semelhantes. Portanto, observa-se a deficiência em embasamento científico na ponderação desse parâmetro. Uma das metas deste trabalho será, portanto, desenvolver uma metodologia mais adequada para a avaliação deste parâmetro.

5.10 RESUMO DOS MODELOS

Em geral, os modelos de avaliação de impacto do uso da terra utilizam as mesmas espécies para representar as demais: espécies de plantas vasculares. Esta opção foi realizada, principalmente, devido à maior disponibilidade de dados para este grupo taxonômico. Entretanto, visualiza-se a necessidade de avaliação de outros grupos taxonômicos, de forma a reduzir as incertezas na representação de outras espécies por plantas vasculares.

Com relação à regionalização, muitos dos autores não atentam para as características do meio impactado, tais como seu estado de conservação. Em alguns dos modelos, essas características são indiretamente incluídas, como em Köllner (2003), no qual a análise de metadados coletados na Suíça já contém características regionais de biodiversidade. Entretanto, a aplicação destes dados em outras regiões, como na América Latina, demanda a adaptação dos dados e origina maiores incertezas na avaliação. O trabalho de Weidema e Lindeijer (2001) foi, portanto, importante ao destacar variáveis explicitamente relacionadas ao meio impactado.

Michelsen (2008), por sua vez, aprimorou o conceito de vulnerabilidade, sugerido por Weidema e Lindeijer (2001), e apontou o estado de conservação das ecorregiões como um potencial indicador da degradação do meio ambiente. Entretanto, julga-se que a forma de tratamento da diferença entre os três estados de conservação (intacto, vulnerável e crítico), atribuídos pelo WWF não seja realizado nas proporções sugeridas pelo autor. Uma das metas deste trabalho foi, portanto, aprimorar este parâmetro, de forma a melhor representar as ecorregiões globais.

Enfim, o Quadro 6 apresenta um resumo geral dos indicadores de categoria empregados em cada um dos modelos analisados e a referência para a comparação de impactos.

Quadro 6. Modelos de avaliação de impacto do uso da terra e respectivos indicadores de categoria.

Modelo	Indicadores de categoria (espécies de plantas vasculares)	Referência
Müller-Wenk (<i>Suíça</i>)	% de espécies ameaçadas de extinção	Redução potencial do número de espécies ameaçadas de extinção
Weidema e Lindeijer (<i>Global</i>)	Perda da diversidade de espécies	Número mínimo de espécies de plantas vasculares por 10.000 km ²
Goedkoop e Spriensma (<i>Países Baixos</i>)	Diversidade de espécies	Diversidade de espécies atual, na área de referência
Köllner (<i>Suíça</i>)	Diversidade de espécies, resultante das análises de dano regional e local	Níveis históricos ou atuais médios da diversidade de espécies
Vogtländer <i>et al.</i> (<i>Países Baixos</i>)	Diversidade de espécies	Número de espécies de plantas vasculares por km ²
	Raridade de ecossistemas	Valor botânico de 1km ² de ecossistema
Schmidt (<i>Dinamarca e Malásia e Indonésia</i>)	Diversidade de espécies	Níveis históricos ou atuais médios da diversidade de espécies
Michelsen (<i>Noruega</i>)		

SEÇÃO IV. MATERIAIS E MÉTODOS

6 MODELO CONCEITUAL

Neste capítulo é apresentado o mecanismo ambiental desenvolvido de forma a permitir a escolha dos parâmetros adequados para o cálculo dos fatores de caracterização dos impactos do uso da terra, segundo indicadores de biodiversidade.

6.1 ANÁLISE DO MECANISMO AMBIENTAL DE IMPACTOS

Na análise do mecanismo ambiental envolvendo os impactos do uso da terra sobre a biodiversidade (Figura 28), podem ser identificados dois grupos ecológicos afetados: (i) espécies; e (ii) ecossistemas⁵⁴.

Quatro fatores fundamentais determinam o grau de impacto sobre ecossistemas: (i) fragmentação; (ii) degradação; (iii) conversão de áreas de habitat; e (iv) redução de blocos de habitat⁵⁵. Eles aumentam a vulnerabilidade de ecossistemas e podem, ou não, gerar a sua escassez.

Com relação às espécies, dois aspectos fundamentais são destacados: (i) a perda de espécies endêmicas e não-endêmicas ou (ii) o simples aumento do risco de extinção dessas espécies.

Como este trabalho tem, como uma de suas finalidades, o cálculo de fatores de caracterização com base em indicadores de biodiversidade, os danos são refletidos em termos da perda da biodiversidade global, principalmente representada pela perda de espécies endêmicas locais e/ou regionais.

Por fim, o resultado é o dano à qualidade de ecossistemas, em termos da perda de biodiversidade local e/ou regional e global.

⁵⁴ O termo “ecossistema” é utilizado para representar todas as interações e associações estabelecidas entre espécies, seus habitats e nichos ecológicos, os padrões de comunidade e distribuição de espécies.

⁵⁵ Estes fatores são empregados na definição do estado de conservação dos ecossistemas globais.

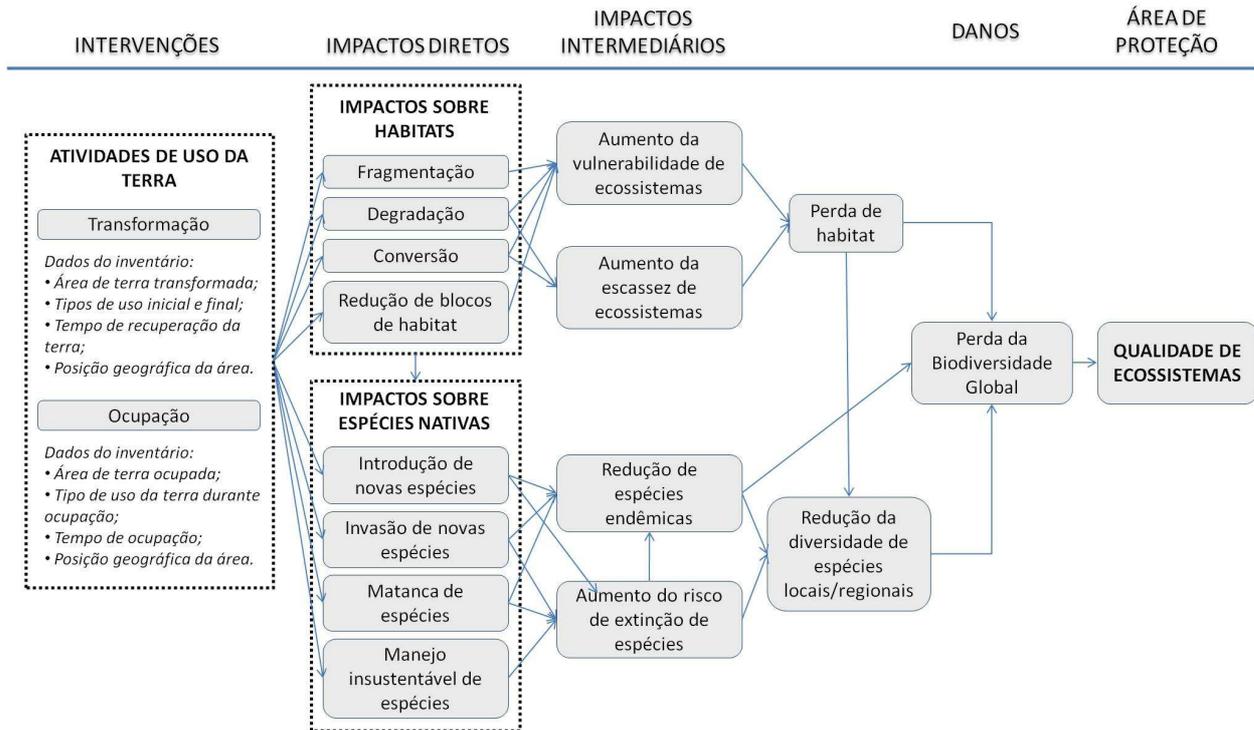


Figura 28. Esquema do mecanismo ambiental, considerando os impactos do uso da terra sobre a biodiversidade.

6.2 APRESENTAÇÃO DA ESTRUTURA DO MODELO

Este item esclarece a metodologia empregada para o cálculo dos fatores de caracterização do uso da terra, segundo indicadores de biodiversidade, para o Brasil. A Figura 29 apresenta um esquema das etapas realizadas.



Figura 29. Etapas metodológicas para o cálculo dos fatores de caracterização.

A partir do Capítulo 7 o modelo desenvolvido é apresentado. Esse Capítulo apresenta sua estrutura fundamental, ou seja, os elementos básicos sobre quais os parâmetros serão empregados para o cálculo dos fatores de caracterização. É também apresentada a forma de distinção entre os impactos de transformação e ocupação.

O Capítulo 8 apresenta os parâmetros propostos para a modelagem, os quais resultam, principalmente, da análise dos modelos existentes e da construção do mecanismo ambiental de impactos do uso

da terra. Os parâmetros são divididos em dois grupos: (i) aqueles relacionados a espécies e (ii) aqueles que tangem os ecossistemas, em termos de habitat. Neste caso, como poderá ser averiguado, as ecorregiões foram as unidades de resolução espacial empregadas no modelo. Os resultados dos cálculos também são apresentados. A discussão dos mesmos é apresentada em uma próxima seção: Resultados e Discussão.

7 DEFINIÇÃO DA ESTRUTURA FUNDAMENTAL DO MODELO

Neste Capítulo são apresentados os elementos básicos pertencentes à estrutura do modelo de caracterização proposto. São, portanto, definidos:

- (i) a escala de resolução espacial do modelo (*item 7.1*);
- (ii) a classificação dos usos da terra no Brasil (*item 7.2*);
- (iii) a situação de referência de uso da terra (*item 7.3*);
- (iv) as espécies empregadas no modelo (*item 7.4*);
- (v) a distinção entre os impactos de transformação e ocupação (*item 7.5*).

Posteriormente são apresentadas algumas premissas fundamentais, necessárias à compreensão da modelagem.

7.1 DEFINIÇÃO DA ESCALA DE RESOLUÇÃO ESPACIAL DO MODELO

Segundo Olson *et al.* (2001), o planeta contém oito grandes domínios biogeográficos (Figura 30): (i) Neoártico (**NA**); (ii) Paleártico (**PA**); (iii) Neotropical (**NT**); (iv) Afrotropical (**AT**); (v) Indo-Malásia (**IM**); (vi) Australásia (**AA**); (vii) Antártico (**AN**); e (viii) Oceania (**OC**).

Esses domínios representam regiões extensas com características biológicas evolucionárias semelhantes. Entretanto, o padrão de distribuição de espécies e os tipos de vegetação não são uniformes.

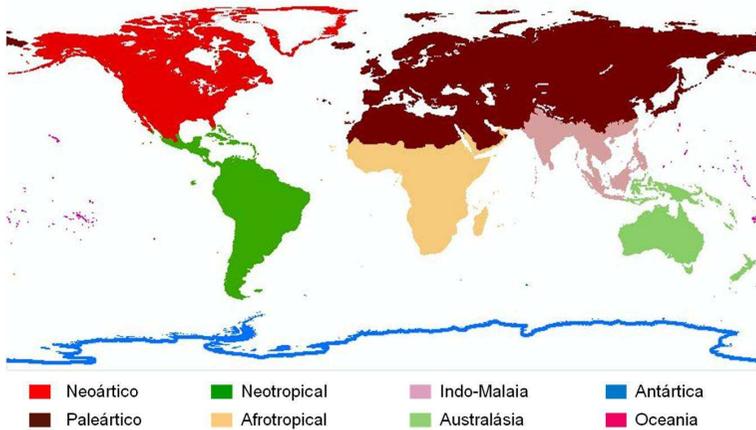


Figura 30. Domínios biogeográficos terrestres.

Fonte: Adaptado de Olson *et al.* (2001)

Para cada um desses domínios, foram definidos, pelo WWF, 14 ecozonas (OLSON *et al.*, 2001): (i) Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas (**01**); (ii) Florestas Tropicais e Subtropicais Secas (**02**); (iii) Florestas Tropicais e Subtropicais de Coníferas (**03**); (iv) Floresta Decídua Temperada (**04**); (v) Floresta Temperada de Coníferas (**05**); (vi) Floresta Boreal/Taiga (**06**); (vii) Pradarias, Estepes e Savanas Tropicais e Subtropicais (**07**); (viii) Pradarias, Estepes e Savanas de clima temperado (**08**); (ix) Savanas e Campos Inundados (**09**); (x) Pradarias e Estepes de Montanha (**10**); (xi) Tundra (**11**); (xii) Floresta Mediterrânea Densa de Arbustos (**12**); (xiii) Desertos e Estepes Xéricas (**13**); e (xiv) Manguezais (**14**). Cada uma dessas pode ser encontrada em cada um dos oito domínios biogeográficos, mas com padrões diversos de vegetação e composição de espécies. A Figura 31 apresenta sua distribuição pelo planeta.

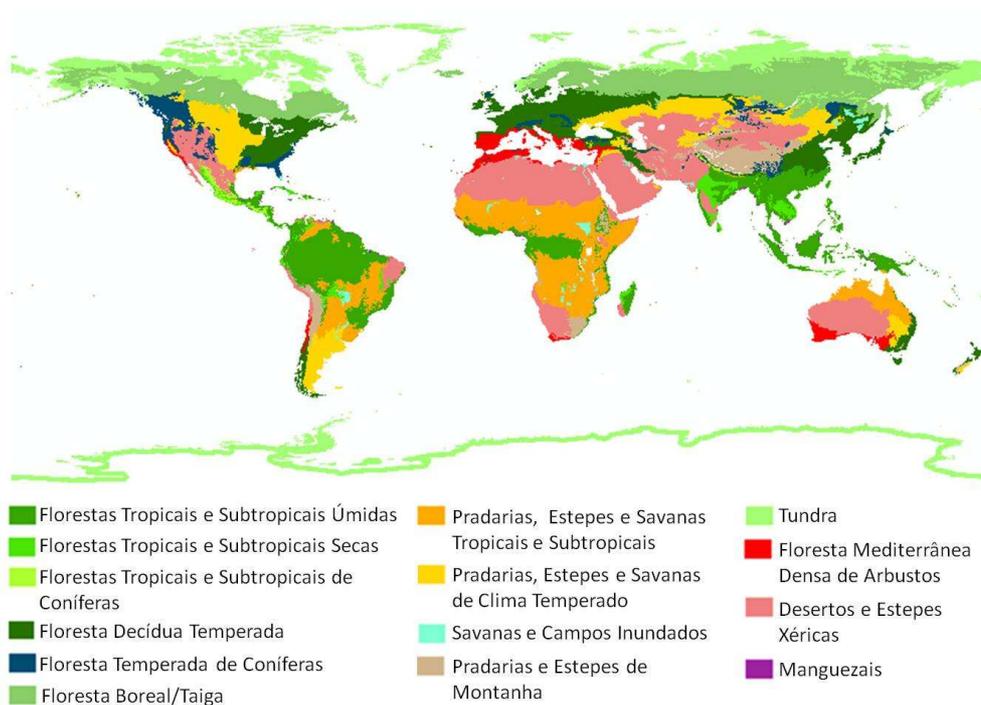


Figura 31. Distribuição das ecozonas terrestres.

Fonte: Adaptado de Olson *et al.* (2001)

Segundo Olson *et al.* (2001) cada uma dessas ecozonas é ainda subdividida em 867 unidades menores, denominadas ecorregiões. Uma ecorregião pode ser definida como uma porção de terra ou água que comporta um agrupamento de condições ambientais, comunidades naturais e espécies distinto (OLSON; DINERSTEIN, 1998). Por condições ambientais, entendem-se os processos bióticos, como a distribuição de espécies e comunidades, e abióticos, como clima e geomorfologia. Desta forma, nessas unidades ecológicas, a interação de processos ecológicos e evolucionários ocorre de forma particular. Olson e Dinerstein (1998) destacam que as ecorregiões globais apresentam um importante papel na conservação de espécies.

A escolha por ecorregiões, como unidade espacial deste trabalho, baseia-se em seu caráter distintivo em termos de distribuição de animais e plantas, tipos de vegetação e condições climáticas. Em especial, as ecorregiões, definidas pelo WWF, foram definidas com base em aspectos relacionados à biodiversidade, como endemismo, riqueza e evolução de espécies e raridade de ecossistemas (OLSON *et al.*, 2001). Além disso, é importante destacar que, na atualidade, informações como (i) o número de espécies presentes e seu grau de endemismo; (ii) o estado de conservação dos ecossistemas; e (iii) o grau de ameaça à espécies estão disponíveis para essas unidades.

No Brasil, segundo informações obtidas por meio da intersecção da superfície do território brasileiro com dados do WWF⁵⁶ e do WWF-Brasil⁵⁷, foram identificadas 44 ecorregiões (APÊNDICE A). Estas serão as unidades de resolução espacial utilizadas na modelagem de uso da terra neste trabalho. A Figura 32 apresenta um esquema representativo dos seis biomas definidos pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2010)⁵⁸; das quatro ecozonas definidas segundo dados do WWF (ver Nota de rodapé 56); e das ecorregiões identificadas no território brasileiro.

⁵⁶ WWF. World Wildlife Fund. *WWF Species Finder*. Disponível em <<http://gis.wwfus.org/wildfinder/>>. Acesso em 24 jun. 2010.

⁵⁷ WWF-Brasil. World Wildlife Fund - Brasil. *Biomas Brasileiros*. Disponível em <http://www.wwf.org.br/informacoes/questoes_ambientais/biomas/>. Acesso em 03 mai. 2010.

⁵⁸ Os biomas definidos pelo MMA diferem um pouco daqueles definidos pelo WWF-Brasil. Neste último, são consideradas três áreas de transição entre Amazônia, Cerrado e Caatinga, além do bioma “zona costeira”, considerado à parte da Mata Atlântica. Entretanto, para efeito de representação, foram apresentados, na Figura 32, os biomas definidos pelo MMA.

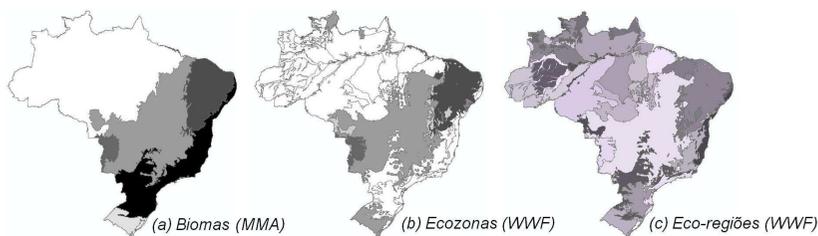


Figura 32. Representação da divisão do território brasileiro em (a) biomas ou (b) ecozonas e em (c) ecorregiões.

Em (a), os biomas representados são: (i) Amazônia; (ii) Cerrado; (iii) Pantanal; (iv) Caatinga; (v) Mata Atlântica; e (vi) Pampa. Em (b) são representadas as ecozonas, segundo o World Wildlife Fund: (i) Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas; (ii) Pradarias, Estepes e Savanas Tropicais e Subtropicais; (iii) Pradarias Inundadas e Savanas; (iv) Desertos e estepes xéricas. As ecorregiões brasileiras, definidas pelo WWF e empregadas como unidade de resolução espacial neste trabalho, são apresentadas no APÊNDICE A.

7.2 IDENTIFICAÇÃO DA CLASSIFICAÇÃO DOS TIPOS DE USO DA TERRA NO BRASIL

A classificação dos usos da terra no Brasil é estabelecida pelo IBGE (2006), tendo-se como base, estudos históricos de cobertura e uso da terra no Brasil⁵⁹ e a própria base europeia CORINE. Os dados utilizados neste trabalho, disponibilizados pelo IBGE já em formato *shapefile*⁶⁰, são apresentados na escala 1:250.000⁶¹.

⁵⁹ Os estudos acerca do uso da terra no Brasil tiveram início na década de 30, com as viagens de reconhecimento de território e estudos sobre a colonização. Entretanto, somente a partir da década de 70 observou-se um avanço representativo em termos de classificação dos tipos de uso da terra (IBGE, 2006).

⁶⁰ O “*shapefile*” é um formato de dados, utilizado em sistemas de informação geográfica, o qual armazena informações acerca de aspectos espaciais (pontos, linhas, polígonos) de um conjunto de dados, sob a forma de vetores (ESRI, 1998).

⁶¹ Segundo o IBGE (2006), as escalas entre 1:50.000 e 1:750.000 são utilizadas com objetivos de planejamento regional, nacional e estadual. Esta escala é adequada aos objetivos deste trabalho.

A Figura 33 apresenta um exemplo de mapeamento do uso da terra para o estado do Rio Grande do Sul, produzido e disponibilizado pela Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2009), nos formatos de arquivos vetoriais e digitais, em escala 1:250.000.

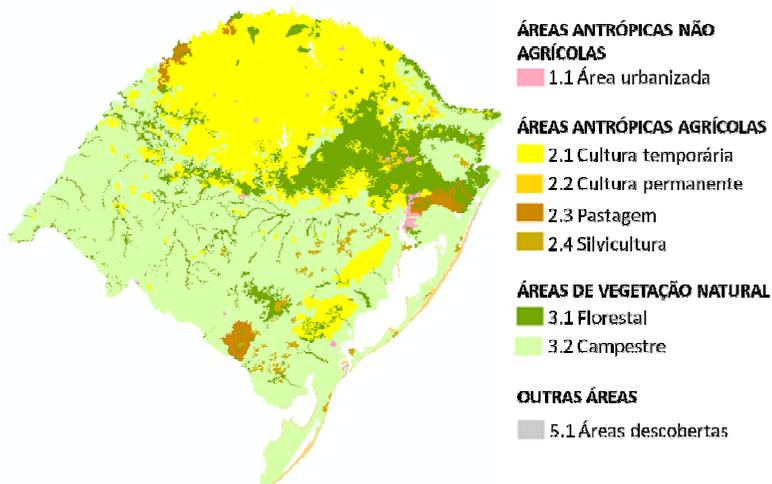


Figura 33. Mapeamento do uso da terra no estado do Rio Grande do Sul, de acordo com os tipos de uso do solo definidos pela Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

Fonte: IBGE (2009)

As classes de cobertura e uso da terra no Brasil são divididas em três níveis (Quadro 7). O **Nível I** contém as classes (i) áreas antrópicas não-agrícolas; (ii) áreas antrópicas agrícolas; (iii) áreas de vegetação natural; (iv) água; e (v) outras áreas. Ele apresenta as principais categorias da cobertura terrestre presentes no planeta, em escala nacional e inter-regional, as quais podem ser identificadas por sensores remotos (IBGE, 2006).

O **Nível II** contém as subclasses dos níveis anteriores e apresentam informações da cobertura e uso da terra em escala mais regional. Além de sensores remotos, são empregados dados complementares, como levantamentos de campo.

O terceiro nível, o **Nível III**, mais detalhado, é mais bem empregado em análises locais, uma vez que apresenta características

específicas, decorrentes de inventário e informações coletadas localmente. Este nível de detalhamento não é de interesse neste trabalho, uma vez que são realizadas apenas análises regionais. Os dados de biodiversidade, de natureza confiável, disponíveis para o Brasil e utilizados neste trabalho são também de caráter regional.

Quadro 7. Classes da cobertura e do uso da terra no Brasil

Nível I	Nível II
1. Áreas Antrópicas Não Agrícolas	1.1 Área Urbanizada
	1.2 Área de Mineração
2. Áreas Antrópicas Agrícolas	2.1 Cultura Temporária
	2.2 Cultura Permanente
	2.3 Pastagem
	2.4 Silvicultura
3. Áreas de Vegetação Natural	3.1 Florestal
	3.2 Campestre
4. Água	4.1 Corpos d'água continentais
	4.2 Corpos d'água costeiros
5. Outras Áreas	5.1 Águas descobertas

Fonte: IBGE (2006)

As **áreas antrópicas não agrícolas** incluem áreas urbanizadas e áreas de mineração. Sob as áreas urbanas, definem-se, no Nível III, (i) as metrópoles, (ii) as cidades e vilas; (iii) os complexos industriais; (iv) as áreas comerciais e de serviços; (v) a infra-estrutura de transportes e comunicação. As áreas de mineração incluem (i) as áreas de extração mineral; (ii) as lavras; (iii) as minas; e (iv) as áreas de garimpo (IBGE, 2006).

As **áreas antrópicas agrícolas** compreendem as terras utilizadas para produtos do agronegócio, tais como a produção de alimentos. Segundo publicação do IBGE (2006), estão incluídas nesta classe, as culturas temporárias, as permanentes, as áreas de pastagens plantadas e silvicultura.

As **áreas de vegetação natural** incluem as áreas florestais e campestres, em diversos estágios de sucessão. Estão também incluídas nessa categoria, áreas de extrativismo vegetal, terras indígenas e unidades de conservação.

A quarta classe de uso, **Água**, não é incluída no modelo de uso da terra deste trabalho, por razões óbvias. A quinta classe corresponde a

outras áreas, tais como as **áreas descobertas**, as quais não se enquadram nas classificações anteriores.

7.3 DEFINIÇÃO DA SITUAÇÃO DE REFERÊNCIA DO USO DA TERRA

Como referência para a comparação dos impactos resultantes do uso da terra, optou-se por utilizar a situação próxima do natural, definida por cenários de recuperação da terra: a vegetação natural potencial. Os tempos de recuperação estimados para cada um dos biomas do Brasil serão apresentados juntamente aos parâmetros compreendidos no modelo no Capítulo 8.

7.4 DEFINIÇÃO DAS ESPÉCIES EMPREGADAS NO MODELO

As espécies empregadas neste trabalho incluem organismos terrestres, vertebrados, do Reino *Animalia* e Filo *Chordata*⁶². Quando se menciona “riqueza de espécies”, são consideradas apenas as espécies nativas. Desta forma, espécies mantidas através da intervenção humana, como atividades de agricultura, não são consideradas.

A avaliação proposta utiliza dados de espécies de vertebrados pertencentes às classes: (i) *Mammalia* (mamíferos); (ii) *Reptilia* (répteis); (iii) *Aves*; e (iv) *Amphibia* (anfíbios).

Um dos objetivos principais deste trabalho consiste na utilização de dados que estejam, em sua grande parte, disponíveis em escala global, de forma que se torne mais fácil, a adaptação do modelo proposto a outras regiões do planeta. Desta forma, optou-se pela utilização de dados de espécies listadas pelo WWF (WWF, 2009), o qual disponibiliza dados de espécies para cada uma das ecorregiões do planeta.

Os dados disponíveis compreendem o (i) número total de espécies, (ii) o número de espécies endêmicas; e (iii) a classificação do status das espécies, de acordo com as Listas Vermelhas da IUCN. Estas informações estão associadas a cada uma das ecorregiões globais, para

⁶² A classe “peixes” não foi considerada, pois neste trabalho trata-se apenas de espécies terrestres.

as quais estão disponíveis suas respectivas áreas, em [km²] e o domínio biogeográfico ao qual pertencem. É importante mencionar que a maioria dos autores de modelos de uso da terra utiliza “plantas vasculares” como espécies representantes de outras espécies, na modelagem. Entretanto, neste trabalho, optou-se pelo emprego de dados de espécies de vertebrados, os quais se encontram disponíveis de forma mais genérica, mas globalmente, de forma a facilitar a sua adaptação a outros países ou regiões.

7.5 A DISTINÇÃO ENTRE OS IMPACTOS DE TRANSFORMAÇÃO E OCUPAÇÃO

Neste trabalho, a distinção entre os impactos de transformação e ocupação será realizada segundo Milà i Canals *et al.* (2007) e EC (2010), como apresentado na Figura 11 no Capítulo 4. A mesma figura é reproduzida a seguir (Figura 34), de forma a facilitar a sua visualização. Entretanto, durante a ocupação da terra, considera-se que não haja mudança na qualidade da terra, segundo o indicador de biodiversidade.

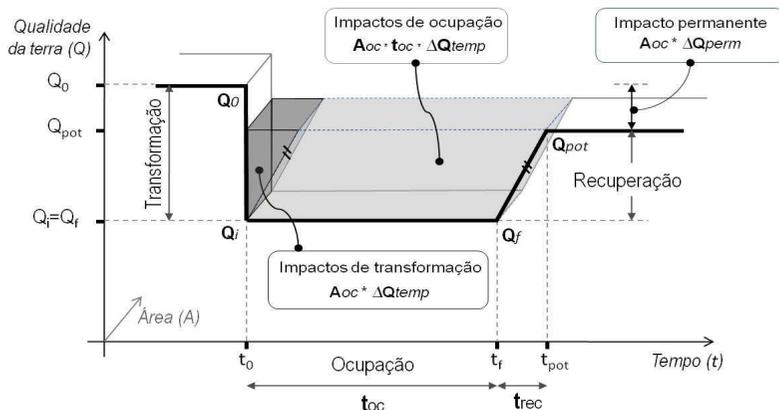


Figura 34. Esquema da distinção entre os impactos devido à transformação e ocupação da terra, empregada neste trabalho.

Fonte: Adaptado de Milà i Canals *et al.* (2007) e Weidema e Lindeijer (2001).

Desta forma, o cálculo dos impactos de ocupação (I_{oc}) obedecerá à fórmula de cálculo representada pela Eq. [7.1]. A_{oc} é a área ocupada, t_{oc} é o tempo de ocupação e FC_{oc} é o fator de caracterização calculado para cada uma das ecorregiões, de acordo com os parâmetros a serem apresentados no Capítulo 8. A mudança de qualidade ocorrida na área, devido ao impacto à biodiversidade regional é representada por ΔQ , ou seja, os impactos resultantes de transformação e ocupação, considerados reversíveis.

$$\begin{aligned} I_{oc} &= A_{oc} \cdot t_{oc} \cdot FC_{oc} = A_{oc} \cdot t_{oc} \cdot \Delta Q \\ I_{oc} &= A_{oc} \cdot t_{oc} \cdot (Q_{pot} - Q_{oc}) \end{aligned} \quad [7.1]$$

Q_{pot} é a qualidade potencial da terra, atingida após o processo de recuperação natural, Q_{oc} é a qualidade da terra, durante a ocupação; e θ_{rec} é o fator (tangente) que reflete a duração da recuperação da terra.

De acordo com o esquema apresentado na Figura 34, pode-se observar que os impactos referentes às atividades de transformação (I_{trans}) correspondem à área de um triângulo de base t_{rec} e altura ΔQ . A terceira dimensão, A_{oc} , também é adicionada ao cálculo, de forma semelhante à equação utilizada para o cálculo dos impactos de ocupação. Desta forma, a Eq. [7.2] expressa a fórmula de cálculo para I_{trans} . Nesta equação, t_{rec} indica o tempo de recuperação da terra.

$$\begin{aligned} I_{trans} &= A_{oc} \cdot FC_{trans} = A_{oc} \cdot t_{rec} \cdot \frac{1}{2} \Delta Q \\ I_{trans} &= A_{oc} \cdot t_{rec} \cdot \frac{1}{2} (Q_{pot} - Q_{oc}) \end{aligned} \quad [7.2]$$

FC_{trans} é o fator de caracterização para impactos de transformação e t_{rec} representa o tempo de recuperação da terra, segundo o ecossistema impactado e o tipo de uso.

Por fim, os impactos permanentes (I_{perm}), ou seja, os danos ocasionados ao ecossistema, são calculados através da Eq. [7.3]. Eles representam as espécies extintas ou extintas na natureza, utilizadas no cálculo da perda da qualidade da terra, em termos dessas espécies (ΔQ_{perm}).

$$I_{perm} = A_{oc} \cdot FC_{perm} = A_{oc} \cdot t_{oc} \cdot \Delta Q_{perm} \quad [7.3]$$

7.6 PREMISSAS ADOTADAS NA DEFINIÇÃO DA ESTRUTURA DO MODELO

Para compreender um pouco mais o funcionamento do modelo, é importante destacar sete premissas principais, adotadas na definição da sua estrutura. São elas:

1. Considera-se uma delimitação de ecorregiões, baseadas em seus limites geográficos, segundo dados do WWF. Desta forma, o modelo trabalha com o conceito de “comunidades fechadas”, ou seja:

- o modelo simplifica os efeitos de borda e as áreas de transição existentes, tanto entre ecorregiões, como entre biomas;
- considera-se que as espécies catalogadas para uma determinada ecorregião, não transitem para outra ecorregião vizinha;

2. A princípio, todas as espécies são tratadas como iguais. Isto indica que não serão tratadas informações individuais acerca de espécies. Foram considerados, apenas, os fatores relacionados ao endemismo (número de espécies endêmicas em relação ao total de espécies de uma ecorregião) e o grau de ameaça a espécies (segundo classificação da IUCN).

3. Não foram tratadas, de forma diferenciada, as diferentes classes do Filo *Chordata*, cujos dados foram empregados neste trabalho.

4. A relação existente na cadeia alimentar não é tratada neste trabalho. Portanto, não são avaliadas as conseqüências resultantes da extinção ou ameaça a uma determinada espécie, frente a outras. Certamente, uma futura análise da biodiversidade funcional de cada uma das áreas seria de grande riqueza para o aprimoramento desta proposta.

5. Assume-se que o grau de ameaça às espécies ocorra em virtude de alterações no uso da terra em decorrência de atividades humanas. Esta premissa provém do conhecimento de que o uso da terra seja um dos principais fatores de impacto aos ecossistemas terrestres e a sua biodiversidade local, regional e global (ESTIS, 2009; IIASA, 2009; SALA *et al.*, 2000).

6. Assume-se que, após a recuperação vegetativa de uma área (situação de referência do uso da terra), a biodiversidade seja restabelecida na unidade de resolução espacial. A exceção se refere às espécies em extinção ou em extinção na natureza. Portanto, não se considera o tempo de adaptação, nem de reprodução das diferentes espécies. Uma vez que as espécies são tratadas como “iguais” (ver premissa 2), não foram coletadas informações específicas para cada uma delas.

7. Não são avaliados os efeitos de interação biótica. Ou seja, não é analisada a competição intra- e inter-espécies em uma mesma área, em decorrência do aumento da vulnerabilidade de uma ecorregião, nem mesmo a competição entre espécies nativas e espécies invasoras, em consequência de processos de degradação.

Tendo sido apresentadas as premissas fundamentais para o esclarecimento do funcionamento do modelo teórico, segue-se, no próximo Capítulo, à apresentação dos parâmetros empregados no cálculo dos fatores de caracterização.

8 CÁLCULO DOS FATORES DE CARACTERIZAÇÃO DO USO DA TERRA

De forma a realizar o cálculo dos fatores de caracterização de uso da terra (ΔQ), foram propostos parâmetros relacionados tanto à diversidade e endemismo de espécies, como à vulnerabilidade e escassez dos ecossistemas. Em relação a espécies, foram considerados:

- (i) o grau de endemismo de cada ecorregião (*item 8.1.1*);
- (ii) o grau de ameaça às espécies (*item 0*);

No que tange os ecossistemas, foram definidos:

- (iii) o grau de escassez da ecorregião (*item 8.1.4*);
- (iv) o grau de vulnerabilidade da ecorregião (*item 0*);

Em seguida, são estimados os tempos de recuperação da terra (*item 0*) e é realizado o cálculo da qualidade da terra potencial e durante ocupação (*item 8.3*).

- (i) a qualidade da terra durante a ocupação (Q_{oc}) (*item 8.3.1*).
- (ii) a qualidade potencial da terra (Q_{pot}) (*item 8.3.2*)

Por fim, são modelados os impactos resultantes da ocupação e transformação – e impactos permanentes (*item 8.4*) por meio do cálculo dos fatores de caracterização.

8.1 PARÂMETROS PARA A MODELAGEM

8.1.1 O endemismo de espécies

O termo “endemismo” é definido como sendo o “grau no qual, uma determinada área geográfica contém espécies que não ocorram naturalmente em outras áreas” (TOWNSEND; BEGON; HARPER,

2008). Neste trabalho, o conceito de espécies endêmicas é tratado tendo-se, como referência, as ecorregiões (“*endemismo local/regional*”⁶³). Desta forma, para cada uma das quatro classes do filo *Chordata*, avaliadas neste trabalho, foram destacados o número total de espécies e o número de espécies endêmicas. A principal motivação para a inclusão deste parâmetro se deve à estreita relação entre o grau de endemismo e as condições que permitem a sobrevivência dessas espécies.

Desta forma, tornou-se necessário realizar a distinção entre o grau de importância entre espécies endêmicas e não endêmicas. De maneira a solucionar este aspecto, a riqueza de espécies endêmicas (S_{End}), de cada uma das categorias da Lista Vermelha de espécies, foi multiplicada pela percentagem dessas espécies em relação ao número total de espécies naquela categoria e em uma dada ecorregião (Eq. [8.1]).

$$F_{End} = \frac{S_{End}}{S_{Tot}} + 1, \text{ para } S_{Tot} \neq 0 \quad [8.1]$$

Portanto, F_{END} ⁶⁴ é o fator que indica o grau de endemismo, de um número total de espécies (S_{Tot}) contidos em uma determinada ecorregião. Este valor, portanto, varia de 1 a 2, ou seja $1 \leq F_{End} \leq 2$. Para casos em que o número total de espécies de uma ecorregião seja nulo, considera-se F_{End} igual a 1.

Para as espécies não-endêmicas, o fator atribuído é igual a 1, ou seja, $F_{NEnd}=1$.

A Tabela 16 apresenta quatro exemplos de cálculo dos fatores de endemismo (F_{End} e F_{NEnd}), de forma a facilitar a compreensão.

⁶³ Espécies presentes somente em uma determinada área, em relação à área total da superfície terrestre.

⁶⁴ Neste trabalho, F_{END} representa o termo geral para expressar o fator de endemismo para todas as espécies. F_{End} e F_{NEnd} são, respectivamente, os fatores de endemismo para espécies endêmicas e o fator de endemismo para espécies não-endêmicas.

Tabela 16. Exemplos de cálculo dos fatores de endemismo (F_{End} e F_{NEnd}), para anfíbios, em quatro ecorregiões do Brasil, classificados na categoria da Lista Vermelha “Em Perigo”.

Ecorregião	Filó: <i>Chordata</i> , Classe: <i>Amphibia</i>			Fator de Endemismo	
	Categoria da Lista Vermelha: EN (Em Perigo)			F_{End}	F_{NEnd}
	Nº de espécies endêmicas (S_{End})	Nº de espécies não endêmicas (S_{NEnd})	Nº total de espécies (S_{Tot})		
Florestas Úmidas de Araucária	1	1	2	1,50	1,00
Florestas do Interior da Bahia	0	1	1	1,00	1,00
Várzea de Marajó	0	0	0	1,00	1,00
Florestas Úmidas do Alto Paraná	1	3	4	1,25	1,00

8.1.2 O grau de ameaça às espécies

O grau de ameaça a espécies de cada uma das quatro classes do filo *Chordata* foi avaliado segundo as categorias da Lista Vermelha de espécies da IUCN (IUCN, 2001). A Figura 35 apresenta a estrutura das categorias.

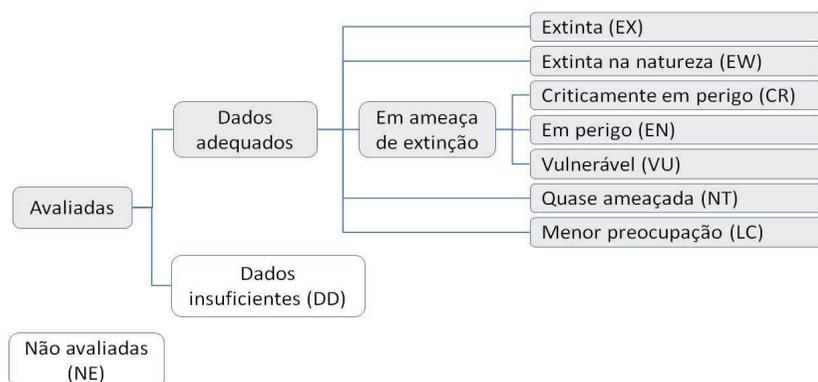


Figura 35. Esquema das categorias das Listas Vermelhas da IUCN.

Fonte: IUCN (2001)

A classificação de espécies em cada uma dessas categorias da Lista Vermelha IUCN é realizada por meio da análise de cinco critérios. Estes são relacionados principalmente ao tamanho e à redução do tamanho da população; à extensão da ocorrência ou área de ocupação pelas espécies; e à probabilidade de extinção de espécies na natureza (IUCN, 2001).

Uma espécie é considerada “extinta” quando não restam dúvidas de que o último indivíduo, a ela pertencente, tenha morrido. Quando “extinta na natureza”, há evidências de que existam apenas exemplares em cativeiro ou em populações naturalizadas. Três dessas categorias são consideradas em ameaça de extinção, de maior a menor grau: (i) criticamente em perigo; (ii) em perigo; e (iii) vulnerável. Na categoria “quase ameaçada” se enquadram as espécies que se encontram quase ameaçadas ou as quais podem, em um futuro próximo, serem consideradas em ameaça de extinção. A maioria das espécies, entretanto, é considerada como sendo de “menor preocupação”, ou seja, não se enquadram em nenhuma das quatro categorias anteriores a ela, com maior grau de risco (IUCN, 2001).

Como se pode observar, as espécies em categorias de mais alto grau na escala das Listas Vermelhas da IUCN são aquelas com maior chance de contribuir para a perda da biodiversidade local e/ou regional. Quando endêmicas, os impactos assumem proporções não somente locais e/ou regionais, mas globais.

A ponderação das categorias da Lista Vermelha IUCN

De forma a melhor avaliar o grau de impactos ocasionados à biodiversidade, tornou-se fundamental a atribuição de pesos às diversas categorias de ameaça a espécies, definidas pela IUCN.

Segundo pesquisa realizada por Butchart *et al.* (2005), são propostas duas abordagens para avaliar o crescente grau de extinção entre as espécies classificadas em diferentes categorias.

A primeira abordagem, denominada “*Equal-steps*” atribui pesos crescentes, de 0 a 5, para cada uma das categorias de risco (Tabela 17): (i) “0” para “espécies de menor preocupação” (*LC*); (ii) “1” para espécies “quase ameaçadas” (*NT*); (iii) “2” para espécies “vulneráveis ao risco de extinção” (*IU*); (iv) 3 para espécies “em perigo de serem extintas” (*EN*); (v) “4” para espécies criticamente em perigo (*CR*); e (vi) “5” para espécies extintas na natureza (*EW*) ou extintas (*EX*). Esta

ponderação ordinal permite uma diferenciação semelhante entre duas diferentes categorias da Lista Vermelha.

Entretanto, quando se trata de tendência ao risco de extinção, torna-se claro que o risco é relativamente mais elevado quando uma espécie já se enquadra em categorias de maior risco, tal como “CR” do que categorias de menor risco, como “LC” (BUTCHART *et al.*, 2004). Desta forma, uma segunda abordagem foi avaliada, baseada no risco de extinção de espécies: “*Extinction Risk*⁶⁵”. Neste caso, uma maior importância é dada às categorias de espécies mais próximas ao risco de extinção. Os pesos atribuídos às várias categorias são igualmente apresentados na Tabela 17.

A perda de espécies real ou potencial (diversidade genética) recebe uma maior ponderação na segunda abordagem, enquanto a primeira avalia, principalmente, as mudanças ocorridas nas categorias de espécies menos ameaçadas.

Tabela 17. Duas abordagens empregadas na ponderação (WCAT) de cada uma das categorias da Lista Vermelha de Espécies da IUCN, segundo Butchart *et al.* (2005).

Categorias IUCN^(a) (CAT)	Simbologia para WCAT	Abordagem “Equal-Steps” (WCAT)	Abordagem “Extinction- Risk” (WCAT)
Menor Preocupação (LC)	WLC	1 ^(b)	-
Quase Ameaçada (NT)	WNT	1	0,0005
Vulnerável (VU)	WVU	2	0,005
Em Perigo (EN)	WEN	3	0,05
Criticamente em perigo (CR)	WCR	4	0,5
Extinta na natureza (EW)	WEW	5	1,0
Extinta (EX)	WEX	5	1,0

(a) A tradução dos termos da lista vermelha de espécies, para o português, é dada pelo Ministério do Meio Ambiente (MACHADO; DRUMMOND; PAGLIA, 2008)

(b) O valor “1” foi atribuído para todas as outras espécies classificadas em outras categorias que aquelas apontadas nesta tabela, como “Dados Insuficientes” e “Não avaliadas”. Esta decisão foi tomada de forma a não excluir as outras espécies listadas nas Listas Vermelhas.

⁶⁵ Em português, a tradução do termo corresponderia a “Abordagem segundo Risco de Extinção”

Neste trabalho optou-se por empregar a abordagem “*Equal Steps*”, de forma a não acrescentar uma maior tendência em relação às espécies em vias de extinção e tratar a transição de um grupo a outro de forma semelhante.

8.1.3 A riqueza de espécies ponderada

Tendo sido definidos os parâmetros de ameaça a espécies e endemismo, procedeu-se ao cálculo da primeira fração do indicador de categoria: a soma ponderada da riqueza de espécies.

Esta soma foi realizada de acordo com o peso atribuído a cada uma das categorias das Listas Vermelhas e ao fator de endemismo exposto no item 8.1.1. O cálculo para os conjuntos de espécies endêmicas foi realizado à parte daquele realizado para o restante de espécies, não-endêmicas, presentes em cada ecorregião, devido à diferença nos fatores de endemismo. As espécies classificadas em “extintas (EX)” e “extintas na natureza (EW)” não foram incluídas no cálculo dos impactos de ocupação e transformação, mas no cálculo dos impactos permanentes. Considera-se que essas categorias de espécies não retornem ao ecossistema, após a recuperação do mesmo.

A Eq. [8.2] apresenta a fórmula geral para a soma ponderada da riqueza de espécies ($S_{END,j-W^{66}}$), empregada na modelagem de impactos de ocupação e transformação neste trabalho.

$$S_{END,j-W} = \sum \left(S_{END,j,CAT} \cdot \frac{1}{W_{CAT}} \cdot F_{END,j,CAT} \right) \quad [8.2]$$

O cálculo envolveu, para cada uma das categorias da Lista Vermelha (CAT):

(i) a riqueza de espécies ($S_{END,j,CAT}$) presentes em cada uma das ecorregiões (“ j ”): $S_{End,j}$, para espécies endêmicas e $S_{NEnd,j}$ para não-endêmicas,

(ii) o fator de endemismo ($F_{END,j,CAT}$): F_{End} para espécies endêmicas e $F_{NEnd,j}$, para espécies não endêmicas; e

⁶⁶ S_{END} é utilizado, neste trabalho, como um termo geral, representativo de S_{End} ou S_{NEnd} . O mesmo se aplica a F_{END} .

(iii) o peso atribuído a cada uma das categorias da Lista Vermelha de Espécies (*WCAT*), apresentadas na Figura 35 e na Tabela 17.

A unidade resultante de $SEND_{i-W}$ ($SEND_{j-W}$ ou $SNEND_{j-W}$) é dada em [espécies-equivalentes].

Para o cálculo dos impactos permanentes, ΔQ_{perm} , (Eq. [8.3]), foram empregadas a riqueza de espécies das categorias (i) “extinta ($SEND_{j,EX}$)” e (ii) “extinta na natureza ($SEND_{j,EW}$)”.

$$S_{END,j-W} = \left(S_{END,j,EX} \cdot \frac{1}{W_{EX}} \cdot F_{END,j,EX} \right) + \left(S_{END,j,EW} \cdot \frac{1}{W_{EW}} \cdot F_{END,j,EW} \right) \quad [8.3]$$

Como afirmado no item 8.1.1, o fator de endemismo foi calculado para cada uma das categorias da Lista Vermelha de Espécies (ex.: vulnerável), em cada uma das classes de *Chordata* (exceto “peixes”) e para cada uma das ecorregiões. O resultado final obtido para as espécies endêmicas ($SEND_{j-W}$) e não endêmicas ($SNEND_{j-W}$) representa o número de espécies equivalentes, ponderado de acordo com o grau de endemismo e o grau de ameaça a espécies.

8.1.4 O grau de escassez das ecorregiões

O grau de escassez dos ecossistemas (**ES**) foi avaliado de forma semelhante àquela proposta por Weidema (WEIDEMA; LINDEIJER, 2001) e empregada por Michelsen (MICHELSEN, 2008). A extensão de cada uma das ecorregiões analisadas é comparada à maior estrutura ambiental com características ecológicas semelhantes. A comparação foi realizada entre ecorregiões presentes na mesma ecozona, mas em diferentes domínios biogeográficos. Segundo o WWF, grupos semelhantes de espécies já ocorrem em um mesmo domínio biogeográfico, devido a padrões evolutivos (WWF, 2001c). Entretanto, os tipos de vegetação não são uniformes.

A Tabela 18 apresenta as ecorregiões globais utilizadas como referência para a avaliação do grau de escassez das ecorregiões brasileiras, juntamente com respectivas áreas e domínio biogeográfico às quais pertencem.

Tabela 18. Ecorregiões globais utilizadas como referência para a avaliação do grau de escassez das ecorregiões brasileiras.

Ecozona	Ecorregião de referência	Área potencial máxima [km ²]	Domínio Biogeográfico
Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas	Florestas Úmidas do Sudoeste da Amazônia	749.700	Neotropical
Florestas Tropicais e Subtropicais Secas	Chaco	609.600	Neotropical
Pradarias, Estepes e Savanas Tropicais e Subtropicais	Savana de Acácias do Sahel (" <i>Sahelian Acacia Savanna</i> ")	3.053.200	Afrotropical
Pradarias e Savanas Inundadas	Pradarias Inundadas do Sahara (" <i>Saharan Flooded Grasslands</i> ")	179.700	Afrotropical
Desertos e Estepes Xéricas	Deserto do Sahara (" <i>Sahara Desert</i> ")	4.639.900	Paleoártico

Fonte dos dados: WWF (2001b).

O grau de escassez (ES_j) de cada uma das ecorregiões foi calculado segundo a Eq. [8.4], com valores $1 < ES \leq 2$ (mais próximo de "1" para ecorregiões menos escassas e de "2" para mais escassas). $A_{pot,j}$ corresponde a área potencial de cada ecorregião e $A_{pot,max}$ à área potencial das ecorregiões de referência (Tabela 18).

$$ES_j = 2 - \frac{A_{pot,j}}{A_{pot,max}} \quad [\text{adimensional}] \quad [8.4]$$

Os resultados dos cálculos são apresentados no APÊNDICE D, Tabela 46.

8.1.5 O grau de vulnerabilidade das ecorregiões

A perda de habitat naturais não somente acelera a extinção de espécies, mas também representa a perda de biodiversidade⁶⁷ (REID; MILLER, 1989). Desta forma, visando abordar a questão da vulnerabilidade de ecossistemas (EV), utiliza-se, neste trabalho, o conceito de “estado de conservação”, inicialmente definido por Dinerstein *et al.* (1995) e adotado pelo WWF.

O estado de conservação das ecorregiões globais foi determinado por meio da atribuição de valores numéricos (pontos) a cinco parâmetros associados à paisagem natural (DINERSTEIN *et al.*, 1995). São eles: (i) a presença de grandes blocos de habitat original; (ii) a percentagem de habitat restante; (iii) o grau de proteção; (iv) a velocidade de conversão; (v) o grau de degradação e fragmentação. A forma como os valores foram calculados é apresentada no 0. Por meio do estado de conservação de uma ecorregião, é possível avaliar o grau de persistência da biodiversidade a longo termo e a manutenção de processos ecológicos importantes.

Na publicação de Dinerstein *et al.* (1995), os ecossistemas terrestres se encontram divididos em 191 ecorregiões e são cinco os estados de conservação a elas atribuídos (Tabela 19). Entretanto, os dados de espécies obtidos do WWF são fornecidos de acordo com a divisão de ecorregiões mais recente (867 ecorregiões), segundo Olson *et al.* (2001), para as quais apenas três estados de conservação são propostos. A Tabela 19 apresenta a correspondência entre as duas publicações.

⁶⁷ Quando se menciona o termo biodiversidade, subentende-se a diversidade genética, de espécies e do ecossistema, em si.

Tabela 19. Correspondência entre os diferentes estados de conservação (**EsC**) das ecorregiões, atribuídos em 1995 (DINERSTEIN *et al.*, 1995) e em 2001 (OLSON *et al.*, 2001).

Estado de conservação das ecorregiões (EsCi)			
Dados de 1995 (DINERSTEIN <i>et al.</i> , 1995)		Dados de 2001 (OLSON <i>et al.</i> , 2001)	
5	Relativamente intacto	3	Intacto
4	Relativamente estável		Relativamente estável
3	Vulnerável	2	Vulnerável
2	Em perigo	1	Em perigo
1	Crítico		Crítico

Fontes: Dinerstein *et al.* (1995) e Olson *et al.* (2001).

A Figura 36 apresenta as diferentes propostas de divisão de ecorregiões no território brasileiro: (a) a antiga configuração, segundo a publicação de Dinerstein *et al.* (1995); e (b) a atual configuração, de acordo com Olson *et al.* (2001).

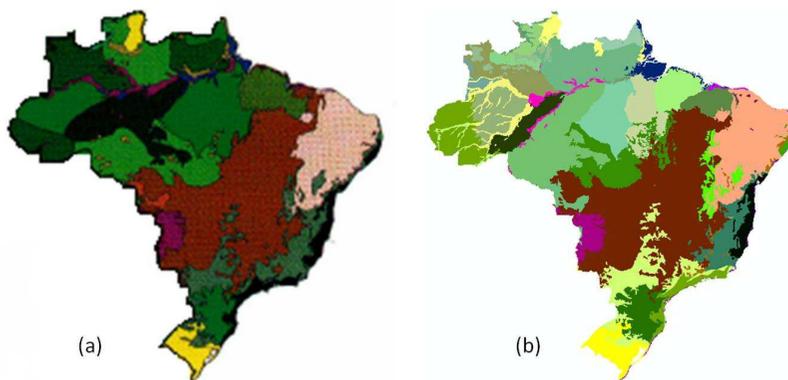


Figura 36. Duas configurações de ecorregiões, em (a) 1995 e (b) 2001 (b).

É importante ressaltar que para a atual divisão (2001) das ecorregiões, os estados de conservação para cada uma delas é conhecido (Tabela 20). Entretanto, a análise realizada para obtê-los - como apresentada para a publicação de 1995 (ver 0) -, não foi publicada e nem se encontra disponível⁶⁸. Por exemplo, para duas ecorregiões que apresentam o estado de conservação “2”, ou seja, vulnerável, não se pode diferenciar, nos dados de 2001, quais delas esteja mais ou menos conservada. Esse foi um dos problemas encontrados neste trabalho.

Para solucioná-lo, foram comparados os valores dos estados de conservação de 1995 e 2001. Desta forma, para as ecorregiões que tiveram os estados de conservação mantidos de 1995 a 2001 (o que significa de **1 ou 2** para **1**; de **3** para **2**; ou de **4 ou 5** para **3**), a soma total dos critérios (pontos) recebida no texto publicado em 1995 (0, Tabela 25) foi aquela utilizada neste trabalho. Por exemplo, as ecorregiões de 1995 com estado de conservação relativamente intacto (5) ou relativamente estável (4), as quais receberam a classificação “intacto ou relativamente estável (3)” em 2001, mantiveram os pontos obtidos.

Tabela 20. Exemplo de dados disponíveis para as publicações de 1995 e 2001.

Segundo Dinerstein <i>et al.</i> (1995) (Os estados de conservação e a soma dos critérios (pontos) estão disponíveis)			Segundo Olson <i>et al.</i> (2001) (Apenas os estados de conservação estão disponíveis)		
Ecorregiões	EsC^(a) 1995	Pontos EsC (Soma de critérios)	Ecorregiões	EsC 2001	Pontos EsC (Soma de critérios)
Floresta Atlântica Costeira do Brasil	1	91	Florestas Costeiras da Bahia	1	N.D. ^(b)
Florestas de Araucária do Brasil	1	100	Florestas Úmidas de Araucária	1	N.D.

(a) **EsC**: Estado de Conservação da ecorregião
(b) **N.D.**: Dados “Não-Disponíveis”

⁶⁸ Foram estabelecidos contatos, via correio eletrônico, com o Dr. Eric Dinerstein, atual cientista chefe e vice-presidente do setor de ciência do WWF, e o Dr. David M. Olson. A informação obtida foi a de que não foi publicada – nem se encontra disponível – a análise realizada para a obtenção da atual pontuação do estado de conservação definidos para a configuração de ecorregiões definida por Olson *et al.* (2001).

Para as ecorregiões que tiveram o estado de conservação alterado, foi atribuído um novo valor (“**Pontos EsC**”) referente à soma de critérios (Tabela 21), resultante da média das somas para o novo estado de conservação, ou seja (i) Intacto ou Relativamente estável: 18 (média dos valores de 00 a 36); (ii) vulnerável: 50 (média dos valores de 37 a 64); e (iii) Em perigo ou crítico: 82 (média de 65 a 100).

Tabela 21. Novos valores atribuídos à soma de critérios, para aquelas ecorregiões que tiveram o grau de conservação alterado de 1995 a 2001.

EsC 1995	EsC 2001	Faixa de Pontos EsC 1995	Média dos Pontos definidos para 2001
1, 2 ou 3	3	Intacto	18
		Relativamente estável	
1, 2, 4 ou 5	2	Vulnerável	50
3, 4 ou 5	1	Em perigo	82
		Crítico	

O grau de vulnerabilidade (EV_j) dos ecossistemas foi então calculado com base nos pontos atribuídos a cada uma das ecorregiões brasileiras (j). A Eq. [8.5] apresenta a fórmula utilizada no cálculo, com valores finais $1 \leq EV \leq 2$ (sendo “1” para ecorregiões menos vulneráveis e “2” para mais vulneráveis).

$$EV_j = \frac{\text{Pontos EsC}_j}{100} + 1 \quad [\text{adimensional}] \quad [8.5]$$

A Tabela 47 (ver APÊNDICE D) apresenta a correspondência realizada entre a divisão das ecorregiões de 1995 e 2001 (**EsC** e **Pontos EsC**) e os valores finais do grau de vulnerabilidade (EV_j) das ecorregiões, utilizados neste trabalho.

8.2 TEMPO DE RECUPERAÇÃO DA TERRA

A estimativa do tempo de recuperação da terra foi realizada em etapas, visando à exposição clara do procedimento adotado. São elas:

- (i) Etapa 01. Organização dos dados de “tipos de uso da terra x tempo de recuperação da terra”, coletados por Köllner (2003), para a Suíça, para as classes de uso da terra definidas pelo IBGE (2006);
- (ii) Etapa 02. Correção dos dados de Köllner (2003), acerca do tempo de recuperação da terra (*trec*), segundo diferentes tipos de usos, inicial e final, da terra, para os tempos de recuperação da Mata Atlântica;
- (iii) Etapa 03. Correção dos valores obtidos na Etapa 02, segundo diferentes latitudes ($\sim 5^\circ$ a $\sim 35^\circ$ S) e altitudes (0 a 3000m) presentes no Brasil. Este procedimento, como mostrado durante a revisão bibliográfica deste trabalho, foi anteriormente empregado por Schmidt (2008);

Devido à inexistência de um conjunto consistente de estudos que aborde o impacto de diferentes tipos de uso da terra em cada uma das ecorregiões do Brasil, optou-se pela adaptação de dados coletados em outros países e sua adaptação.

Sabe-se que esta é uma premissa geral, mas tão logo dados mais precisos estejam disponíveis para o Brasil, sua inserção no modelo, em substituição aos atuais dados, não representa grandes problemas.

Etapa 01. Tempo de recuperação da terra *versus* classes de uso da terra no Brasil

A Tabela 22 apresenta os tempos de recuperação de diferentes tipos de transformação do uso da terra, de acordo com Köllner (2003) e Schmidt (2008), organizados segundo a classificação de uso definida pelo IBGE (2006). Relembrando, as classes de uso da terra no Brasil são apresentadas no APÊNDICE B, p. 237.

Tabela 22. Dados do tempo de recuperação da terra (**trec**), em anos, de acordo tipo de uso inicial e final, segundo Köllner (2003) e Schmidt (2008), para uma latitude de 45°, ou seja, para o Norte da Europa.

Tipo de uso da terra inicial	Tipo de uso da terra final								
	Áreas urbanizadas	Extração mineral	Cultura temporária	Cultura permanente	Pastagem	Campos naturais	Silvicultura	Florestas	Áreas descobertas
Áreas urbanizadas	-	-	5	5	5	10	25	50	500
Extração mineral	-	-	5	5	5	10	25	50	500
Cultura temporária	<1	<1	-	-	-	10	25	50	500
Cultura permanente	<1	<1	-	-	-	10	25	50	500
Pastagem	<1	<1	-	-	-	10	25	50	500
Campos naturais	<1	<1	2	2	2	-	25	50	?
Silvicultura	<1	<1	<1	<1	<1	2	-	50	500
Florestas	<1	<1	2	2	2	2	10	-	?
Áreas descobertas	<1	<1	<1	<1	<1	<1	10	25	-

Fontes: Adaptado de Köllner (2003) e Schmidt (2008).

Etapa 02. Correção dos dados de Köllner para a Mata Atlântica no Brasil

Segundo estudo realizado por Liebsch, Marques e Goldenberg (2008), ecossistemas pertencentes à Mata Atlântica demandam de 100 a 300 anos para recuperar 80% da proporção de espécies e 90% de espécies não-pioneiras⁶⁹. Este período se refere ao tempo que uma terra abandonada, após uso agrícola, necessita até atingir o perfil de floresta madura. Estas percentagens correspondem àquelas presentes em um ecossistema considerado maduro. Entretanto, cerca de 1.000 a 4.000 anos são necessários para que sejam recuperados os níveis de espécies endêmicas da β -diversidade, ou seja, cerca de 40% das espécies

⁶⁹ Basicamente, espécies não pioneiras são aquelas que possuem a capacidade de germinação em ambientes com condições de luminosidade mais desfavoráveis, como, por exemplo, sob o dossel, quando comparadas a espécies pioneiras. Por outro lado, as espécies pioneiras possuem sementes que germinam em altos níveis de radiação solar, grande capacidade de dispersão e pertencem ao estágio inicial de sucessão (CONFORTI, 2006).

(LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008), no caso de espécies de plantas vasculares.

Os dados empregados no estudo de Liebsch, Marques e Goldenberg (2008) foram coletados na área de Mata Atlântica situada nos estados do Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina⁷⁰ (latitudes de 20° a 30°S). Estes dados se referem a espécies de plantas vasculares e foram empregados no sentido de recuperação do ambiente.

Os valores contidos na Tabela 22 são empregados para áreas localizadas em latitudes acerca de 45°N e altitudes que variam de 0 a 1000m. Foi então realizada uma correção do tempo de recuperação de 50 anos⁷¹, para a faixa de 100 a 300 anos, para áreas da Mata Atlântica situadas entre latitudes de 20° e 30°S e altitudes entre 0 a 3000m. Em substituição ao valor de 50 anos, foi encontrado o valor correspondente a 115 anos (sublinhado na Tabela 23). A Tabela 23 apresenta o resultado final da correspondência dos valores originais de Köllner (2003), encontrados na Tabela 22, para a situação da Mata Atlântica.

Tabela 23. Correspondência da Tabela 22 para um período de recuperação de florestas, a partir de terras agrícolas, de 100 a 300 anos.

Tipo de uso da terra inicial	Tipo de uso da terra final								
	Áreas urbanizadas	Extração mineral	Cultura temporária	Cultura permanente	Pastagem	Campos naturais	Silvicultura	Florestas	Áreas descobertas
Áreas urbanizadas	-	-	12	12	12	23	58	115	1150
Extração mineral	-	-	12	12	12	23	58	115	1150
Cultura temporária	2	2	-	-	-	23	58	<u>115</u>	1150
Cultura permanente	2	2	-	-	-	23	58	115	1150
Pastagem	2	2	-	-	-	23	58	115	1150
Campos naturais	2	2	5	5	5	-	58	115	?
Silvicultura	2	2	2	2	2	5	-	115	1150
Florestas	2	2	5	5	5	5	23	-	?
Áreas descobertas	<u>2</u>	2	2	2	2	2	23	58	-

⁷⁰ Dados de latitude para cidades brasileiras: Apolo11 (2010).

⁷¹ O período de 50 anos se referente ao tempo de recuperação de uma terra abandonada, após uso agrícola, para o final “florestas próximas do natural”.

Etapa 03. Correção dos tempos de recuperação da terra a diferentes latitudes e faixas de altitude

Como se observa na legenda da Tabela 22, os dados obtidos podem ser empregados para regiões acerca de uma latitude de aproximadamente 45°S ou 45°N. Os valores, portanto, devem ser adaptados ao Brasil - cujas latitudes se encontram entre 5°S e 33°S - segundo os fatores de relaxamento (*t_{relax}*) para cada posição geográfica, ou seja, latitude e altitude. Não há restrições com relação à longitude. Esta dependência entre a posição geográfica e a diversidade de espécies foi também remarcada no estudo de Liebsch, Marques e Goldenberg (2008), acerca da recuperação de áreas e mudanças na composição de espécies da Mata Atlântica.

Para o cálculo do tempo de recuperação dos ecossistemas, a princípio, aplica-se o mesmo procedimento utilizado por Schmidt (2008). Desta forma, tomam-se os dados da Tabela 23, para diferentes tipos de uso da terra, e aplicam-se os fatores de relaxamento (*t_{relax}*), considerando-se a latitude e as faixas de altitude (rever Tabela 13, p. 146). Portanto, a mesma fórmula aplicada por Schmidt (2008) é empregada neste trabalho (Eq. [8.6]).

$$t_{rec, BR} = t_{rec, K} \cdot \frac{t_{relax}}{t_{relax, N-Europa}} \quad [8.6]$$

Relembrando, *t_{rec, BR}* é o tempo de recuperação a ser obtido, para a conversão de um tipo de uso da terra a outro, de acordo com latitude e altitudes específicas; *t_{rec, K}* é o tempo de recuperação obtido por Köllner (ver Tabela 22); *t_{relax}* é o valor obtido na Tabela 13 (p.146), segundo a latitude e altitude da localidade pesquisada; e *t_{relax, N-Europa}* é o fator de relaxamento de referência, igual a 100 (latitude 40° e altitudes entre 0 e 1000m).

O APÊNDICE D contém os valores corrigidos - Tabela 49 à Tabela 51 - da Tabela 23 para as diferentes latitudes (0°, 20° e 30°S) e faixas de altitudes (0-1000, 1000-2000 e 2000-3000m) do Brasil. Elas apontam o tempo de recuperação de 100 a 300 anos. Da Tabela 52 à Tabela 54 são apresentados os tempos de recuperação de 1000 a 3000 anos.

É importante observar que esta correção foi realizada em relação ao tempo de recuperação de áreas situadas nas ecorregiões do bioma

Mata Atlântica. É certo que esses valores possam sofrer variação em relação a outros biomas, como a Caatinga ou o Cerrado. Entretanto, esta é uma proposta inicial e esses valores podem ser alterados, mesmo para a própria Mata Atlântica, quando estudos mais aprofundados, acerca de cada ecorregião e com metodologias semelhantes, estejam disponíveis para utilização.

8.3 CÁLCULO DOS FATORES DE CARACTERIZAÇÃO DO USO DA TERRA

Após terem sido definidos os parâmetros para o cálculo da qualidade atual e potencial da terra, foi possível definir os fatores de caracterização do modelo.

Nos subitens 8.3.1 e 8.3.2 é apresentado o modelo para o cálculo de Q_{oc} e Q_{pot} , somente para os impactos reversíveis, ou seja, aqueles que não envolvem a riqueza das espécies enquadradas como “extintas” ou “extintas na natureza”. Estes fatores serão empregados somente no cálculo de ΔQ_{temp} .

8.3.1 Cálculo da qualidade da terra, durante ocupação

O cálculo da qualidade da terra durante a ocupação ($Q_{oc,j}$) é obtido através da soma da riqueza das espécies endêmicas ponderada ($S_{End,j-W}$) e não-endêmicas ponderada ($S_{NEnd,j-W}$) e sua multiplicação com o inverso do grau de escassez (ES_j) e vulnerabilidade (EV_j) de cada ecorregião (j). A Eq. [8.7] apresenta a fórmula para o cálculo.

$$Q_{oc,j} = (S_{End,j-W} + S_{NEnd,j-W}) \cdot \frac{1}{ES_j \cdot EV_j} \quad [8.7]$$

A unidade resultante é dada em [*espécies-equivalentes*] ou [*espécies-eq*], ou seja, a riqueza de espécies ponderada segundo o grau de endemismo e de ameaça à extinção.

Como se pode perceber, quanto maiores os valores de $Q_{oc,j}$, maior é a qualidade da terra ocupada ou transformada. Os valores para as ecorregiões do Brasil são apresentados no APÊNDICE D, Tabela 55.

8.3.2 Cálculo da qualidade potencial da terra, após recuperação

A definição da qualidade potencial da terra ($Q_{pot,j}$) é fundamental para o cálculo dos fatores de caracterização para impactos reversíveis (ΔQ_j) relacionados a cada uma das ecorregiões (j). A qualidade potencial da terra é a situação tida como referência para a comparação da qualidade da terra, durante a ocupação ($Q_{pot,j}$), como apresentado na Eq. [8.8].

$$\Delta Q_j = Q_{pot,j} - Q_{oc,j} \quad [8.8]$$

Neste trabalho optou-se por adotar, como referência, a situação próxima ao natural, após a regeneração da terra, a qual é comumente conhecida como “potencial de recuperação da terra”. Este potencial é representado pela capacidade de regeneração de áreas, após um distúrbio e está relacionado ao tipo e intensidade de uso da terra e do ecossistema impactado.

Entretanto, principalmente no que tange a riqueza de espécies, este potencial não se iguala à condição natural, ou seja, antes de atividades antrópicas. Uma das principais diferenças – abordadas neste trabalho – está na impossibilidade de espécies consideradas “extintas” e “extintas na natureza” de retornarem ao meio natural. De forma a calcular esta diferença, é adotado o conceito de ΔQ_{perm} , que reflete o dano permanente e irreversível, gerado à qualidade dos ecossistemas, em termos de perda de espécies.

Prosseguindo, $Q_{pot,j}$ foi calculado de forma semelhante à $Q_{oc,j}$ (Eq. [8.9]).

$$Q_{pot,j} = (S_{End,pot,j-W} + S_{NEnd,pot,j-W}) \cdot \frac{1}{ES_j \cdot EV_{pot,j}} \quad [8.9]$$

Nesta Equação, para cada ecorregião “j”, $S_{End,pot,j-W}$ é a riqueza de espécies endêmicas potencial, ponderada; $S_{NEnd,pot,j-W}$ é a riqueza de espécies não-endêmicas potencial, ponderada; ES_j ⁷² é o fator de escassez da ecorregião, calculado segundo a Eq. [8.4]; e $EV_{pot,j}$

⁷² O valor de ES_j é o mesmo daquele aplicado no cálculo de $Q_{oc,j}$, uma vez que considera a A_{pot} da ecorregião e a $A_{pot,max}$ situada na mesma mesma ecozona.

representa sua vulnerabilidade. Neste caso, foi utilizado o valor **1,00** (áreas intactas), para $EV_{pot,j}$, em todas as ecorregiões estudadas, uma vez que se considera que os ecossistemas se encontrem em situação próxima ao natural.

Com relação à riqueza de espécies endêmicas e não-endêmicas, sabe-se que ela é alterada. Adota-se, neste trabalho, a premissa de que um distúrbio no ecossistema ocasione uma redução de espécies, tanto endêmicas, quanto totais⁷³. Por consequência, a recuperação do meio a uma condição próxima ao natural gera um aumento da riqueza de espécies. Entretanto, não foi possível encontrar dados acerca desta relação.

De acordo com Myers *et al.* (2000), em condições naturais, a taxa média de endemismo da Mata Atlântica é de 41,67%, enquanto para o Cerrado, este valor é de 9,23%. Para a Caatinga, estes valores assumem cerca de 10% (WWF, 2001a) e 5% para o Pantanal (WWF, 2001d). Para a Amazônia e zonas costeiras, assumiu-se uma taxa de espécies endêmicas igual àquela da Mata Atlântica. Estes são valores médios, empregados para plantas vasculares.

Segundo o mesmo autor, a riqueza de espécies endêmicas de plantas vasculares na Mata Atlântica equivale a 0,6 espécies/100 km². As espécies totais apresentam uma proporção de 1,5 espécies/100 km². Considerando a área de cada uma das ecorregiões, poderia ser calculada a riqueza de espécies endêmicas ($S_{End,pot}$) e não-endêmicas ($S_{NEnd,pot}$) potencial para plantas. Para o Cerrado, Myers *et al.* (2000) descreve uma relação espécie-área de 0,03 para espécies endêmicas e 0,36 para o conjunto total de espécies. Para os outros ecossistemas pertencentes à caatinga e pantanal, não foi possível encontrar informações.

Entretanto, neste trabalho, foram empregados dados para os quatro grupos de vertebrados da classe *Chordata*. Para estes, não se encontram disponíveis informações – com mesma base experimental e amostral – acerca de sua condição no meio natural.

Para resolver o problema com relação à definição do número de espécies na situação próxima ao natural, foram então atribuídos valores de W_{CAT} iguais a 1 para todas as categorias da lista vermelha de

⁷³ Na realidade, as relações estabelecidas entre espécies e seus nichos ecológicos é bem mais complexa. Em muitos casos, quando um ambiente sofre degradação, pode haver até mesmo um aumento da riqueza de espécies em uma determinada área. Além de fatores como competição entre e intra espécies e especialização, outros a se destacar são a quantidade de recursos disponíveis e a capacidade de interação entre espécies diferentes (TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2008).

espécies da IUCN. Desta forma, como poderá ser observado nas Eqs. [8.10] e [8.11] a seguir. Utilizou-se o valor “1”, referente ao peso atribuído à categoria da Lista Vermelha “Menor Preocupação (LC)” para *WCAT*. Este é o peso atribuído às espécies com menor risco de extinção, na escala de 1 a 5, apontada na Tabela 17.

Cabe destacar que, neste cálculo, foram também excluídas as espécies extintas e extintas na natureza, uma vez que se considera que elas não sejam capazes de retornar ao meio, mesmo após recuperação.

Tendo-se os valores de $S_{End-pot,j}$ e $SN_{End-pot,j}$, procedeu-se ao cálculo dos fatores ponderados $S_{End-pot,j-W}$, segundo a Eq. [8.10], e $SN_{End-pot,j-W}$ (Eq. [8.11]), para cada uma das ecorregiões *j*.

$$S_{End,pot,j-W} = S_{End,pot,j} \cdot F_{End,pot,j} \cdot \frac{1}{W_{LC}} \quad [8.10]$$

$$SN_{End,pot,j-W} = SN_{End,pot,j} \cdot F_{NEnd,pot,j} \cdot \frac{1}{W_{LC}} \quad [8.11]$$

A Tabela 48, no APÊNDICE D, apresenta os valores necessários ao cálculo de Q_{pot} para cada uma das ecorregiões do Brasil.

8.4 MODELO DE CÁLCULO DE IMPACTOS DO USO DA TERRA

Como afirmado no item 7.5, quando da apresentação da estrutura fundamental do modelo (Capítulo 7), os impactos de ocupação são calculados segundo a Eq. [8.12].

$$I_{oc} = A_{oc} \cdot t_{oc} \cdot (Q_{pot} - Q_{oc}) \quad [8.12]$$

Os impactos de transformação são estimados através da Eq. [8.13].

$$I_{trans} = A_{oc} \cdot t_{rec} \cdot \frac{1}{2} (Q_{pot} - Q_{oc}) \quad [8.13]$$

Relembrando, Q_{pot} é a qualidade potencial da terra, após o tempo de recuperação natural (t_{rec}); e Q_{oc} é a qualidade durante ocupação. O resultado das Eqs. [8.12] e [8.13] pode assumir valores negativos, dependendo dos valores de Q_{pot} .

Finalmente, os impactos permanentes, representados pelas espécies extintas (EX) ou extintas na natureza (EW), são calculados por meio da Eq. [8.14]

$$I_{perm} = A_{oc} \cdot t_{oc} \cdot \Delta Q_{perm} \quad [8.14]$$

ΔQ_{perm} representa a redução da qualidade da terra, irreversível, em termos de perda de espécies equivalentes.

É importante observar que os dados da área de ocupação (A_{oc}) e tempo de ocupação (t_{oc}) são fornecidos no inventário do ciclo de vida, por analistas que desenvolvem estudos de caso na área, por meio de *software* de ACV, como o SimaPro e o GaBi. Portanto, os fatores de caracterização de ocupação (Eq. [8.15]) e transformação (Eq. [8.16]) resultam dos outros dados, disponíveis no modelo proposto.

$$FC_{oc} = \Delta Q = (Q_{pot} - Q_{oc}) \quad [8.15]$$

$$FC_{trans} = \frac{1}{2} \cdot t_{rec} \cdot \Delta Q = \frac{1}{2} \cdot t_{rec} \cdot (Q_{pot} - Q_{oc}) \quad [8.16]$$

Portanto, neste modelo, os impactos de transformação estão diretamente relacionados ao tempo de recuperação da terra (t_{rec}) e, portanto, às mudanças do uso da terra. Aos impactos de ocupação, atribui-se o “retardamento” na recuperação da terra. Estes aspectos foram discutidos no subitem 4.3.3, quando foram descritas algumas considerações entre a atribuição de impactos à ocupação e à transformação. Para os impactos permanentes, o fator de caracterização corresponde a ΔQ_{perm} .

Os resultados dos cálculos realizados se encontram no APÊNDICE E. A discussão dos resultados segue na SEÇÃO V, na qual são apresentados os resultados finais e é tecida uma discussão acerca do modelo proposto.

SEÇÃO V. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este trabalho, juntamente com aquele desenvolvido por Pegoraro (2008), representam pontos de partida para a adaptação de métodos de AICV às condições brasileiras. A análise do uso da terra, em particular, é de extrema importância, uma vez que atividades relacionadas ao manejo do solo e da terra constituem grande parte da economia nacional.

9 RESULTADOS

Apesar de o modelo proposto ser regionalizado, foram consideradas as tendências no desenvolvimento e aprimoramento de indicadores de categoria para modelos de caracterização do uso da terra em AICV.

Realizou-se, portanto, a princípio, a caracterização de impactos por meio de parâmetros cujos valores estão disponíveis em âmbito global. A seguir serão apresentados os resultados obtidos, juntamente com a discussão acerca da modelagem, a qual será apresentada no Capítulo 10:

9.1 PARÂMETROS UTILIZADOS

O perfil dos parâmetros utilizados se encontra esquematizado, visualmente, na Figura 37. Seus valores são apresentados no APÊNDICE D.

A princípio, essas deveriam ser as áreas com maiores fatores de caracterização. Pode-se observar que a Mata Atlântica e o Cerrado são áreas com alto endemismo, número total de espécies e cujo estado de conservação é crítico.

Entretanto, mesmo tendo-se obtido resultados positivos para a Mata Atlântica, observou-se que a extrapolação de dados de biomas para cada uma das ecorregiões a eles pertencentes, para o cálculo de Q_{pot} , gera uma relativa incerteza nos resultados dos fatores de caracterização.

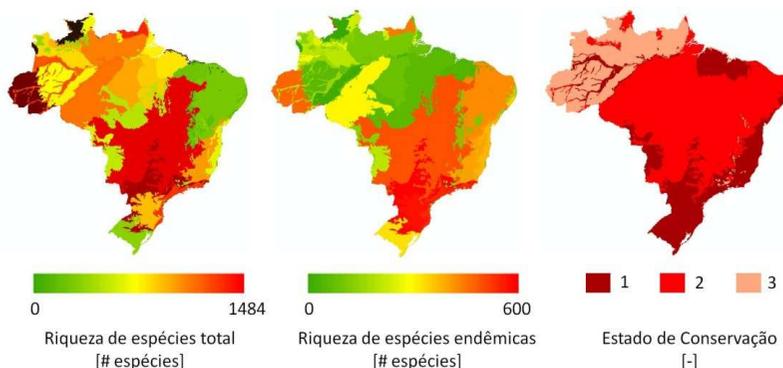


Figura 37. Esquema visual da riqueza de espécies totais e endêmicas e do estado de conservação de cada ecorregião.

Fonte: WWF (2009)

Parâmetro: dados de espécies

Uma das grandes dificuldades encontradas neste trabalho se refere à definição da riqueza de espécies para a situação de referência para a comparação de impactos. São poucas as informações disponíveis acerca de espécies em geral e, ao mesmo tempo, este trabalho não intenciona um aprofundamento para cada uma das espécies, em cada uma das ecorregiões.

A solução para este problema foi a utilização dos dados contidos na Lista Vermelha de espécies, como riqueza de espécies total e endêmica de cada ecorregião. Como pode ser observado, foram apenas corrigidos os valores de *WCAT* para modelar uma situação potencial.

Sabe-se, entretanto, que esta não é uma situação ideal, uma vez que vem a colaborar com o aumento das incertezas na modelagem dos impactos e resultados menos precisos. Entretanto, este trabalho encoraja a busca de dados mais precisos, para serem empregados em uma avaliação aprimorada, do contexto da biodiversidade em relação aos diferentes usos da terra no Brasil.

Foram realizadas análises buscando a relação entre as variáveis. Primeiramente, entre espécies endêmicas e não endêmicas, nas ecorregiões brasileiras. Entretanto, uma correlação significativa entre as espécies totais e endêmicas de cada ecorregião não foi encontrada. Em alguns casos, como nas ecorregiões NT0150 (Floresta Úmida do Alto Paraná) e NT0101 (Floresta Úmida de Araucária), as taxas de

endemismo representam cerca de 50% do número total de espécies, incoerente com os dados de regiões vizinhas. É importante ressaltar que ambas as ecorregiões apresentam estado de conservação crítico, o que aumenta a incerteza dos dados acerca de espécies.

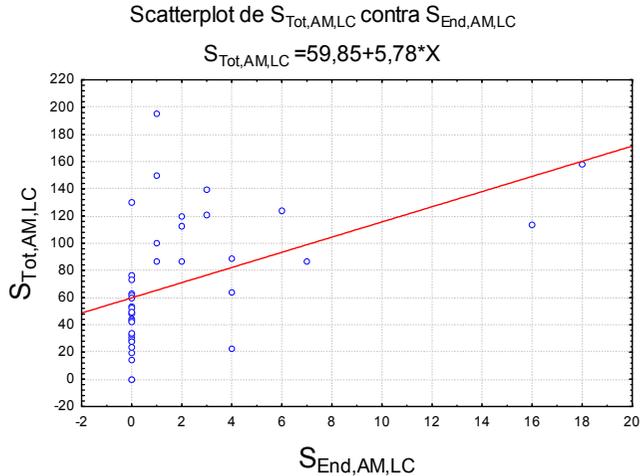


Figura 38. Gráfico mostrando a relação entre a riqueza de espécies totais, para anfíbios da categoria de Menor Preocupação da Lista Vermelha de Espécies, e espécies endêmicas.

O resultado obtido para outras espécies foi semelhante. Não tendo sido obtido uma relação representativa entre o número de espécies totais e endêmicas para nenhum dos biomas brasileiros.

Sugere-se que dados de observação sejam utilizados no cruzamento de informações disponibilizadas pelo WWF (WWF, 2009) e IUCN (IUCN, 2001).

Na mesma ecorregião NT0150 citada, outros dados parecem, a princípio, apresentar erro. Para a classe “Aves”, por exemplo, a riqueza de espécies endêmicas classificadas como “LC” (Menor preocupação/Low Concern) citadas para a ecorregião é igual à riqueza total de espécies. E este número é relativamente elevado (499 espécies endêmicas/totais).

Quando foram analisados o número total de espécies endêmicas, de todas as classes de *Chordata*, em relação à área de cada unidade de escala espacial, não se pode também chegar a conclusões precisas acerca

do padrão de endemismo nos biomas brasileiros. Não houve correlação direta entre os dados entre classes e entre ecorregiões.

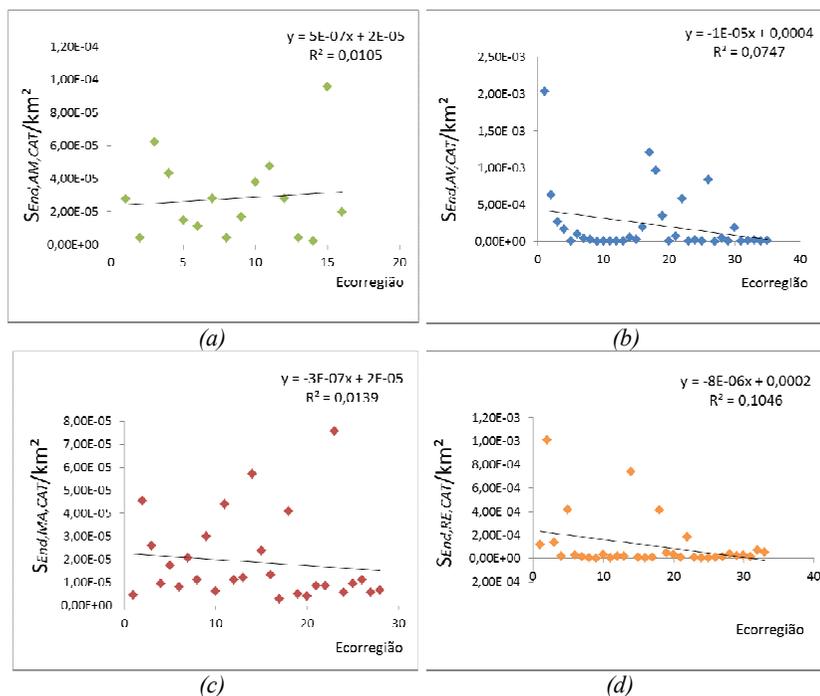


Figura 39. Relação entre o endemismo das espécies das quatro classes de Chordata e as ecorregiões brasileiras.

Para todas as categorias da Lista Vermelha de Espécies em Extinção da IUCN: (a) Amphibia, Endêmicos; (b) Aves, Endêmicos; (c) Mammalia, Endêmicos; (d) Reptilia, Endêmicos.

Parâmetro: aspectos regionais e locais

Os dados do WWF e da Lista Vermelha de Espécies da IUCN apresentam um grande potencial, no que diz respeito à possibilidade de sua aplicação em qualquer região do globo. Entretanto, constatou-se a necessidade de dados disponíveis globalmente, mas cada vez mais regionalizados. Em outras palavras, é necessária a possibilidade de sua aplicação em unidades de escala espacial cada vez menores, ou seja,

locais. Isto certamente aumenta a precisão da aplicação desses parâmetros, reduzindo incertezas na modelagem.

Um exemplo desta categoria de dados é a distribuição e concentração de espécies. Tendo-se a distribuição de espécies, torna-se possível avaliar, de forma mais precisa, as relações entre a concentração de espécies e os tipos de uso da terra. Para o Brasil, em particular, o acesso a essas informações é uma tarefa árdua. Primeiramente, devido à sua extensão territorial e, em segundo, à grande diversidade biológica presente no país, a qual não é uniformemente distribuída.

Por meio destas constatações, critica-se, de certa forma, a atual classificação da categoria de uso do solo como regional (UDO DE HAES *et al.*, 2002), quando se trata de indicadores de biodiversidade.

Desta forma, apesar de se julgar que os dados de espécies do WWF e da IUCN devam ser utilizados, têm-se conhecimento das limitações e das conseqüências de sua utilização.

Parâmetro: tempo de recuperação do ambiente

O tempo de recuperação do ambiente é um dos parâmetros, ainda indisponível para todas as ecorregiões no globo, mas o qual se apresenta essencial para o cálculo de impactos de transformação.

Neste trabalho, o tempo de recuperação do ambiente adotado foi aquele obtido por Liebsch, Marques e Goldenberg (2008), para espécies de plantas vasculares na Mata Atlântica. Estes valores, entretanto, são valores provisórios, até que dados mais precisos estejam disponíveis.

9.2 FATORES DE CARACTERIZAÇÃO

Os resultados dos fatores de caracterização, calculados para os impactos de ocupação (ΔQ_{temp}) se encontram na Tabela 55 (ver Figura 40 a seguir). Os impactos de transformação não foram apresentados em tabela impressa. Entretanto, a planilha de cálculo segue, junto a este trabalho, no suplemento em extensão .xls. De forma a permitir uma melhor visualização dos resultados para os impactos de ocupação, utilizou-se o aplicativo ArcMap 9.3⁷⁴.

⁷⁴ ESRI. Environmental Systems Research Institute. **ArcMap 9.3**. Disponível em <<http://www.esri.com/>>.

Quanto maiores as altitudes, em uma mesma latitude, maiores são os fatores de caracterização obtidos na avaliação. Isto indica que áreas mais elevadas possuam um tempo de recuperação maior que áreas menos elevadas, como planícies e planaltos. Um dos fatores que influenciam esta característica é a temperatura local. Em futuros trabalhos acerca do uso da terra, seria interessante a análise de parâmetros como temperatura e precipitação em relação à riqueza de espécies locais.

Com relação às latitudes, como já revelado em diversos estudos, em geral, quanto menores, menor o tempo necessário para a recuperação de um ecossistema. Entretanto, os dados apresentados por Schmidt (2008) são genéricos e seria interessante uma análise mais detalhada, de acordo com diferentes grupos taxonômicos. Portanto, uma proposta para futuro desenvolvimento seria averiguar se há uma relação variável entre diferentes gradientes latitudinais e grupos taxonômicos diversos. Uma associação com a taxa de espécies endêmicas também seria interessante.

A Figura 40 apresenta o perfil de fatores de caracterização de ocupação do uso da terra para as diferentes ecorregiões brasileiras. Não foi intenção, nesta figura, de citar os valores, mas apenas apresentar os valores em escala visual, de cores. A escala varia do verde (com valores mais baixos de Qoc_j , $Qpot_j$ e $\Delta Qtemp$), passando pelo amarelo e laranja, até a cor vermelha (com valores mais altos de Qoc_j , $Qpot_j$ e $\Delta Qtemp$). Quanto menores os valores, maior a qualidade da unidade de escala espacial. Quanto maiores os valores, maior o impacto causado à ecorregião.

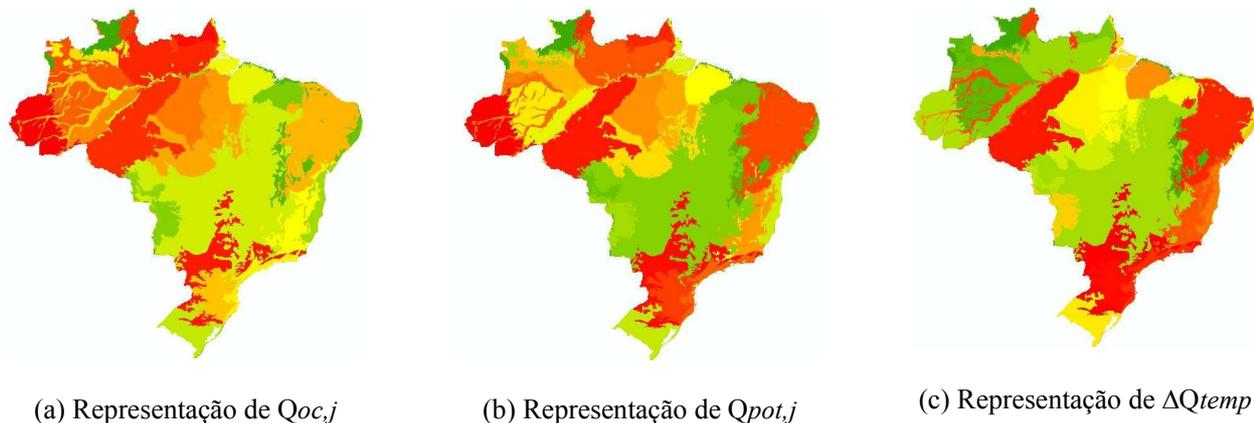


Figura 40. Representação dos fatores de caracterização de ocupação do uso da terra para florestas e áreas agrícolas.

A escala varia do verde (com valores mais baixos de $Q_{oc,j}$, $Q_{pot,j}$ e ΔQ_{temp}), passando pelo amarelo e laranja, até a cor vermelha (com valores mais altos de $Q_{oc,j}$, $Q_{pot,j}$ e ΔQ_{temp}). Quanto menores os valores, maior a qualidade da unidade de escala espacial. Quanto maiores os valores, maior o impacto causado à ecorregião.

Pode-se observar que muitas ecorregiões no sudeste e norte do país apresentam elevados valores de Qoc_j .

Algumas áreas em especial, como as Florestas Úmidas de Araucária (NT0101), apresentam alto fator de caracterização. Como se pode notar pelos valores referentes às espécies e características dessa ecorregião, apresentados, esta unidade de resolução espacial apresenta aspectos que devem gerar políticas para sua maior proteção. Observa-se que, além de ela apresentar estado de conservação crítico, o número de espécies, principalmente endêmicas, é elevado (mesmo quando relacionado à área potencial da ecorregião), em relação ao número total. A área também apresenta uma espécie, não endêmica, extinta, segundo dados do WWF (WWF, 2009) e da IUCN (IUCN, 2001).

Com relação aos valores de $Qpot_j$, eles apresentam uma tendência relativamente linear, quando observamos sua média. Entretanto, nota-se relativa flutuação dos valores, mesmo em áreas vizinhas (Figura 41).

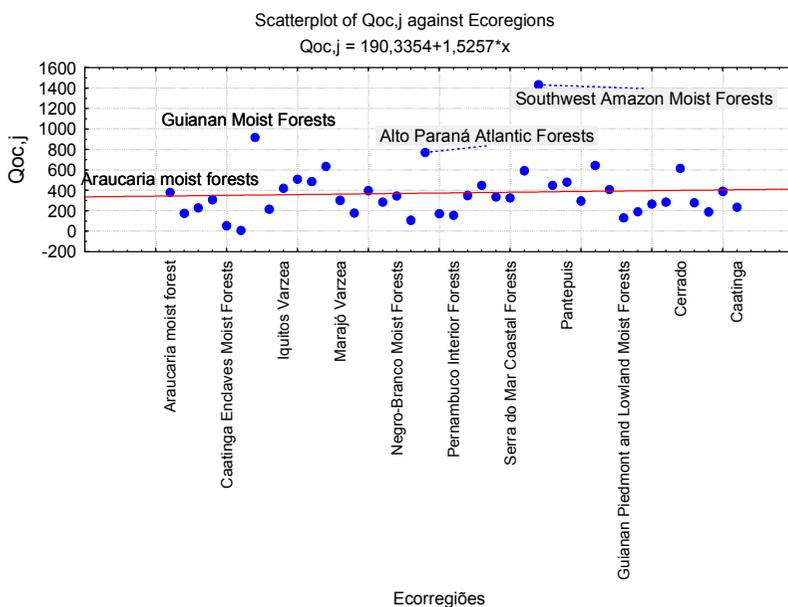


Figura 41. Scatterplot da qualidade da terra, durante ocupação, para as diferentes ecorregiões brasileiras.

Ecorregiões como as Florestas Costeiras da Serra do Mar e as Florestas Úmidas do Alto Paraná seguiram a tendência de apresentarem altos valores de $\Delta Qtemp$, como esperado. Essas são regiões com alta taxa de endemismo e também estados de conservação críticos. A primeira, apesar de apresentar menores taxas de endemismo, possui maiores valores de “Pontos Esc” (Escassez) e “EV” (Vulnerabilidade).

Os valores de $\Delta Qtemp$ também apresentam o mesmo padrão daqueles apresentados por ΔQoc_j (Figura 42). Neste caso, pode-se observar que principalmente os dados de espécies ditaram essa tendência.

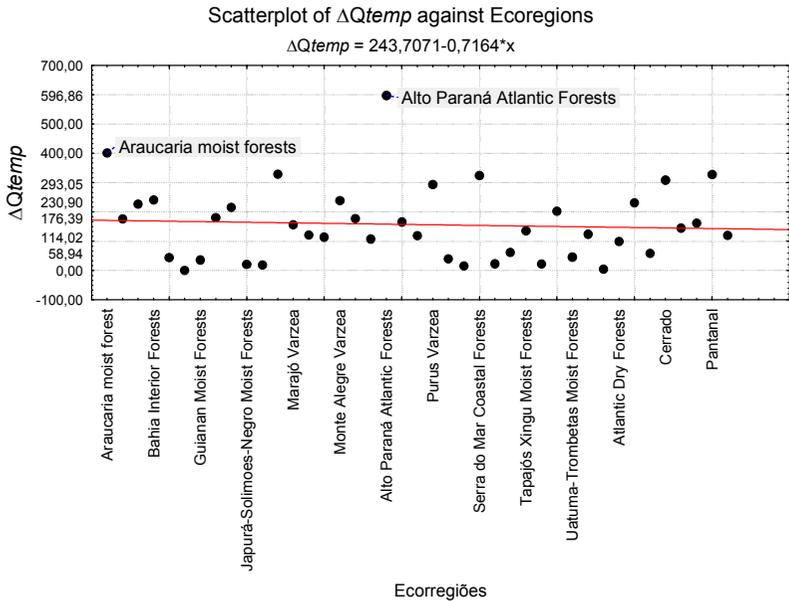


Figura 42. Scatterplot da qualidade da terra ocupada, em relação à situação potencial, para as diferentes ecorregiões brasileiras

Relação entre as variáveis

De acordo com a Figura 43, a princípio, os resultados obtidos de ΔQoc mostram uma forte correlação entre os valores obtidos para $Qpot$,

considerando uma riqueza de espécies potencial representativa. Desta forma, quanto maior a redução de espécies, durante a ocupação e a escassez e vulnerabilidade do ecossistema, maiores serão os fatores de caracterização para impactos de ocupação.

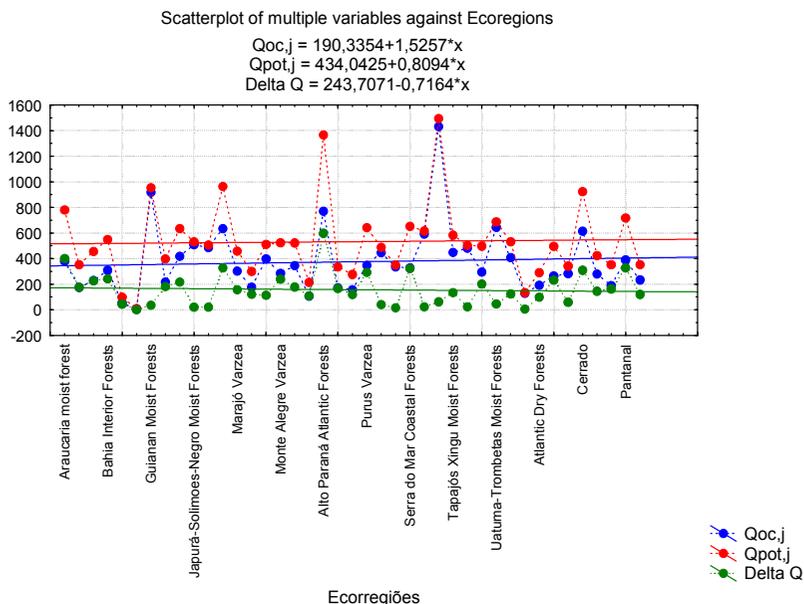


Figura 43. Relação entre a qualidade da terra potencial e durante ocupação.

Apesar dos resultados apresentarem forte correlação com a realidade, eles ainda parecem apresentar falhas, como o alto índice de espécies endêmicas em determinadas áreas.

Relação entre ΔQ e os parâmetros para $Qpot$

Foram também analisadas as relações entre as diversas variáveis empregadas no cálculo da qualidade potencial da terra e sua influência no resultado final: ΔQ .

Observou-se uma forte correlação entre os parâmetros relacionados à escassez das ecorregiões e a riqueza de espécies ponderada e os fatores de caracterização resultantes, para ocupação. Isto não pôde, entretanto, ser observado com relação à vulnerabilidade do ecossistema. Pode-se observar que a riqueza de espécies endêmicas e

não-endêmicas exerce uma grande influência nos resultados do indicador. Contudo, a tendência desses valores pode ser alterada por meio do parâmetro relacionado à vulnerabilidade dos ecossistemas.

10 DISCUSSÃO

A revisão de literatura permitiu avaliar a importância de determinados parâmetros, empregados em modelos existentes. Entretanto, pôde-se também concluir que inúmeras linhas de pesquisa ainda podem ser traçadas no sentido de averiguar outros indicadores potenciais de biodiversidade. Um exemplo é a questão das funções de cada espécie em um determinado ecossistema. Esta análise pode contribuir na compreensão da relação entre espécies e, portanto, aspectos como a capacidade de adaptação a determinadas áreas, frente, principalmente, a condições adversas, como degradação do hábitat. Sabe-se que relações entre e intra-espécies são difíceis de serem modeladas, mas esforços devem também ser incentivados neste sentido.

Devido à grande extensão territorial do país e às diferentes condições climáticas, conclui-se que um indicador único para o país ocasionaria maiores incertezas na avaliação de impactos. Esta diversidade é comprovada pela classificação do território em diferentes biomas e ecorregiões, com características particulares em termos de riqueza de espécies, relevo, vegetação, etc. Ao avaliar os diferentes usos da terra em cada uma dessas unidades de escala espacial, averiguou-se a importância de parâmetros como aqueles definidos por Weidema e Lindeijer (WEIDEMA; LINDEIJER, 2001), como vulnerabilidade e escassez da ecorregião. Entretanto, este trabalho buscou uma abordagem diversa àquela proposta pelos autores, ao considerar o conceito de vulnerabilidade. O conceito de “estado de conservação” das ecorregiões, definido por Dinerstein *et al.* (1995), em associação com ações do *World Wildlife Fund* (WWF) para a conservação de áreas prioritárias, foi então integrado ao modelo. A escolha se baseou em diversos aspectos. Primeiramente, a definição desses valores teve, como embasamento, não somente uma meta-análise de publicações regionais, mas também a constituição de diversos especialistas em diversas áreas como geografia, biologia, etc. Em segundo, porque seus valores se baseiam na análise de cinco elementos fundamentais, no que tange o distúrbio do equilíbrio de espécies em seu hábitat: (i) degradação e

fragmentação; (ii) dimensão dos blocos de habitat; (iii) taxa de conversão anual das áreas remanescentes; (iv) extensão de áreas protegidas e (v) perda total do habitat (DINERSTEIN *et al.*, 1995). Alguns destes aspectos foram explicitados no mecanismo ambiental proposto para a modelagem. A Figura 37 apresenta um esquema visual da riqueza total de espécies, da riqueza de espécies endêmicas.

Entretanto, apesar de terem sido averiguados problemas a serem solucionados, acredita-se que o modelo proposto colabore não somente para a avaliação de impactos sobre a biodiversidade, como também para o avanço de uma metodologia de avaliação de impactos do ciclo de vida regional. Na próxima Seção, serão discutidas algumas das potencialidades deste modelo, no contexto técnico-científico, além de serem traçadas recomendações para futuros trabalhos.

SEÇÃO VI. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Com relação às características desta pesquisa, primeiramente pode-se destacar a sua multi-disciplinaridade. Foram empregados conceitos de avaliação de impacto do ciclo de vida, uso da terra e outros relacionados à biodiversidade para a composição do modelo regional. Como contribuição científica, destaca-se a contribuição à modelos já existentes e o ineditismo na concepção de parâmetros empregados na modelagem.

É também possível afirmar que a hipótese primária, definida neste trabalho, foi alcançada. Como apresentado, os parâmetros definidos para as ecorregiões (unidades de escala espacial regional), os quais permitiram a avaliação de impactos de uso da terra, são específicos para cada uma das ecorregiões avaliadas. Quando da utilização de parâmetros gerais Pôde-se ainda averiguar que além de uma análise regional, um foco local também poderia reduzir as incertezas na avaliação de impactos, por meio da adição de novos parâmetros suplementares.

Com relação à hipótese secundária, foi possível definir parâmetros que estejam disponíveis em escala global, para a aplicação em outros países, mas que representem, de forma regional, a variabilidade da diversidade biológica.

Espera-se, portanto, ter cumprido, além de sua função científica, uma função social, na medida em que este trabalho possa servir como base para o aprimoramento de políticas de ocupação da terra. Não se pode deixar de citar sua aplicabilidade no desenvolvimento ou melhoria das leis municipais, estaduais ou federais, tais como aquelas que envolvem a punição contra crimes ambientais. Por fim, destaca-se sua potencialidade no desenvolvimento de normas para avaliar a responsabilidade ambiental de empresas.

Potencial do trabalho

Este trabalho apresenta contribuições importantes na área de avaliação de impactos do uso da terra com indicadores de biodiversidade. No que diz respeito às contribuições científicas, destacam-se:

Utilização de dados regionais com disponibilidade global

Os dados coletados e obtidos para este modelo tiveram, em princípio, um objetivo fundamental na avaliação de impactos do ciclo de vida na atualidade: a consideração de dados regionais, que estejam disponíveis em escala global. Desta forma, dados como aqueles obtidos através da Lista Vermelha de Espécies da IUCN e do World Wildlife Fund constituíram um passo inicial para a concepção do modelo. Isto significa uma maior facilidade na adaptação do modelo proposto a outras ecorregiões, em qualquer parte do mundo.

Análise detalhada do estado de conservação das ecorregiões

O modelo proposto sugere a inclusão de aspectos relacionados ao estado de conservação das ecorregiões. Em modelos anteriores, como o de Weidema e Lindeijer, este aspecto foi tratado sob a forma de vulnerabilidade da área, levando-se em conta, somente, a proporção entre áreas naturais e não naturais, sem, no entanto, avaliar, de forma mais detalhada, o grau de degradação do meio. Em Michelsen, apesar de um dos parâmetros para a avaliação da qualidade da terra constituir o estado de conservação de ecossistemas, não foram consideradas as diferenças entre ecorregiões para as quais foram atribuídos valores iguais deste estado.

A inclusão deste parâmetro permitiu a abrangência de aspectos como o grau de degradação e fragmentação da ecorregião, a dimensão de blocos de habitat presentes, a percentagem de áreas protegidas e a taxa de conversão do meio. Essas são algumas das causas da redução da biodiversidade local e regional. Embora os “pontos EsC”, para a atualidade (ecorregiões de 2001), tenham sido baseados na comparação com a análise das ecorregiões de 1995, acredita-se que a aproximação realizada já demonstra o potencial de emprego deste parâmetro.

Inclusão de espécies outras que plantas vasculares

Esta é a primeira proposta de inclusão de espécies de vertebrados na análise de impactos do uso da terra em AICV. Ela, entretanto, não exclui a necessidade de avaliação das espécies de plantas. Pelo contrário, incita a inclusão de outras espécies taxonômicas na análise de impactos do uso da terra.

Diferenciação entre espécies endêmicas e não-endêmicas

Até o presente momento, não haviam sido diferenciadas, em nenhum dos modelos de uso da terra analisados, as condições de endemismo presentes em áreas impactadas. Entretanto, julga-se que, de forma a avaliar o impacto do uso da terra, as espécies endêmicas são de grande importância, uma vez que sua extinção ou retirada da área constitui, respectivamente uma “extinção global” ou “regional”. Em AICV isto indica, não somente um impacto intermediário, mas um dano irreversível ao meio ambiente.

Emprego de espécies classificadas segundo categorias da Lista Vermelha da IUCN

A inclusão apenas de espécies classificadas segundo a Lista Vermelha da IUCN tem sido alvo de crítica na avaliação do uso da terra, devido ao pequeno número de espécies listadas. Entretanto, optou-se por sua consideração no modelo por dois aspectos principais. Primeiramente, por sua relação, de certa forma direta, com a amplitude dos impactos do uso da terra; e em segundo, pela possibilidade de estabelecer uma relação entre este parâmetro e o grau de endemismo, na avaliação do grau de seriedade dos impactos.

Melhorias necessárias

Alguns problemas puderam ser visualizados durante a execução deste trabalho, os quais indicam possíveis aprimoramentos e potenciais para futuros trabalhos:

Densidade populacional diferenciada dentro de cada ecorregião

Os dados da Lista Vermelha de Espécies da IUCN são gerais para cada uma das ecorregiões estabelecidas pelo WWF. Eles não indicam, portanto, a diferença da riqueza de espécies em áreas degradadas ou áreas próximas do natural. Não é realizada uma diferenciação entre espécies catalogadas em áreas urbanas, agrícolas ou áreas naturais. Desta forma, a avaliação da riqueza de espécies, em cada um dos tipos de uso da terra, foi tratada somente no que diz respeito ao tempo de recuperação de áreas, de acordo com diferentes tipos de uso.

Tempo de recuperação dos ecossistemas x uso da terra

Uma avaliação da riqueza de espécies, segundo tipos de uso da terra, com dados coletados *in loco*, como realizado no modelo de Köllner, é um importante ponto de partida para a associação os tipos de uso e a densidade populacional em cada ecorregião. O problema encontrado no Brasil para este tipo de abordagem é a disponibilidade de dados para cada ecorregião, segundo diferentes tipos de uso da terra. É importante destacar, que o método de coleta de dados deve ser semelhante, de forma a reduzir as incertezas na modelagem.

Tempo de recuperação dos ecossistemas x escalas espaciais

Os dados de recuperação da terra encontrados para o Brasil geralmente se restringem a um determinado bioma (ex.: Mata Atlântica). Entretanto, diferentes ecorregiões apresentam aspectos diversos, como a densidade populacional, os quais devem ser tratados de forma distinta.

Portanto, a generalização dos dados de um bioma a outro não é a melhor escolha para o tratamento de dados regionais.

Recomendações

Ao longo deste trabalho, foi possível visualizar algumas recomendações para o aprimoramento e desenvolvimento de futuros trabalhos na área, pode-se citar, dentre outros:

Estudo da biodiversidade funcional

Uma das premissas adotadas neste trabalho é a de que diferentes grupos taxonômicos são considerados como semelhantes, em termos de sua dinâmica entre e intra-espécies. Entretanto, julga-se, de extrema importância, um estudo da função de cada uma das espécies no meio em que habitam e sua interação com as demais.

Estudo da dinâmica de recuperação de áreas e espécies

A dinâmica de recuperação de áreas, seja de acordo com o tipo de uso da terra anterior ao processo regenerativo, seja com relação ao ecossistema na qual se encontra constitui uma das grandes dificuldades a serem modeladas. Trabalhos no sentido de caracterizar o dinamismo de sucessão, recuperação de espécies e re-população de áreas certamente

vêm a contribuir de forma essencial para a modelagem de impactos do uso da terra em AICV.

Avaliação de outras unidades de escala regional

Outras unidades de escala regional podem também ser propostas com relação à biodiversidade. A análise da influência de unidades espaciais como bacias hidrográficas ou mesmo nichos ecológicos, possibilitam uma análise mais localizada dos impactos, em comparação à análise de dados regionais, relacionados às ecorregiões. Uma análise de sensibilidade para averiguar o potencial de diferentes escalas pode auxiliar, em muito, futuros estudos na área.

Avaliação de outros parâmetros

A avaliação de outros parâmetros, os quais influenciam a concentração ou dispersão de determinadas espécies, tais como a taxa de precipitação em determinados locais ou regiões constitui um alvo potencial para futuros estudos na área. Sabe-se que, no estudo de plantas vasculares, parâmetros como este influenciam na densidade populacional e adaptação de determinadas espécies.

GLOSSÁRIO

Agrupamento	Correlação das categorias de impacto em um ou mais conjuntos, conforme predefinido na definição de objetivo e escopo, e pode envolver ordenação e ou classificação das mesmas. (ABNT, 2004b)
Alocação	Repartição dos fluxos de entrada ou de saída de uma unidade de processo no sistema de produto sob estudo. (ABNT, 2001)
Análise	Estudo pormenorizado de cada parte de um todo, para conhecer melhor sua natureza, suas funções, relações, causas, etc. <i>ou</i> exame, processo ou método com que se descreve, caracteriza e compreende algo, para proporcionar uma avaliação crítica do mesmo (HOUAISS, 2009).
Análise de destino	Análise que estuda as rotas de transporte da emissão e o comportamento do meio receptor. Por meio deste estudo, pode-se calcular a concentração do contaminante no diversos meios: atmosférico, aquático, terrestre, etc. Dados de diluição, imobilização e degradação são utilizados para a análise.
Análise de dano	Análise que considera o tipo e a magnitude do dano.
Análise de efeito	Análise que descreve a sensibilidade de um sistema, segundo uma concentração de contaminante recebida.
Análise de exposição	Análise que se relaciona ao aumento da concentração da substância no meio, de acordo com os níveis emitidos. A partir da concentração inicial, calcula-se o tempo que uma determinada substância afeta diversas formas de vida. Dados de concentração e aumento da mesma e duração de exposição são utilizados para a análise.
Análise de	Fase da avaliação do ciclo de vida envolvendo a

Inventário do Ciclo de Vida (ICV)	compilação e a quantificação de entradas e saídas, para um determinado sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida. (ABNT, 2001)
Área de proteção	Também denominado “Objeto de proteção”. Classe de pontos finais de categoria. (UDO DE HAES; LINDEIJER, 2002a)
Aspecto ambiental	Elemento das atividades, produtos ou serviços de uma organização, que pode interagir com o meio ambiente. (ABNT, 2001)
Avaliação	Apreciação ou conjectura sobre condições, extensão, intensidade, qualidade etc. de algo. (HOUAISS, 2009)
Avaliação de vulnerabilidade	É a avaliação da suscetibilidade de uma comunidade a um dano específico. (ABNT, 2005)
Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)	Compilação e avaliação das entradas, das saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida. (ABNT, 2001)
Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV)	Fase da avaliação do ciclo de vida dirigida à compreensão e à avaliação da magnitude e significância dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto. (ABNT, 2001)
Cadeia de causas e efeitos	Ver “ <i>Mecanismo ambiental</i> ”.
Caracterização	Cálculo dos resultados dos indicadores, ou seja, conversão dos resultados do ICV para unidades comuns e a agregação dos resultados convertidos dentro da categoria de impacto. (ABNT, 2004b)
Classificação	Correlação dos resultados do ICV com as categorias de impacto. (ABNT, 2004b)
Categoria de danos	Categorias de impactos que representam danos para a sociedade (ver <i>Danos</i>)
Categoria de impacto	Classe que representa as questões ambientais relevantes às quais os resultados do ICV podem ser associados. (ABNT, 2004b)

Categoria de impacto intermediário	Classe que representa questões ambientais em um ponto do mecanismo ambiental intermediário entre os pontos finais da caracterização e os resultados do inventário.
Ciclo de vida	Estágios sucessivos e encadeados de um sistema de produto, desde a aquisição da matéria-prima ou geração de recursos naturais à disposição final. (ABNT, 2001)
Corrente de impactos	Ver “ <i>Mecanismo ambiental</i> ”.
Danos (ou conseqüências)	Impactos em itens de valor para a sociedade (áreas de proteção)
DALY	“ <i>Disability Adjusted Life Years</i> ”, ou seja, Anos de Vida Perdidos Ajustados por Incapacidade . Indicador utilizado para avaliar a carga devida a determinadas doenças, através da combinação de anos de vida perdidos, devido à morte prematura, e anos de vida perdidos devido ao tempo vivido em um estado de saúde inferior ao estado ideal de saúde (devido a doença ou seqüela). Este estado ideal é apresentado por definição da Organização Mundial de Saúde, através do termo <i>saúde</i> , apresentado neste texto, quando exposta a definição do tópico de proteção “Saúde Humana”.
Entrada	Material ou energia que entra em uma unidade de processo. (ABNT, 2001)
Fator de caracterização	Fator derivado de um modelo de caracterização que é aplicado para converter os resultados associados ao ICV à unidade comum do indicador de categoria. (ABNT, 2004b)
Fator de escala regional	Fator utilizado para considerar as diferenças na qualidade ambiental regional (SIEGENTHALER; MIYAZAKI, 2003)
Fator de vulnerabilidade	Em análise de risco, o fator de vulnerabilidade é considerado uma medida da oportunidade física para a ocorrência de um acidente ou um ataque adverso, ou ainda, a medida de resistência de cada

	componente e/ou elemento a cada um das ameaças consideradas (Ver <i>Avaliação de vulnerabilidade</i>).
Fluxo elementar	Material ou energia que entra (ou deixa) o sistema sob estudo, que foi retirado do (ou é descartado no) meio ambiente sem transformação humana prévia (subseqüente). (ABNT, 2001)
Fronteira do sistema	Interface entre um sistema de produto e o meio ambiente ou outros sistemas de produto. (ABNT, 2001)
Impacto ambiental	Qualquer modificação do meio ambiente, adversa ou benéfica, que resulte, no todo ou em parte, dos aspectos ambientais da organização ou de um produto. (ABNT, 2004a)
Indicador de categoria de impacto ou dano	É a representação quantificável de uma categoria de impacto ou dano. (ABNT, 2004b)
Interpretação do Ciclo de Vida	Fase da avaliação do ciclo de vida na qual as constatações da análise de inventário ou da avaliação de impacto, ou de ambas, são combinadas consistentemente com o objetivo e o escopo definidos para obter conclusões e recomendações. (ABNT, 2001)
Intervenção ambiental	Também denominada “intervenção antropogênica” ou “troca ambiental” ou “agente estressante”. São os elementos físicos (entradas e saídas) que ultrapassam a fronteira entre o sistema de produto e o meio ambiente, causando mudanças físico-químicas no meio. (UDO DE HAES <i>et al.</i> , 1999a; UDO DE HAES; LINDEIJER, 2002a)
Life Cycle Initiative	Parceria internacional para colocar em prática o pensamento do ciclo de vida e melhorar ferramentas suporte através de melhores dados e indicadores.
Mecanismo	Também denominado “ corrente de impactos ” ou

ambiental	“cadeia de causas e efeitos”. É o sistema de processos físicos, químicos e biológicos para uma dada categoria de impacto, associando os resultados do ICV aos indicadores intermediários e ao(s) ponto(s) final(is) de uma categoria. (ABNT, 2004b)
Modelo de caracterização	Modelo utilizado para gerar os fatores de caracterização. Refletem o mecanismo ambiental pela descrição da relação entre os resultados do ICV, indicadores de categoria e, em alguns casos, o(s) ponto(s) final(is) da categoria. (ABNT, 2004b)
Normalização	Cálculo da magnitude dos resultados dos indicadores em relação à informação de referência. (ABNT, 2004b)
PDF	“ <i>Potentially Disappeared Fraction</i> ”, ou seja, Fração de Espécies Potencialmente Desaparecidas. É um indicador utilizado para expressar os efeitos ocasionados em populações de plantas vasculares em uma área. Representa a fração de espécies que possuem uma alta probabilidade de não ocorrência em uma região, devido a condições não favoráveis. Este indicador é baseado na Probabilidade de Ocorrência (POO ou Probability Of Occurrence): $PDF = 1 - POO$; ou seja, a fração de espécies que não ocorrem em um determinado local pode ser igualada à fração de espécies desaparecida (OVAM, 2006).
PAF	“ <i>Potentially Affected Fraction</i> ”, ou seja, Fração de Espécies Potencialmente Afetadas. É uma medida de risco ecológico, ou seja, de estresse tóxico, geralmente em organismos que vivem em ambientes aquáticos e terrestres, causados por um única ou várias substâncias químicas. Segundo OVAM (2006), pode ser interpretado como “a fração - ou percentagem - de espécies que é exposta a uma concentração igual ou superior à NOEC” (Concentração Sem Efeito Observado). Foi introduzido no método Eco-Indicator 99,

	como base para o cálculo de potenciais de ecotoxicidade (KLEPPER <i>et al.</i> , 1998).
Ponderação	Processo de conversão dos resultados dos indicadores de diferentes categorias de impacto através do uso de fatores numéricos baseados em escolhas de valores. (ABNT, 2004b)
Ponto final do mecanismo ambiental	Atributo ou aspecto do ambiente natural, humano ou dos recursos, que identifica uma questão ambiental de relevância. (ISO, 2006b)
Ponto intermediário do mecanismo ambiental	Todos os elementos no mecanismo ambiental de uma categoria de impacto, situados entre as intervenções ambientais e os pontos finais da categoria. (UDO DE HAES; LINDEIJER, 2002a)
QALY	“ <i>Quality Adjusted Life Years</i> ”, ou seja, Anos de Vida Ajustados por Qualidade de Vida . É uma medida para ambas a qualidade e a quantidade de anos vividos, levando-se em consideração intervenções médicas em prol de um melhor estado de saúde. É o produto aritmético de fatores relacionados à expectativa de vida e à medida da qualidade dos anos de vida remanescentes. Para tanto, pesos são atribuídos aos diferentes estados de saúde. Por exemplo, um ano com saúde perfeita recebe peso 1, enquanto a morte recebe peso 0. Alguns estados de saúde, considerados pior que morte, podem receber pesos negativos (PHILLIPS, 2009).
Relevância ambiental	Grau de conexão entre os resultados do inventário e a categoria de danos, à qual se enquadra uma categoria de impacto (UDO DE HAES; LINDEIJER, 2002a).
Resultado do inventário do ciclo de vida	Resultado da análise do inventário do ciclo de vida que inclui os fluxos que atravessam as fronteiras do sistema e fornece o ponto de partida para a etapa de avaliação do impacto do ciclo de vida. (ABNT, 2004b)

Saída	Material ou energia que deixa uma unidade do processo. (ABNT, 2001)
Sistema de produto	Conjunto de unidades de processo, conectadas material e energeticamente, por fluxos de produtos intermediários, que realize uma ou mais funções definidas. (ABNT, 2001)
Unidade de processo	Menor porção de um sistema de produto para a qual são coletados dados quando é realizada uma avaliação do ciclo de vida. (ABNT, 2001)
Unidade funcional	Desempenho quantificado de um sistema de produto para uso como uma unidade de referência num estudo de avaliação do ciclo de vida. (ABNT, 2001)
Unidades de escala de resolução espacial	Extensão espacial escolhida para a caracterização de impactos em AICV
Valores ambientais instrumentais	Elementos relacionados aos recursos abióticos e a aspectos de produtividade industrial. (UDO DE HAES; LINDEIJER, 2002a)
Valores ambientais intrínsecos	Elementos como saúde humana, bem-estar, biodiversidade e patrimônio herdado. (UDO DE HAES; LINDEIJER, 2002a)
Valores sociais	Aspectos de interesse da sociedade, a serem mantidos, preservados ou protegidos. São divididos em valores ambientais instrumentais e valores ambientais intrínsecos.
Verificação de completeza	Processo para verificar se as informações das fases precedentes de uma avaliação do ciclo de vida (ACV) ou de uma análise do inventário do ciclo de vida (ICV) são suficientes para se chegar a conclusões de acordo com a definição do objetivo e do escopo. (ISO, 2006b)
Verificação de consistência	Processo para verificar se as suposições, os métodos e os dados são aplicados consistentemente ao longo do estudo e se estão de acordo com a definição do objetivo e do escopo.

	(ABNT, 2005)
Verificação da sensibilidade	Processo para verificar se as informações obtidas pela análise de sensibilidade são relevantes para se chegar às conclusões e recomendações. (ABNT, 2005)
YLD	“ <i>Years Lost due to Disability</i> ”, ou seja, Anos de Vida Perdidos , devido à incapacidade. Termo utilizado para apontar os anos de vida perdidos, devido à incapacitação, devido a incidentes sobre a condição de saúde.
YLL	“ <i>Years of Life Lost</i> ”, ou seja, Anos de Vida Perdidos . Termo utilizado para apontar os anos de vida perdidos devido à mortalidade prematura. A expressão também é representada pela sigla YOLL (Years Of Life Lost).

REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14001**. Sistemas da Gestão Ambiental. Requisitos com orientações para uso. Rio de Janeiro, 2004a. 27 p.

_____. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14040**. Gestão Ambiental. Avaliação do Ciclo de Vida. Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2001. 10 p.

_____. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14041**. Gestão Ambiental. Avaliação do Ciclo de Vida. Definição do objetivo e escopo e análise de inventário. Rio de Janeiro, 2004b. 25 p.

_____. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14043**. Gestão Ambiental. Avaliação do Ciclo de Vida. Interpretação do Ciclo de Vida. Rio de Janeiro, 2005. 19 p.

ADAMOWICZ, Wiktor L., *et al.* Analytical Approaches for Assessing Ecosystem Condition and Human Well-Being. In: HASSAN, Rashid; SCHOLLES, Robert; ASCH, Neville. **Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends**. Washington: Island Press, 2005. Cap. 2, p. 37-71. (Millenium Ecosystem Assessment). Disponível em: <<http://www.maweb.org/documents/document.271.aspx.pdf>>. Acesso em: 18 jan. 2010.

Apolo11. **Latitude e longitude das cidades brasileiras**. 2010. Disponível em: <<http://www.apolo11.com/latlon.php>>. Acesso em: 20 abr. 2010.

BAITZ, Von Martin; KREISSIG, Johannes; WOLF, Marc-Andree. Methode zur Integration der Naturraum-Inanspruchnahme in Ökobilanzen. **Forstw. Cbl.**, v. 119, p. 128-149. 2000.

BARE, Jane C. TRACI: the Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impact. **Journal of Industrial Ecology**, v. 6, n. 3-4, p. 49-78. 2003.

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

BASTIAN, Olaf; SCHREIBER, Karl-Friedrich. **Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft**. Berlin: Spektrum Akademischer Verlag, 1999. 560 p.

BAUMANN, Henrikke; TILLMANN, Anne-Marie. **The Hitch Hiker's Guide to LCA: an orientation in Life Cycle Assessment methodology and application**. Lund: Studentlitteratur, 2004. 543 p.

BFS. Bundesstatistik. **GEOSTAT: Arealstatistik der Schweiz 1979/85**. Bern: Bundesamt fuer Statistik, 1992).

BLONK, Hans; LINDEIJER, Erwin; BROERS, Joris. Towards a methodology for taking physical degradation of ecosystems into account in LCA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 2, n. 2, p. 91-98. 1997.

BOSSARD, M; FERANEC, J; OTAHEL, J. **Land Cover Technical Guide: Addendum 2000**. Copenhagen: European Environmental Agency, 2000. 105 p. (CORINE Land Cover Technical Guide, 40). Disponivel em: <<http://www.eea.europa.eu/publications/tech40add>>. Acesso em: 16 jul. 2009.

BOUCOT, Arthur James. **Evolution and extinction rate controls: developments in Palaeontology and Stratigraphy**. Amsterdam: Elsevier, 1975. 427 p.

BRAATZ, Susan. World Bank Publications. **Conserving biological diversity: a strategy for protected areas in the Asia-Pacific region**. Washington, DC, 1992. 66 p. (Asia Technical Department Series, 193).

BRENT, Alan C. **Development of a life cycle impact assessment procedure for life cycle management in South Africa**. 2004. 291 f. Tese (Philosophiae Doctor in Engineering Management) - Department of Engineering and Technology Management, University of Pretoria, Pretoria, 2004. Disponivel em:

<<http://upetd.up.ac.za/thesis/available/etd-09152004-084104>>. Acesso em: 01 mar. 2003.

BROGGI, M.; SCHLEGEL, H. **Mindestbedarf an naturnahen Flächen in der Kulturlandschaft**. Liebfeld-Bern: Schweizerischen Mittellandes, 1989 (Nationalen Forschungsprogrammes "Boden", Bericht 31).

BUTCHART, Stuart H.M., *et al.* Using Red List Indices to measure progress towards the 2010 target and beyond. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 360, p. 255-268. 2005.

_____. Measuring Global Trends in the Status of Biodiversity: Red List Indices for Birds. **Public Library of Science (PLoS) Biology**, v. 2, n. 12, p. e383. 2004.

CAPES. Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior. **Banco de Teses**. 2010. Disponível em: <<http://www.capes.gov.br/servicos/banco-de-teses>>. Acesso em: 25 mai. 2010.

CBD. Secretariat of the Convention on Biological Diversity,. **Handbook of the Convention on Biological Diversity: including its Cartagena Protocol on Biosafety**. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2005. 1533 p). Disponível em: <<http://www.cbd.int/doc/handbook/cbd-hb-all-en.pdf>>. Acesso em: 12 jan. 2010.

CEDERBERG, C; STADIG, M. System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 6, p. 350-356. 2003.

CHAPIN, F.Stuart III, *et al.* Consequences of changing biodiversity. **Nature**, v. 405, p. 234-242. 2000.

CHEHEBE, José B. **Análise do ciclo de vida de produtos: ferramenta gerencial da ISO 14000**. Rio de Janeiro: Qualitymark, 1997. 120 p.

CHOUDHURY, Keya; JANSEN, Louisa J. M. **Terminology for Integrated Resources Planning and Management**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United States; Land and Water

Development Division, 1999. Disponível em: <<ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/landglos.pdf>>. Acesso em: 10 fev. 2010.

CONFORTI, Thiago Borges. **Ecologia populacional de *Solanum erianthum* D. Don**. 2006. 47 f. Dissertação (Mestre em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

CORDERO, Daniel Garraín. **Desarrollo y aplicación de las categorías de impacto ambiental de ruido y de uso de suelo en la metodología de análisis de ciclo de vida**. 2009. 250 f. Tese (Doutorado em Proyectos de Innovación Tecnológica em Ingeniería del Producto y del Proceso) - Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción, Universitat Jaume I, Castellón, 2009. Disponível em: <http://www.tesisenxarxa.net/TESIS_UJI/AVAILABLE/TDX-0630109-101132/garrain.pdf>. Acesso em: 10 mar. 2010.

CURRAN, Mary Ann. **Environmental Life-Cycle Assessment**. New York: McGraw-Hill, 1996. 432 p.

DE SCHRYVER, An; GOEDKOOOP, Mark. Impacts of Land Use: a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. In: GOEDKOOOP, Mark, *et al.* **ReCiPe 2008**. Amersfoort: Pré-Consultants, 2009. Cap. 10, p. 98-115. Disponível em: <<http://s3.amazonaws.com/jef.mindtouch.com/10059895/11/0?AWSAccessKeyId=1TDEJCXAPFCDHW56MSG2&Signature=HEz7aNBWXqTiTHbK/OEgEUPmFDQ%3d&Expires=1267643899>>. Acesso em: 04 mar. 2009.

DINERSTEIN, Eric, *et al.* **A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribe**. Washington: The World Bank, 1995. 129 p.

EC. European Commission. **Framework and requirements for Life Cycle Impact Assessment models and indicators**. Ispra, 2010. 102 p. (ILCD Handbook: International Reference Life Cycle Data System). Disponível em: <<http://lct.jrc.ec.europa.eu/pdf-directory/ILCD-Handbook-LCIA-Framework-requirements-online-12March2010.pdf>>. Acesso em: 12 mar. 2010.

EEA. Biodiversity. In: EEA. **Europe's environment: the fourth assessment**. European Environmental Agency. ed. Brussels: EEA, 2007. p. 145-178. (State of the environment report, 1/2007). Disponível em: <http://www.eea.europa.eu/publications/state_of_environment_report_2007_1>. Acesso em: 01 mar. 2010.

_____. European Environmental Agency. **Life Cycle Assessment: a guide to approaches experiences and information sources**. Brussels: EEA, 1997. 119 p. (Environmental Issues Series, 6).

ESRI, Environmental Systems Research Institute. **ESRI Shapefile Technical Description**. Redlands: ESRI, 1998. (ESRI White Paper). Disponível em: <<http://www.esri.com/library/whitepapers/pdfs/shapefile.pdf>>. Acesso em: 20 jan. 2010.

ESTIS. Environmentally Sound Technologies Information System. **Life Cycle Impact Assessment Task Force 2**. 2009. Disponível em: <<http://www.estis.net/sites/lciatf2/>>. Acesso em: 06 jan. 2010.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **A framework for land evaluation**. Rome: FAO, 1976. (FAO Soils Bulletin, 32). Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/X5310E/x5310e00.htm#Contents>>. Acesso em: 15 jan. 2010.

FINNVEDEN, Göran. On the Limitations of Life Cycle Assessment and Environmental Systems Analysis Tools in General. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 5, n. 4, p. 229-238. 2000.

FRANKL, Paolo; RUBIK, Frieder. **Life Cycle Assessment in Industry and Business: adoption of patterns, applications and implications**. Berlin: Springer-Verlag, 2000.

FRISCHKECHT, Rolf. Allocation in life cycle inventory analysis for joint production. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 5, n. 2, p. 85-95. 2000.

GOEDKOOOP, Mark; SPRIENSMA, Renilde. **The Eco-Indicator 99: a damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment**.

Amersfoort: Pré-Consultants, 2001. 132 p. (Methodology Report, 1999/36A). Disponível em: <http://www.pre.nl/download/EI99_methodology_v3.pdf>. Acesso em: 11 nov. 2005.

GRAEDEL, Thomas. **Streamlined Life-Cycle Assessment**. New Jersey: Prentice Hall, 1998.

GUINÉE, Jeroen B., *et al.* Part 1: LCA in perspective. In: GUINÉE, Jeroen B. **Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards**. 1. ed. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, v.7, 2002. p. 708. (Eco-efficiency in Industry and Science). Disponível em: <<http://cml.leiden.edu/research/industrialecology/researchprojects/finish-ed/new-dutch-lca-guide.html>>. Acesso em: 04 mai. 2005.

HASSAN, Rashid; SCHOLES, Robert; ASCH, Neville, Eds. **Ecosystems and Human Well-Being**. 2005.

HAUSCHILD, Michael Z. Assessing environmental impacts in a life cycle perspective. **Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 4, p. 81-88A. 2005.

_____. Framework and requirements for Life Cycle Impact Assessment (LCIA) Models and Indicators: Draft Guidance Document for Public Consultation. In: EU., European Commission. **Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook**, 2009. Disponível em: <<http://ict.jrc.ec.europa.eu/pdf-directory/ILCD-Handbook-LCIA-Framework-requirements-online-12March2010.pdf>>. Acesso em: 21 fev. 2010.

HAUSCHILD, Michael Z.; POTTING, Jose. **Spatial differentiation in Life Cycle Impact Assessment: the EDIP2003 Methodology**. Copenhagen: Environment, Danish Ministry of the, 2005. 195 p. (Report Environmental News, 80). Disponível em: <<http://www.man.dtu.dk/English/Research/IPL2004.aspx?lg=showcommon&id=177668>>. Acesso em: 06 jan. 2006.

HEGG, O; BEGUIN, C; ZOLLER, H. **Atlas schutzwürdiger Vegetationstypen der Schweiz**. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, 1993.

HOFSTETTER, Patrick. **Perspectives in Life Cycle Impact Assessment: a structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere and valuesphere**. London: Kluwer Academic Publishers, 1998. 484 p.

_____. Top-Down Arguments for a Goal-Oriented Assessment Structure. **Global LCA Village**, v. July 1999, p. 1-7. 1999.

HOUAISS, Antônio. **Dicionário Houaiss da Língua Portuguesa**. 1. ed. Rio de Janeiro: Editora Objetiva, 2009. 1 v.

HUNT, Robert G.; FRANKLIN, William E. LCA: How it came about personal reflections on the origin and the development of LCA in the USA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 1, n. 3, p. 147-150. 1996.

IBGE. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de Uso da Terra do Rio Grande do Sul**. Rio de Janeiro: IBGE, 2009.

IBGE, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Uso da Terra**. Rio de Janeiro: IBGE, 2006. (Manuais Técnicos em Geociências, 7). Disponível em: <ftp://geofpt.ibge.gov.br/documentos/recursosnaturais/usodaterra/manua_lusodaterra.pdf>. Acesso em: 23 fev. 2010.

IBICT. Tecnologia, Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e. **Teses e Dissertações - Avaliação do Ciclo de Vida**. 2010. Disponível em: <<http://acv.ibict.br/publicacoes/teses/>>. Acesso em: 25 mai. 2010.

IIASA. International Institute for Applied System Analysis. **Land use change and agriculture program**. Laxenburg: IIASA, 2009. Disponível em: <<http://www.iiasa.ac.at/Research/LUC/Homepage-News-Highlights/LUC-flyer.pdf?sb=2>>. Acesso em: 07 jan. 2010.

ISO. International Organization for Standardization. **ISO 14040**. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. Geneva, 1997. 12 p.

_____. **ISO 14040**. Environmental Management - Life Cycle Assessment – Goal and Scope - Definition and Inventory Analysis. Geneva, 2006a. 20 p.

_____. **ISO 14041**. Environmental Management - Life Cycle Assessment – Goal and Scope - Definition and Inventory Analysis. Geneva, 1998. 22 p.

_____. **ISO 14042**. Environmental Management - Life Cycle Assessment – Life Cycle Impact Assessment. Geneva, 2000a. 16 p.

_____. **ISO 14043**. Environmental Management - Life Cycle Assessment – Life Cycle Interpretation. Geneva, 2000b. 18 p.

_____. **ISO 14044**. Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines. Geneva, 2006b. 46 p.

_____. **ISO/TR 14047**. Environmental Management - Life Cycle Impact Assessment. Examples of Application of ISO 14042. Geneva, 2003. 87 p.

_____. **ISO/TR 14049**. Environmental Management - Life Cycle Assessment. Examples of Application of ISO 14041 for goal and scope definition and inventory analysis. Geneva, 2000c.

_____. **ISO/TS 14048**. Environmental Management - Life Cycle Assessment. Data Documentation Format. Geneva, 2002. 41 p.

ITSUBO, Norihiro; INABA, Atsushi. A new LCIA method: LIME has been completed. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 5, p. 305. 2003.

IUCN. International Union for Conservation of Nature. **IUCN Red List Categories and Criteria. Version 3.1**. Gland: IUCN Species Survival Commission, 2001. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria/2001-categories-criteria>>. Acesso em: 10 out 2009.

JENSEN, Allan Astrup. **Life Cycle Assessment: a guide to approaches, experiences and information sources**. Copenhagen: European Environmental Agency, 2001. 119 p.

JOLLIET, Olivier; SAADE, Myriam; CRETAAZ, Pierre. **Analyse du cycle de vie: comprendre et réaliser un écobilan**. Lausanne: Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, 2005. 242 p. (Collection Gérer l'Environnement, n.23).

JOLLIET, Olivier, *et al.* IMPACT 2002+: a new Life Cycle Impact Assessment methodology. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 6, p. 324-330. 2003.

KLEPPER, Olivier, *et al.* Mapping the potentially affected fraction (PAF) of species as a basis for comparison of ecotoxicological risks between substances and regions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 61, n. 1, p. 337-344. 1998.

KLÖPFER, Walter. Comments to the present state of LCIA and possible improvements. **Global LCA Village**, p. 1-4. 1998.

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

_____. Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity. **Journal of Cleaner Production**, n. 8, p. 293-311. 2000.

KÖLLNER, Thomas; SCHOLZ, Roland. 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.

LARSSON, Tor-Bjorn (ed.). **Biodiversity evaluation tools for European forests**. Oxford: Blackwell Science, 2001. 240 p. (Ecological Bulletins 50).

LAWTON, John H., *et al.* Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. **Science**, v. 391, p. 72-78. 1998.

LIEBSCH, Dieter; MARQUES, Marcia C.M.; GOLDENBERG, Renato. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, p. 1717-1725. 2008.

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

LINDEIJER, Erwin; MÜLLER-WENK, Ruedi; STEEN, Bengt. Impact Assessment of Resources and Land Use. In: UDO DE HAES, Helias A. **Life Cycle Impact Assessment: Striving towards the best practice**. Pensacola: SETAC Press, 2002. Cap. 2, p. 11-64.

MACE, Georgina M.; MASUNDIRE, Hillary; BAILLIE, Jonathan. Biodiversity. In: HASSAN, Rashid; ; SCHOLEN, Robert; ; ASCH, Neville. **Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends**. Washington: Island Press, v.1, 2005. Cap. 3, p. 73-76. Disponível em: <<http://www.millenniumassessment.org/documents/document.273.aspx.pdf>>. Acesso em: 08 jan. 2010.

MACHADO, Angelo Barbosa Monteiro; DRUMMOND, Gláucia Moreira; PAGLIA, Adriano Pereira (eds.). **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. 1. ed. Brasília: MMA, 2008. 1420 p.

MCT. Tecnologia, Ministério da Ciência e. **Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações**. 2010. Disponível em: <<http://bdtd.ibict.br/>>. Acesso em: 25 mai. 2010.

MEADOWS, Donella H., *et al.* **The Limits to Growth**. New York: Universe, 1972. 368 p.

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

MILÀ I CANALS, Llorenç. **Contributions to LCA methodology for agricultural systems: Site dependency and soil degradation impact**

assessment. 2003. 250 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências Ambientais, Departamento de Química, Universidad Autònoma de Barcelona, Barcelona, 2003. Disponível em: <http://www.tdr.cesca.es/TESIS_UAB/AVAILABLE/TDX-1222103-154811/>. Acesso em: 15 mai. 2009.

MILÀ I CANALS, Llorenç; ROMANYÀ, Joan; COWELL, Sarah J. Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of 'fertile land' in Life Cycle Assessment (LCA). **Journal of Cleaner Production**, v. 15, p. 1426-1440. 2007.

MILÀ I CANALS, Llorenç, *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.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Geoprocessamento**. 2010. Disponível em: <<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>>. Acesso em: 26 mai. 2010.

MÜLLER-WENK, Ruedi. Universität St. Gallen. **Land use the main threat to species: How to include land use in LCA**. St. Gallen, 1998. 45 p. (IWÖ Diskussionsbeitrag, 64).

MYERS, Norman, *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403. 2000.

NOZICK, Robert. **Philosophical Explanations**. Cambridge: Harvard University Press, 1981. 784 p.

OLSON, David M.; DINERSTEIN, Eric. The Global 200: A representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. **Conservation Biology**, v. 12, n. 3, p. 502-515. 1998.

OLSON, David M., *et al.* Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth. **BioScience**, v. 51, n. 11, p. 933-938. 2001.

OVAM. Openbare Afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse Gewest. **Eco-Efficiency analysis of 4 types of drinking cups used at events**. Mechelen: OVAM, 2006. (Onderzoeksrapport, D/2006/5024/06). Disponível em:

<<http://www.ovam.be/jahia/Jahia/cache/offonce/pid/176?actionReq=actionPubDetail&fileItem=1040>>. Acesso em: 23 jun. 2007.

OWENS, J. William. 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.

PEGORARO, Leandro Andrade. **Desenvolvimento de fatores de caracterização para toxicidade humana em avaliação do impacto do ciclo de vida no Brasil**. 2008. 87 f. Dissertação (Mestrado) - Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

PHILLIPS, Ceri. **What is a QALY?**, 2009 (What is...? Series). Disponível em: <http://www.whatisseries.co.uk/whatis/pdfs/What_is_a_QALY.pdf>. Acesso em: 11 mar. 2010.

REAP, John, *et al.* A survey of unresolved problems in life cycle assessment - Part 2: impact assessment and interpretation. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 5, p. 374-388. 2008.

REBITZER, Gerald, *et al.* Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. **Environment International**, n. 30, p. 701-720. 2004.

REID, Walter V.; MILLER, Kenton R. **Keeping options alive: the scientific basis for the conservation of biodiversity**. Washington: World Resources Institute, 1989. Disponível em: <<http://www.wri.org/publication/keeping-options-alive-scientific-basis-conservation-biodiversity>>. Acesso em: 16 dez. 2009.

ROSENBAUM, Ralph K., *et al.* **Regionalisation of non-global LCIA categories such as water/land-use, toxicity, acidification, and Ozone formation - if at all, when and how does it make sense?** In: 2nd International Seminar on Society & Materials SAM2. 2008, Nantes, France. Proceedings of 2nd Seminar on Society & Materials (SAM2). 24-25 April 2008, 2008

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

SETAC, Society of Environmental Toxicology and Chemistry. **Guidelines for Life-Cycle Assessment: "A Code of Practice"**. Brussels: SETAC, 1993. 69 p.

SONNEMANN, Guido; CASTELLS, Francesc; SCHUHMACHER, Marta. **Integrated Life Cycle and Risk Assessment for industrial processes**. London: Lewis Publishers, 2003. 394 p.

STEEN, Bengt. Chalmers University of Technology. **A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS)**. Göteborg, 1999 (CPM Report).

TOFFOLETTO, Laurence, *et al.* LUCAS – A New LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 12, n. 2, p. 93-102. 2007.

TOLLE, Duane A. Regional scaling and normalization in LCIA: development and application of methods. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 2, n. 4, p. 197-208. 1997.

TOWNSEND, Colin R.; BEGON, Michael; HARPER, John L. **Essentials of ecology**. Oxford: Blackwell Publishing, 2008. 510 p.

UDO DE HAES, Helias A.; LINDEIJER, Erwin. Areas of protection, final draft chapter, February 23, 2001: the areas of protection in Life Cycle Impact Assessment. **Global LCA Village**, n. March 2002, p. 1-8. 2002a.

_____. Review of areas of protection within the working group on life cycle impact assessment. **Global LCA Village**, n. March 2002, p. 1-2. 2002b.

UDO DE HAES, Helias A., *et al.* Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment Background Document for the Second Working Group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC-Europe (WIA-2).

International Journal of Life Cycle Assessment, v. 4, n. 2, p. 66-74. 1999a.

_____. Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment Background Document for the Second Working Group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC-Europe (WIA-2) - Part 2. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 4, n. 3, p. 167-174. 1999b.

_____. **Life Cycle Impact Assessment: striving towards the best practice**. Brussels: SETAC, 2002. 249 p.

UNEP. United Nations Environment Programme. **United Nations 2002: Report on the sixth meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity (UNEP/CBD/COP/6/20/Part 2) Strategic Plan Decision VI/26**. The Hague: CBD, 2002. 347 p.

VOGTLÄNDER, Joost G., *et al.* Characterizing the change of land-use based on flora: application for EIA and LCA. **Journal of Cleaner Production**, v. 12, p. 47-57. 2004.

WEIDEMA, Bo P. Areas of protection and the impact chain: comments on the last version (15 february 2001). **Global LCA Village**, n. March 2002, p. 1-3. 2002.

_____. **Question about basic concepts** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <bow@lca-net.com>, em 15 fev. 2007.

WEIDEMA, Bo P.; LINDEIJER, Erwin. **Physical impacts of land use in product life cycle assessment: Final report of the EURENVIRONLCAGAPS sub-project on land use**. Lyngby: Department of Manufacturing Engineering and Management, Technical University of Denmark, 2001 (EUREKA Project EU-1296, IPL-033-01).

WENZEL, Henrik; HAUSCHILD, Michael Z.; ALTING, Leo. **Environmental assessment of products: methodology, tools and case studies in product development**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, v.1, 1997. 543 p. (Environmental assessment of products).

WOHLGEMUTH, Thomas. Der Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz (Welten und Sutter 1982) auf EDV: Die Artenzahl und ihre Abhängigkeit Von verschiedenen Faktoren. **Botanica Helvetica**, v. 103, p. 55-71. 1993.

WWF. Fund, World Wildlife. **Caatinga (NT1304)**. 2001a. Disponível em:

<http://www.worldwildlife.org/wildworld/profiles/terrestrial/nt/nt1304_full.html>. Acesso em: 27 ago. 2009.

_____. World Wildlife Fund. **Ecoregions**. 2001b. Disponível em:

<http://www.worldwildlife.org/wildworld/profiles/terrestrial_at.html>. Acesso em: 27 ago. 2009.

_____. World Wildlife Fund. **Glossary**. 2001c. Disponível em:

<<http://www.nationalgeographic.com/wildworld/glossary.html>>. Acesso em: 20 mai. 2010.

_____. World Wildlife Fund. **Pantanal (NT0907)**. 2001d. Disponível em:

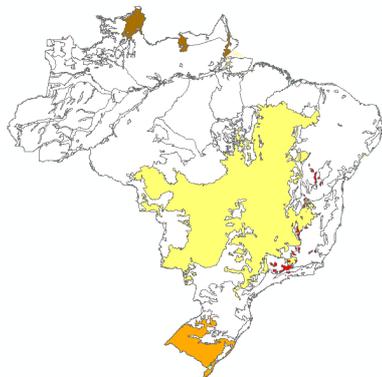
<http://www.worldwildlife.org/wildworld/profiles/terrestrial/nt/nt0907_full.html>. Acesso em: 27 ago. 2009.

_____. World Wildlife Fund. **WWF Species Finder**. 2009. Disponível

em: <<http://gis.wwfus.org/wildfinder/>>. Acesso em: 24 jun. 2010.

APÊNDICE A. ECORREGIÕES DO BRASIL

PRADARIAS, ESTEPES E SAVANAS TROPICAIS E SUBTROPICAIS



Bioma "Cerrado"

 Cerrado

 Savana dos Campos Rupestres

 Savana das Guianas

Bioma "Campos do Sul"

 Savana do Uruguai ou Pampa

FLORESTAS TROPICAIS E SUBTROPICAIS SECAS



Bioma "Cerrado"

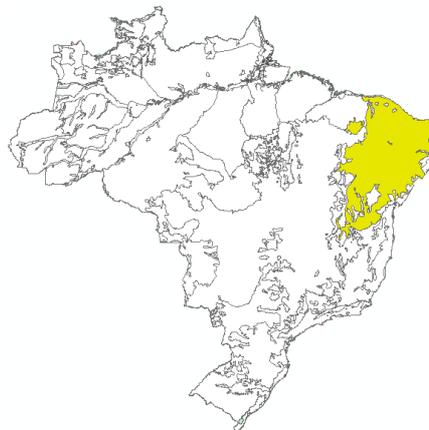
 Floresta Atlântica Seca

Bioma "Transição Cerrado-Caatinga"

 Floresta Seca "Chiquitano"

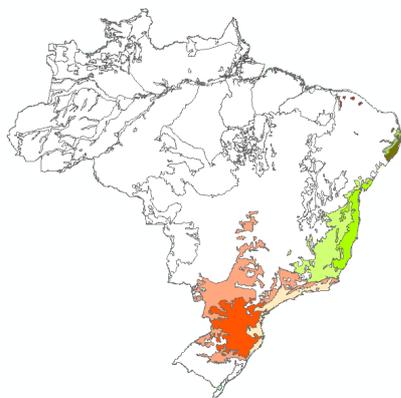
PRADARIAS E SAVANAS INUNDADAS***Bioma "Pantanal"***

 *Pantanal*

DESERTOS E ESTEPES XÉRICAS***Bioma "Caatinga"***

 *Caatinga*

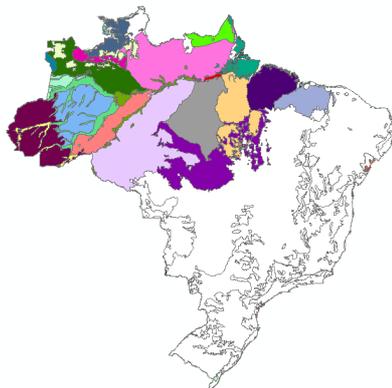
FLORESTAS TROPICAIS E SUBTROPICAIS ÚMIDAS



Bioma “Mata Atlântica”

-  *Florestas Úmidas do Alto Paraná*
-  *Florestas Úmidas de Araucária*
-  *Florestas Costeiras da Serra do Mar*
-  *Florestas do Interior da Bahia*
-  *Florestas Costeiras da Bahia*
-  *Florestas do Interior de Pernambuco*
-  *Florestas Costeiras de Pernambuco*
-  *Brejos de Altitude do Nordeste ou Enclaves de Florestas Úmidas da Caatinga*

FLORESTAS TROPICAIS E SUBTROPICAIS ÚMIDAS



Bioma "Amazônia"

Bioma "Transição Amazônia-Caatinga"

 *Florestas de Babaçu do Maranhão*

Bioma "Transição Amazônia-Cerrado"

 *Florestas Estacionais do Mato Grosso*

-  *Florestas Úmidas do Tocantins-Araguaia*
-  *Várzea de Marajó*
-  *Florestas Úmidas do Tocantins-Xingu-Araguaia*
-  *Florestas das Guianas*
-  *Florestas Úmidas do Uatumã-Trombetas*
-  *Várzea do Gurupá*
-  *Florestas Úmidas do Tapajós-Xingu*
-  *Várzea de Monte Alegre*
-  *Florestas Úmidas do Madeira-Tapajós*
-  } *Florestas de Altitude das Guianas*
-  }
-  *Pantepuis*
-  *Florestas Úmidas do Negro-Branco*
-  *Florestas Úmidas do Japurá-Solimões-Negro*
-  *Campinarana do Alto Rio Negro*
-  *Florestas Úmidas de Caquetá*
-  *Florestas Úmidas do Solimões-Japurá*
-  *Várzea do Purus*
-  *Florestas Úmidas do Juruá-Purus*
-  *Florestas Úmidas do Purus-Madeira*
-  *Florestas Úmidas do Sudoeste da Amazônia*
-  *Várzea de Iquitos*

APÊNDICE B. TIPOLOGIAS DE USO DA TERRA NO BRASIL

Tabela 24. Tipologias do uso da terra para o Brasil, segundo IBGE.

Nível I (Classe)		Nível II (Subclasse)		Nível III (Unidade)			
1	ÁREAS ANTRÓPICAS NÃO-AGRÍCOLAS	1.1	Áreas urbanizadas	1.1.1	Vilas		
				1.1.2	Cidades		
				1.1.3	Complexos industriais		
				1.1.4	Áreas urbano-industriais		
				1.1.5	Outras áreas urbanizadas		
		1.2	Áreas de extração ou mineração	1.2.1	Metálicos		
				1.2.2	Não-metálicos		
				2.1.1	Graníferas e cerealíferas		
				2.1.2	Bulbos, raízes e tubérculos		
				2.1.3	Hortícolas e floríferas		
2	ÁREAS ANTRÓPICAS AGRÍCOLAS	2.1	Cultura temporária	2.1.4	Espécies temporárias, produtoras de fibras		
				2.1.5	Oleaginosas temporárias		
				2.1.6	Frutíferas temporárias		
				2.1.7	Cana-de-açúcar		
				2.1.8	Fumo		
				2.1.9	Cultivos temporários diversificados		
				2.1.10	Outros cultivos temporários (ex.: abóbora)		
				2.2	Cultura permanente	2.2.1	Frutíferas permanentes
						2.2.2	Frutos secos permanentes
						2.2.3	Espécies permanentes produtoras de flora
		2.2.4	Oleaginosas permanentes				
		2.2.5	Cultivos permanentes diversificados				

Continuação da Tabela 24

Nível I (Classe)	Nível II (Subclasse)	Nível III (Unidade)	
3	2.3	Pastagem	2.3.1 Pecuária de animais de grande porte
			2.3.2 Pecuária de animais de médio porte
			2.3.3 Pecuária de animais de pequeno porte
	2.4	Silvicultura	2.4.1 Reflorestamento
			2.4.2 Cultivo agro-florestal
	2.5	Outros	2.5.1 Uso não identificado
	3.1	Florestas	3.1.1 Unidades de conservação de proteção integral em área florestal
			3.1.2 Unidade de conservação de uso sustentável em área florestal
			3.1.3 Terra Indígena em área florestal
			3.1.4 Outras áreas protegidas em área florestal
			3.1.5 Áreas militares em área florestal
			3.1.6 Extrativismo vegetal em área florestal
			3.1.7 Extrativismo animal em área florestal
			3.1.8 Uso não identificado em área florestal
			3.2.1 Unidades de conservação de proteção integral em área campestre
			3.2.2 Unidade de conservação de uso sustentável em área campestre
			3.2.3 Terra Indígena em área campestre
3.2	Campestre	3.2.4 Outras áreas protegidas em área campestre	
		3.2.5 Áreas militares em área campestre	
		3.2.6 Extrativismo vegetal em área campestre	
		3.2.7 Extrativismo animal em área campestre	
		3.2.8 Uso não identificado em área campestre	
		3.2.9 Pecuária de animais de grande porte em área campestre	
		3.2.10 Pecuária de animais de médio porte em área campestre	
		3.2.11 Pecuária de animais de pequeno porte em área campestre	

Continuação da Tabela 24

Nível I (Classe)	Nível II (Subclasse)	Nível III (Unidade)			
4	ÁGUA	4.1	Corpo d'água continental	4.1.1	Unidade de conservação de proteção integral em corpo d'água contin.
				4.1.2	Unidade de conservação de uso sustentável em corpo d'água contin.
				4.1.3	Terra Indígena em corpo d'água continental
				4.1.4	Áreas militares em corpo d'água continental
				4.1.5	Outras áreas protegidas em corpo d'água continental
				4.1.6	Uso não identificado em corpo d'água continental
				4.1.7	Uso diversificado em corpo d'água continental
	4.2	Corpo d'água costeiro	4.2.1	Unidade de conservação de proteção integral em corpo d'água costeiro	
			4.2.2	Unidade de conservação de uso sustentável em corpo d'água costeiro	
			4.2.3	Terra Indígena em corpo d'água costeiro	
			4.2.4	Áreas militares em corpo d'água costeiro	
			4.2.5	Outras áreas protegidas em corpo d'água costeiro	
			4.2.6	Uso não identificado em corpo d'água costeiro	
			4.2.7	Uso diversificado em corpo d'água costeiro	
5	OUTRAS ÁREAS	5.1	Áreas descobertas	5.1.1	Unidade de conservação de proteção integral em área descoberta
				5.1.2	Unidade de conservação de uso sustentável em área descoberta
				5.1.3	Terra Indígena em área descoberta
				5.1.4	Outras áreas protegidas em área descoberta
				5.1.5	Áreas militares em área descoberta
				5.1.6	Extratativismo animal em área descoberta
				5.1.7	Uso não identificado em área descoberta
				5.1.8	Pecuária de animais de grande porte em área descoberta
				5.1.9	Pecuária de animais de médio porte em área descoberta
				5.1.10	Pecuária de animais de pequeno porte em área descoberta

APÊNDICE C. ESTADO DE CONSERVAÇÃO WWF

Este Apêndice visa auxiliar na melhor compreensão da definição dos valores dos estados de conservação para as diferentes ecorregiões, segundo Dinerstein *et al.* (1995).

1. Critérios para o cálculo do estado de conservação das ecorregiões

Para a definição do estado de conservação das diferentes ecorregiões, foram atribuídos pontos de 0 a 100 (Tabela 25), de acordo com os critérios contidos na Tabela 26. Quanto maior o número de pontos obtidos, mais crítico é o estado de conservação da ecorregião analisada. Segundo Dinerstein *et al.* (1995) este sistema de pontos busca refletir a contribuição de cada um dos critérios à conservação da biodiversidade, a longo-termo.

Tabela 25. Pontos atribuídos às diferentes categorias de estados de conservação.

Pontos	Estado de conservação da ecorregião
0-6	Relativamente intacto
7-36	Relativamente estável
37-64	Vulnerável
65-88	Em perigo
89-100	Crítico

Fonte: Adaptado de Dinerstein *et al.* (1995)

A Tabela 26 apresenta os cinco critérios adotados por Dinerstein *et al.* (1995), e seus respectivos pesos, empregados na obtenção dos pontos relacionados às cinco categorias de estado de conservação, como aquelas definidas pelo IUCN.

Tabela 26. Critérios utilizados na determinação do estado de conservação de ecorregiões e seus respectivos pesos.

Peso [%]	Critério
40	Perda total do hábitat
20	Blocos de hábitat
20	Fragmentação do hábitat (para campos, savanas, áreas arbustivas e campos alagados, atribui-se 10 % à fragmentação e 10% à degradação)
10	Conversão do hábitat
10	Grau de proteção

Fonte: Adaptado de Dinerstein *et al.* (1995)

a) Perda total do hábitat

O conceito de perda total do hábitat envolve a definição de “hábitat intacto”. Para Dinerstein *et al.* (1995), quando a maioria dos processos ecológicos originais são mantidos por suas espécies nativas, considera-se que o hábitat esteja intacto.

A partir deste esclarecimento, são definidas as percentagens apresentadas na Tabela 27.

Tabela 27. Percentagem de perda total do hábitat e respectivos pontos atribuídos.

Pontos	Perda total do hábitat
0	0-10 %
10	10-24 %
20	24-49 %
32	50-89 %
40	> 90 %

Fonte: Adaptado de Dinerstein *et al.* (1995)

Segundo Dinerstein *et al.* (1995), a redução de áreas pode ocasionar eliminação de espécies, diminuição da dinâmica do ecossistema e fragilização dos processos ecológicos nele presentes.

b) Blocos de hábitat

O número mínimo de blocos de hábitat e respectivas áreas mínimas, contidos em uma determinada ecorregião, são analisados de acordo com o tamanho e tipo de ecorregião. Quanto maior a dimensão dos blocos e sua quantidade, maior é a capacidade de persistência e sobrevivência de espécies nativas (DINERSTEIN *et al.*, 1995).

Na **Error! Not a valid bookmark self-reference.** encontram-se dispostos os requisitos mínimos a serem alcançados por uma ecorregião enquadrada como “Floresta Tropical” e os pontos atribuídos.

Tabela 28. Pontos atribuídos aos biomas do tipo "Florestas Tropicais", segundo sua extensão e número de blocos de hábitat (pelo menos um bloco deve atender aos requisitos expostos).

Pontos	Extensão da ecorregião			
	> 3.000 km ²	1.000-3.000 km ²	100-1.000 km ²	<100 km ²
2	> 3.000 km ^{2(a)} ou ≥ 3 blocos > 1.000 km ²	> 1.000 km ² ou ≥ 3 blocos > 500 km ²	> 500 km ²	80-100% intacto
5	> 1.000 km ²	> 500 km ²	> 250 km ²	40-80% intacto
10	> 500 km ²	≥ 3 blocos > 250 km ²	≥ 3 blocos > 100 km ²	10-40% intacto
15	> 250 km ²	> 250 km ²	> 100 km ²	1-10% intacto
20	Nenhum bloco > 250 km ²	Nenhum bloco > 250 km ²	Nenhum bloco > 100 km ²	< 1% intacto

(a) O valor “> 3.000 km²” indica que a ecorregião contém pelo menos um bloco de hábitat maior que 3.000 km². A leitura da tabela é realizada, portanto, da primeira linha para baixo, até que a afirmação seja válida para a ecorregião em questão.

Fonte: Adaptado de Dinerstein *et al.* (1995)

Os requisitos mínimos para biomas do tipo “Florestas Temperadas e de Coníferas” são apresentados na Tabela 29.

Tabela 29. Pontos atribuídos aos biomas do tipo "Florestas Temperadas e de Coníferas", segundo sua extensão e número de blocos de hábitat.

Pontos	Extensão da ecorregião			
	> 3.000 km ²	1.000-3.000 km ²	100-1.000 km ²	<100 km ²
2	> 2.000 km ² ou ≥ 3 blocos > 800 km ²	> 800 km ² ou ≥ 3 blocos > 500 km ²	> 500 km ²	80-100% intacto
5	> 800 km ²	> 500 km ²	> 250 km ²	40-80% intacto
10	≥ 3 blocos > 250 km ²	≥ 3 blocos > 250 km ²	≥ 3 blocos > 100 km ²	10-40% intacto
15	> 250 km ²	> 250 km ²	> 100 km ²	1-10% intacto
20	Nenhum bloco > 250 km ²	Nenhum bloco > 250 km ²	Nenhum bloco > 100 km ²	< 1% intacto

Fonte: Adaptado de Dinerstein *et al.* (1995)

Na Tabela 30 são apresentados os requisitos mínimos para biomas do tipo “Pradarias, Estepes e Savanas”.

Tabela 30. Pontos atribuídos aos biomas do tipo "Pradarias, Estepes e Savanas", segundo sua extensão e número de blocos de hábitat.

Pontos	Extensão da ecorregião		
	> 3.000 km ²	1.000-3.000 km ²	<1.000 km ²
2	> 750 km ² ou ≥ 3 blocos > 500 km ²	> 500 km ² ou ≥ 3 blocos > 250 km ²	80-100% intacto
5	> 500 km ²	> 250 km ²	40-80% intacto
10	> 250 km ²	≥ 2 blocos > 100 km ²	10-40% intacto
15	> 100 km ²	> 100 km ²	1-10% intacto
20	Nenhum bloco > 100 km ²	Nenhum bloco > 100 km ²	< 1% intacto

Fonte: Adaptado de Dinerstein *et al.* (1995)

Por fim, os dados para as “Formações Xéricas” são mostrados na Tabela 31.

Tabela 31. Pontos atribuídos aos biomas do tipo "Formações Xéricas", segundo sua extensão e número de blocos de hábitat.

Pontos	Extensão da ecorregião		
	> 3.000 km ²	1.000-3.000 km ²	<1.000 km ²
2	≥ 2 blocos > 500 km ² ou	> 500 km ² ou	80-100% intacto
	≥ 3 blocos > 200 km ²	≥ 2 blocos > 200 km ²	
5	> 500 km ²	> 200 km ²	40-80% intacto
10	> 200 km ²	≥ 2 blocos > 100 km ²	10-40% intacto
15	> 100 km ²	> 100 km ²	1-10% intacto
20	Nenhum bloco > 100 km ²	Nenhum bloco > 100 km ²	< 1% intacto

Fonte: Adaptado de Dinerstein *et al.* (1995)

c) Fragmentação e degradação do hábitat

Em geral, quanto maior a fragmentação de um ecossistema, menor a sua capacidade de se manter em equilíbrio, no que diz respeito às espécies nativas e funções ecológicas, e mais vulnerável ele se torna à invasão de outras espécies.

A pontuação deste critério foi baseada principalmente na análise de especialistas regionais (Tabela 32).

Tabela 32. Grau de fragmentação do hábitat e respectivos pontos atribuídos.

Pontos	Grau de fragmentação do hábitat
0	Relativamente contíguo: grande conexão entre os fragmentos (baixa fragmentação). A dispersão de espécies à longa distância ao longo de gradientes climáticos e elevações ainda é possível.
5	Baixo: grande conexão entre os fragmentos. Mais da metade de todos os fragmentos se encontram agrupados de alguma forma. Desta forma, há certo grau de interação com outros blocos de habitat.
12	Médio: ligação intermediária entre os blocos de fragmentos. Eles se encontram agrupados de forma que as intervenções na paisagem permitem dispersão de muitas espécies, através de algumas partes da ecorregião.
16	Avançado: baixa ligação entre os blocos. Há maiores fragmentos do que na categoria “alto”, mas os eles se encontram altamente isolados. Intervenções na paisagem impedem a dispersão da maioria das espécies.
20	Alto: a maioria dos fragmentos são pequenos ou não circulares. O hábitat é ainda menor, devido aos efeitos de borda (ex.: estendendo-se por 0,75 – 1,0 km para efeitos físicos de borda e por 40 km, para pressões de caça). A maioria dos fragmentos individuais e grupos de fragmentos se encontram altamente isolados; Intervenções na paisagem impedem a dispersão da maioria das espécies.

Fonte: Adaptado de Dinerstein *et al.* (1995)

Para o caso de (i) pastagens, savanas e matagais, (ii) formações xéricas e (iii) áreas campestres úmidas, julgou-se necessário também se analisar o grau de degradação do hábitat, juntamente com a análise de fragmentação. Entretanto, devido à falta de informações, esta análise foi apenas realizada para (i) e (iii). Para esses dois casos, atribui-se a metade dos valores obtidos na Tabela 32 somados aos valores obtidos através da Tabela 33. Para o restante dos biomas, utiliza-se apenas a Tabela 32.

Tabela 33. Grau de degradação do hábitat e respectivos pontos atribuídos.

Pontos	Grau de degradação do hábitat
0	<i>Baixo</i> : as populações de espécies de plantas nativas e os processos de sucessão encontram-se relativamente inalterados por ações antropogênicas como queimadas.
5	<i>Médio</i> : a população de espécies de plantas nativas persiste em números reduzidos; os processos de sucessão são modificados.
10	<i>Alto</i> : poucas espécies de plantas nativas persistem; herbívoros nativos são eliminados; processos de sucessão são alterados de forma significativa.

Fonte: Adaptado de Dinerstein *et al.* (1995)

d) Conversão do hábitat

De acordo com Dinerstein *et al.* (1995) devido ao grau de incerteza na avaliação do grau de conversão de hábitat e dos efeitos ecológicos resultantes dessas alterações, atribuiu-se um menor peso a este critério. Entretanto, considera-se um aspecto importante para a análise de futuras tendências de ameaça a espécies e ecossistemas.

Para cada ecorregião, foi avaliada a percentagem de conversão do hábitat por ano e foram atribuídos os pontos exibidos na Tabela 34.

Tabela 34. Pontos atribuídos às diferentes ecorregiões, de acordo com a percentagem de conversão do hábitat.

Pontos	Percentagem de conversão do hábitat por ano
0	< 0,5 %
6	0,5 – 2,0 %
8	2,1 – 3,0 %
9	3,1 – 4,0 %
10	> 4,0 %

Fonte: Adaptado de Dinerstein *et al.* (1995)

e) Grau de proteção

Por “grau de proteção de um hábitat” subentende-se o grau de conservação de grandes blocos de hábitat intactos (DINERSTEIN *et al.*, 1995). Entretanto, este critério nada diz a respeito da distribuição dessas áreas, nem acerca das áreas próximas, ao entorno. Portanto, assim como o critério de conversão do hábitat, este também recebeu um menor peso na avaliação geral de critérios.

Para este critério, foram estabelecidas três formas de análise, segundo o tamanho da ecorregião e o número de unidades de área protegidas. A Tabela 35 apresenta a análise para “Florestas de Coníferas”; a Tabela 36 para “Pradarias, Estepes e Savanas” e a Tabela 37 para ecorregiões de grandes extensões.

Os valores contidos nessas Tabelas indicam os requisitos de número mínimo de blocos (ex.: “ ≥ 2 áreas”) e sua extensão.

Tabela 35. Análise do grau de proteção de biomas do tipo “Florestas de Coníferas”.

Pontos	Extensão da ecorregião			
	> 3.000 km ²	1.000-3.000 km ²	100-1.000 km ²	<100 km ²
1	≥ 2 áreas > 1.000 km ²	≥ 2 áreas > 750 km ²	≥ 3 áreas > 250 km ²	> 50% ^(a)
4	> 500 km ²	> 500 km ²	> 250 km ²	40-50%
6	> 250 km ²	> 250 km ²	> 100 km ²	20-40%
8	> 100 km ²	> 100 km ²	Áreas existentes, mas < 100 km ²	1-20%
10	Nenhum bloco > 100 km ²	Nenhum bloco > 100 km ²	Nenhum bloco	0%

(a) Percentagem de áreas protegidas, menores que 100 km²

Fonte: Adaptado de Dinerstein *et al.* (1995)

Tabela 36. Análise do grau de proteção de biomas do tipo “Pradarias, Estepes e Savanas” e “Formações Xéricas”.

Pontos	Extensão da ecorregião			
	> 3.000 km ²	1.000-3.000 km ²	100-1.000 km ²	<100 km ²
1	≥ 2 áreas > 750 km ²	≥ 2 áreas > 500 km ²	≥ 2 áreas > 250 km ²	> 50% ^(a)
4	> 500 km ²	> 500 km ²	> 250 km ²	40-50%
6	> 250 km ²	> 250 km ²	> 100 km ²	20-40%
8	> 100 km ²	> 100 km ²	Áreas existentes, mas < 100 km ²	1-20%
10	Nenhum bloco > 100 km ²	Nenhum bloco > 100 km ²	Nenhum bloco	0%

(a) Percentagem de áreas protegidas, menores que 100 km²

Fonte: Adaptado de Dinerstein *et al.* (1995)

Tabela 37. Análise do grau de proteção de biomas com extensão acima de 50.000 km²

Pontos	Extensão da ecorregião		
	> 500.000 km²	200.000-500.000 km²	50.000-200.000 km²
1	> 8.000 km ²	> 4.000 km ²	> 2.000 km ²
4	≥ 3 áreas > 4.000 km ²	≥ 3 áreas > 2.000 km ²	≥ 3 áreas > 1.000 km ²
6	> 2.000 km ²	> 1.000 km ²	> 500 km ²
8	> 1.000 km ²	> 500 km ²	> 250 km ²
10	Nenhum bloco > 1.000 km ²	Nenhum bloco > 500 km ²	Nenhum bloco > 250 km ²

Fonte: Adaptado de Dinerstein *et al.* (1995)

APÊNDICE D. DADOS DO MODELO

Espécies de Anfíbios, Não-Endêmicos (S_{N-End}, AMPH)

Tabela 38. Dados de espécies de anfíbios não-endêmicas, por categoria da lista vermelha de espécies da IUCN.

ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	EX	EW	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NE	Total
NT01. Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas											
NT0101	Florestas Úmidas de Araucária	1	0	2	1	1	8	124	34	0	
NT0102	Restingas da Costa do Atlântico	1	0	0	1	2	10	137	44	0	
NT0103	Florestas Costeiras da Bahia	0	0	0	0	3	3	79	21	0	
NT0104	Florestas do Interior da Bahia	0	0	1	1	4	6	106	41	0	
NT0106	Brejos de Altitude do Nordeste ou Enclaves de Florestas Úmidas da Caatinga	0	0	0	0	0	0	20	0	0	
NT0125	Florestas Úmidas das Guianas	0	0	0	0	1	0	101	1	0	
NT0126	Várzea do Gurupá	0	0	0	0	1	0	30	1	0	
NT0128	Várzea de Iquitos	0	0	0	1	1	0	122	2	0	
NT0132	Florestas Úmidas do Japurá-Solimões-Negro	0	0	0	0	1	0	90	4	0	
NT0133	Florestas Úmidas do Juruá-Purus	0	0	0	0	0	0	66	2	0	
NT0135	Florestas Úmidas do Madeira-Tapajós	0	0	0	0	0	0	54	1	0	
NT0138	Várzea de Marajó	0	0	0	0	0	0	51	1	0	
NT0139	Florestas de Babaçu do Maranhão	0	0	0	0	0	0	26	0	0	
NT0140	Florestas Estacionais do Mato Grosso	0	0	0	0	0	0	48	4	0	
NT0141	Várzea de Monte Alegre	0	0	0	0	0	0	58	3	0	

Continuação da Tabela 38

ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	EX	EW	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NE	Total
NT0143	Florestas Úmidas do Negro-Branco	0	0	0	0	1	0	61	2	0	
NT0144	Restingas do Nordeste do Brasil	0	0	0	0	0	0	15	0	0	
NT0150	Florestas Úmidas do Alto Paraná	0	0	6	3	3	10	209	70	0	
NT0151	Florestas Costeiras de Pernambuco	0	0	0	0	0	0	33	3	0	
NT01. Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas (continuação)											
NT0152	Florestas do Interior de Pernambuco	0	0	0	0	0	0	35	3	0	
NT0156	Várzea do Purus	0	0	0	1	1	0	118	5	0	
NT0157	Florestas Úmidas do Purus-Madeira	0	0	0	0	0	0	69	3	0	
NT0158	Campinarana do Alto Rio Negro	0	0	0	0	1	0	62	2	0	
NT0160	Florestas Costeiras da Serra do Mar	1	0	3	1	3	9	161	65	0	
NT0163	Florestas Úmidas do Solimões-Japurá	0	0	0	1	1	0	122	4	0	
NT0166	Florestas Úmidas do Sudoeste da Amazônia	0	0	0	1	1	1	147	2	0	
NT0168	Florestas Úmidas do Tapajós Xingu	0	0	0	0	1	0	53	4	0	
NT0169	Pantepuis	0	0	0	0	0	0	19	0	0	
NT0170	Florestas Úmidas do Tocantins-Araguaia	0	0	0	0	0	1	32	2	0	
NT0173	Florestas Úmidas do Uatumã-Trombetas	0	0	0	0	1	0	92	1	0	
NT0180	Florestas Úmidas do Tocantins Xingu-Araguaia	0	0	0	0	1	0	48	3	0	
NT0182	Florestas de Altitude das Guianas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NT02. Florestas Tropicais e Subtropicais Secas											
NT0202	Florestas Atlânticas Secas	0	0	0	0	0	0	35	6	0	

NT0212	Floresta Seca “Chiquitano”	0	0	0	0	0	0	53	2	0
---------------	----------------------------	---	---	---	---	---	---	----	---	---

Continuação da Tabela 38

ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	EX	EW	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NE	Total
NT07. Pradarias, Estepes e Savanas Tropicais e Subtropicais											
NT0703	Savana dos Campos Rupestres	0	0	2	0	1	0	75	38	0	
NT0704	Cerrado	0	0	4	0	1	1	144	51	0	
NT0707	Savana das Guianas	0	0	0	0	1	0	82	1	0	
NT0710	Savana do Uruguai ou Pampa	1	0	0	1	2	6	92	9	0	
NT09. Pradarias e Savanas Inundadas											
NT0907	Pantanal	0	0	0	0	0	0	51	3	0	
NT13. Desertos e Estepes Xéricas											
NT1304	Caatinga	0	0	0	0	0	0	44	7	0	

NT0150	Florestas Úmidas do Alto Paraná	0	0	0	1	0	0	1	0	0
---------------	---------------------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Espécies de Aves, Não-Endêmicas (SN-End, AVES)

Tabela 40. Dados de espécies de aves não-endêmicas, por categoria da lista vermelha de espécies da IUCN.

ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	EX	EW	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NE	Total
NT01. Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas											
NT0101	Florestas Úmidas de Araucária	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NT0102	Restingas da Costa do Atlântico	0	0	0	0	1	1	250	0	0	
NT0103	Florestas Costeiras da Bahia	0	0	1	1	8	9	417	0	0	
NT0104	Florestas do Interior da Bahia	0	0	1	2	7	19	472	0	0	
NT0106	Brejos de Altitude do Nordeste ou Enclaves de Florestas Úmidas da Caatinga	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NT0125	Florestas Úmidas das Guianas	0	0	0	0	0	8	673	0	0	
NT0126	Várzea do Gurupá	0	0	0	0	0	4	553	0	0	
NT0128	Várzea de Iquitos	0	0	0	0	1	4	614	0	0	
NT0132	Florestas Úmidas do Japurá-Solimões-Negro	0	0	0	0	1	4	493	0	0	
NT0133	Florestas Úmidas do Juruá-Purus	0	0	0	0	1	4	548	0	0	
NT0135	Florestas Úmidas do Madeira-Tapajós	0	0	0	0	0	8	607	0	0	
NT0138	Várzea de Marajó	0	0	0	0	0	5	534	0	0	
NT0139	Florestas de Babaçu do Maranhão	0	0	0	0	1	2	264	0	0	
NT0140	Florestas Estacionais do Mato Grosso	0	0	0	1	0	3	469	0	0	
NT0141	Várzea de Monte Alegre	0	0	0	0	1	5	671	0	0	
NT0143	Florestas Úmidas do Negro-Branco	0	0	0	0	0	3	476	0	0	
NT0144	Restingas do Nordeste do Brasil	0	0	0	0	1	0	273	0	0	

Continuação da Tabela 40

ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	EX	EW	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NE	Total
NT0151	Florestas Costeiras de Pernambuco	0	0	0	0	6	5	379	0	0	
NT0152	Florestas do Interior de Pernambuco	0	0	0	0	3	3	329	0	0	
NT0156	Várzea do Purus	0	0	0	0	1	4	616	0	0	
NT01. Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas (<i>continuação</i>)											
NT0157	Florestas Úmidas do Purus-Madeira	0	0	0	0	1	4	567	0	0	
NT0158	Campinarana do Alto Rio Negro	0	0	0	0	1	2	349	0	0	
NT0160	Florestas Costeiras da Serra do Mar	0	0	1	3	10	25	528	0	0	
NT0163	Florestas Úmidas do Solimões-Japurá	0	0	0	0	1	3	536	0	0	
NT0166	Florestas Úmidas do Sudoeste da Amazônia	0	0	0	0	2	11	752	0	0	
NT0168	Florestas Úmidas do Tapajós Xingu	0	0	0	1	0	6	547	0	0	
NT0169	Pantepuis	0	0	0	0	0	4	583	0	0	
NT0170	Florestas Úmidas do Tocantins-Araguaia	0	0	0	0	0	5	512	0	0	
NT0173	Florestas Úmidas do Uatumã-Trombetas	0	0	0	0	0	5	477	0	0	
NT0180	Florestas Úmidas do Tocantins Xingu-Araguaia	0	0	0	1	0	5	520	0	0	
NT0182	Florestas de Altitude das Guianas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NT02. Florestas Tropicais e Subtropicais Secas											
NT0202	Florestas Atlânticas Secas	0	0	0	0	2	3	300	0	0	
NT0212	Floresta Seca “Chiquitano”	0	0	0	1	3	11	440	0	0	

Continuação da Tabela 40

ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	EX	EW	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NE	Total
NT07. Pradarias, Estepes e Savanas Tropicais e Subtropicais											
NT0703	Savana dos Campos Rupestres	0	0	1	0	1	5	322	0	0	
NT0704	Cerrado	0	0	1	3	6	15	532	0	0	
NT0707	Savana das Guianas	0	0	0	0	0	5	437	0	0	
NT0710	Savana do Uruguai ou Pampa	0	0	0	2	3	7	329	0	0	
NT09. Pradarias e Savanas Inundadas											
NT0907	Pantanal	0	0	0	3	3	8	408	0	0	
NT13. Desertos e Estepes Xéricas											
NT1304	Caatinga	0	0	0	0	3	2	303	0	0	

Espécies de Aves, Endêmicas (*S*_{End}, *AVES*)

Tabela 41. Dados de espécies de aves endêmicas, por categoria da lista vermelha de espécies da IUCN.

ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	EX	EW	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NE	Total
NT01. Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas											
NT0101	Florestas Úmidas de Araucária	0	0	4	2	14	35	384	0	0	
NT0102	Restingas da Costa do Atlântico	0	0	1	1	2	0	1	0	0	
NT0103	Florestas Costeiras da Bahia	0	0	2	8	5	6	9	0	0	
NT0104	Florestas do Interior da Bahia	0	0	0	5	4	16	14	0	0	
NT0106	Brejos de Altitude do Nordeste ou Enclaves de Florestas Úmidas da Caatinga	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NT0125	Florestas Úmidas das Guianas	0	0	0	0	0	0	3	1	0	
NT0126	Várzea do Gurupá	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
NT0128	Várzea de Iquitos	0	0	0	0	0	1	4	0	0	
NT0132	Florestas Úmidas do Japurá-Solimões-Negro	0	0	0	0	0	0	8	0	0	
NT0133	Florestas Úmidas do Juruá-Purus	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
NT0135	Florestas Úmidas do Madeira-Tapajós	0	0	1	0	0	1	4	0	0	
NT0138	Várzea de Marajó	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
NT0139	Florestas de Babaçu do Maranhão	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
NT0140	Florestas Estacionais do Mato Grosso	0	0	0	0	2	0	1	0	0	
NT0141	Várzea de Monte Alegre	0	0	0	0	0	1	3	0	0	
NT0143	Florestas Úmidas do Negro-Branco	0	0	0	0	0	0	7	0	0	
NT0144	Restingas do Nordeste do Brasil	0	0	0	0	1	1	0	0	0	

NT0150	Florestas Úmidas do Alto Paraná	0	0	7	4	18	40	516	0	0
---------------	---------------------------------	---	---	---	---	----	----	-----	---	---

Continuação da Tabela 41

ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	EX	EW	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NE	Total
NT0151	Florestas Costeiras de Pernambuco	0	0	3	7	2	3	2	0	0	
NT0152	Florestas do Interior de Pernambuco	0	0	1	2	2	2	1	0	0	
NT0156	Várzea do Purus	0	0	0	0	0	0	2	0	0	
NT01. Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas (continuação)											
NT0157	Florestas Úmidas do Purus-Madeira	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NT0158	Campinarana do Alto Rio Negro	0	0	0	0	1	0	5	0	0	
NT0160	Florestas Costeiras da Serra do Mar	0	0	4	2	12	20	23	0	0	
NT0163	Florestas Úmidas do Solimões-Japurá	0	0	0	0	0	0	2	0	0	
NT0166	Florestas Úmidas do Sudoeste da Amazônia	0	0	1	0	2	4	10	0	0	
NT0168	Florestas Úmidas do Tapajós Xingu	0	0	0	0	1	0	1	0	0	
NT0169	Pantepuis	0	0	0	0	0	2	39	0	0	
NT0170	Florestas Úmidas do Tocantins-Araguaia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NT0173	Florestas Úmidas do Uatumã-Trombetas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NT0180	Florestas Úmidas do Tocantins Xingu-Araguaia	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
NT0182	Florestas de Altitude das Guianas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NT02. Florestas Tropicais e Subtropicais Secas											
NT0202	Florestas Atlânticas Secas	0	0	0	0	0	2	4	0	0	
NT0212	Floresta Seca “Chiquitano”	0	0	0	0	1	0	1	0	0	

Continuação da Tabela 41

ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	EX	EW	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NE	Total
NT07. Pradarias, Estepes e Savanas Tropicais e Subtropicais											
NT0703	Savana dos Campos Rupestres	0	0	0	0	2	2	1	0	0	
NT0704	Cerrado	0	0	5	0	4	2	3	0	0	
NT0707	Savana das Guianas	0	0	0	1	1	0	0	0	0	
NT0710	Savana do Uruguai ou Pampa	0	0	1	0	0	1	7	0	0	
NT09. Pradarias e Savanas Inundadas											
NT0907	Pantanal	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
NT13. Desertos e Estepes Xéricas											
NT1304	Caatinga	0	0	2	0	3	2	5	0	0	

Espécies de Mamíferos, Não-Endêmicas (SN-End, MAMM)

Tabela 42. Dados de espécies de mamíferos não-endêmicas, por categoria da lista vermelha de espécies da IUCN.

ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	EX	EW	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NE	Total
NT01. Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas											
NT0101	Florestas Úmidas de Araucária	0	0	0	1	11	6	116	6	0	
NT0102	Restingas da Costa do Atlântico	0	0	0	2	14	4	171	5	0	
NT0103	Florestas Costeiras da Bahia	0	0	2	2	10	4	139	4	0	
NT0104	Florestas do Interior da Bahia	0	0	2	4	15	6	144	5	0	
NT0106	Brejos de Altitude do Nordeste ou Enclaves de Florestas Úmidas da Caatinga	0	0	0	0	4	3	115	2	0	
NT0125	Florestas Úmidas das Guianas	0	0	0	4	5	3	191	7	0	
NT0126	Várzea do Gurupá	0	0	0	3	6	3	156	6	0	
NT0128	Várzea de Iquitos	0	0	0	3	13	5	222	10	0	
NT0132	Florestas Úmidas do Japurá-Solimões-Negro	0	0	0	2	8	3	169	7	0	
NT0133	Florestas Úmidas do Juruá-Purus	0	0	0	3	7	4	167	6	0	
NT0135	Florestas Úmidas do Madeira-Tapajós	0	0	0	4	11	5	209	7	0	
NT0138	Várzea de Marajó	0	0	0	4	7	3	163	6	0	
NT0139	Florestas de Babaçu do Maranhão	0	0	0	2	5	4	116	6	0	
NT0140	Florestas Estacionais do Mato Grosso	0	0	0	4	7	4	153	6	0	
NT0141	Várzea de Monte Alegre	0	0	1	5	10	4	192	7	0	
NT0143	Florestas Úmidas do Negro-Branco	0	0	0	3	8	3	190	9	0	
NT0144	Restingas do Nordeste do Brasil	0	0	0	0	4	2	110	3	0	

NT0150	Florestas Úmidas do Alto Paraná	0	0	0	5	16	7	175	7	0
---------------	---------------------------------	---	---	---	---	----	---	-----	---	---

Continuação da Tabela 42

ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	EX	EW	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NE	Total
NT0151	Florestas Costeiras de Pernambuco	0	0	0	0	4	3	113	2	0	
NT0152	Florestas do Interior de Pernambuco	0	0	0	1	6	3	118	3	0	
NT0156	Várzea do Purus	0	0	0	4	9	6	191	7	0	
NT01. Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas (<i>continuação</i>)											
NT0157	Florestas Úmidas do Purus-Madeira	0	0	0	4	4	4	163	8	0	
NT0158	Campinarana do Alto Rio Negro	0	0	0	3	9	3	191	9	0	
NT0160	Florestas Costeiras da Serra do Mar	0	0	0	3	13	6	141	6	0	
NT0163	Florestas Úmidas do Solimões-Japurá	0	0	0	3	6	5	167	6	0	
NT0166	Florestas Úmidas do Sudoeste da Amazônia	0	0	0	5	13	7	254	14	0	
NT0168	Florestas Úmidas do Tapajós Xingu	0	0	0	3	7	3	159	6	0	
NT0169	Pantepuis	0	0	0	4	6	3	192	8	0	
NT0170	Florestas Úmidas do Tocantins-Araguaia	0	0	0	4	6	3	144	6	0	
NT0173	Florestas Úmidas do Uatumã-Trombetas	0	0	0	3	7	3	185	7	0	
NT0180	Florestas Úmidas do Tocantins Xingu-Araguaia	0	0	0	4	9	3	154	6	0	
NT0182	Florestas de Altitude das Guianas	0	0	0	4	6	3	203	9	0	
NT02. Florestas Tropicais e Subtropicais Secas											
NT0202	Florestas Atlânticas Secas	0	0	2	1	6	5	130	3	0	
NT0212	Floresta Seca “Chiquitano”	0	0	0	3	9	6	184	5	0	

Continuação da Tabela 42

ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	EX	EW	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NE	Total
NT07. Pradarias, Estepes e Savanas Tropicais e Subtropicais											
NT0703	Savana dos Campos Rupestres	0	0	0	3	13	6	152	4	0	
NT0704	Cerrado	0	0	0	5	16	7	208	7	0	
NT0707	Savana das Guianas	0	0	0	4	6	3	203	8	0	
NT0710	Savana do Uruguai ou Pampa	0	0	0	1	6	5	81	4	0	
NT09. Pradarias e Savanas Inundadas											
NT0907	Pantanal	0	0	0	2	6	5	153	5	0	
NT13. Desertos e Estepes Xéricas											
NT1304	Caatinga	0	0	1	1	6	6	136	3	0	

NT0150	Florestas Úmidas do Alto Paraná	0	0	1	1	0	0	1	0	0
---------------	---------------------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Continuação da Tabela 43

ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	EX	EW	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NE	Total
NT0151	Florestas Costeiras de Pernambuco	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NT0152	Florestas do Interior de Pernambuco	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
NT0156	Várzea do Purus	0	0	0	0	1	0	1	0	0	
NT01. Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas (continuação)											
NT0157	Florestas Úmidas do Purus-Madeira	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NT0158	Campinarana do Alto Rio Negro	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
NT0160	Florestas Costeiras da Serra do Mar	0	0	2	1	2	0	0	1	0	
NT0163	Florestas Úmidas do Solimões-Japurá	0	0	0	0	1	0	2	1	0	
NT0166	Florestas Úmidas do Sudoeste da Amazônia	0	0	0	2	2	0	5	1	0	
NT0168	Florestas Úmidas do Tapajós Xingu	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
NT0169	Pantepuis	0	0	0	0	0	0	2	0	0	
NT0170	Florestas Úmidas do Tocantins-Araguaia	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
NT0173	Florestas Úmidas do Uatumã-Trombetas	0	0	1	0	0	0	1	0	0	
NT0180	Florestas Úmidas do Tocantins Xingu-Araguaia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NT0182	Florestas de Altitude das Guianas	0	0	0	0	1	0	1	0	0	
NT02. Florestas Tropicais e Subtropicais Secas											
NT0202	Florestas Atlânticas Secas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NT0212	Floresta Seca “Chiquitano”	0	0	0	0	0	0	2	0	0	

Continuação da Tabela 43

ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	EX	EW	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NE	Total
NT07. Pradarias, Estepes e Savanas Tropicais e Subtropicais											
NT0703	Savana dos Campos Rupestres	0	0	1	0	0	0	1	0	0	
NT0704	Cerrado	0	0	0	2	3	0	6	0	0	
NT0707	Savana das Guianas	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
NT0710	Savana do Uruguai ou Pampa	0	0	0	0	0	0	4	0	0	
NT09. Pradarias e Savanas Inundadas											
NT0907	Pantanal	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
NT13. Desertos e Estepes Xéricas											
NT1304	Caatinga	0	0	2	0	0	0	3	0	0	

Espécies de Répteis, Não-Endêmicas (SN-End, REPT)

Tabela 44. Dados de espécies de répteis não-endêmicas, por categoria da lista vermelha de espécies da IUCN.

ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	EX	EW	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NE	Total
NT01. Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas											
NT0101	Florestas Úmidas de Araucária	0	0	0	1	1	0	106	0	0	
NT0102	Restingas da Costa do Atlântico	0	0	0	0	1	0	37	0	0	
NT0103	Florestas Costeiras da Bahia	0	0	0	0	2	0	72	0	0	
NT0104	Florestas do Interior da Bahia	0	0	0	0	2	0	27	0	0	
NT0106	Brejos de Altitude do Nordeste ou Enclaves de Florestas Úmidas da Caatinga	0	0	0	0	0	0	50	0	0	
NT0125	Florestas Úmidas das Guianas	0	0	0	0	4	0	182	0	0	
NT0126	Várzea do Gurupá	0	0	0	0	5	0	20	0	0	
NT0128	Várzea de Iquitos	0	0	0	0	4	0	156	0	0	
NT0132	Florestas Úmidas do Japurá-Solimões-Negro	0	0	0	0	5	0	68	0	0	
NT0133	Florestas Úmidas do Juruá-Purus	0	0	0	0	5	0	31	0	0	
NT0135	Florestas Úmidas do Madeira-Tapajós	0	0	0	0	5	0	62	0	0	
NT0138	Várzea de Marajó	0	0	0	0	4	0	77	0	0	
NT0139	Florestas de Babaçu do Maranhão	0	0	0	0	1	0	110	0	0	
NT0140	Florestas Estacionais do Mato Grosso	0	0	0	0	2	0	34	0	0	
NT0141	Várzea de Monte Alegre	0	0	0	0	5	0	31	0	0	
NT0143	Florestas Úmidas do Negro-Branco	0	0	0	0	4	0	118	0	0	
NT0144	Restingas do Nordeste do Brasil	0	0	0	1	1	0	11	0	0	

NT0150	Florestas Úmidas do Alto Paraná	0	0	0	1	2	0	150	0	0
---------------	---------------------------------	---	---	---	---	---	---	-----	---	---

Continuação da Tabela 44

ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	EX	EW	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NE	Total
NT0151	Florestas Costeiras de Pernambuco	0	0	0	0	0	0	71	0	0	
NT0152	Florestas do Interior de Pernambuco	0	0	0	0	0	0	25	0	0	
NT0156	Várzea do Purus	0	0	0	0	5	0	155	0	0	
NT01. Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas (continuação)											
NT0157	Florestas Úmidas do Purus-Madeira	0	0	0	0	5	0	28	0	0	
NT0158	Campinarana do Alto Rio Negro	0	0	0	0	5	0	17	0	0	
NT0160	Florestas Costeiras da Serra do Mar	0	0	0	1	2	0	77	0	0	
NT0163	Florestas Úmidas do Solimões-Japurá	0	0	0	0	6	0	208	0	0	
NT0166	Florestas Úmidas do Sudoeste da Amazônia	0	0	0	0	3	0	199	0	0	
NT0168	Florestas Úmidas do Tapajós Xingu	0	0	0	0	3	0	105	0	0	
NT0169	Pantepuis	0	0	0	0	0	0	15	0	0	
NT0170	Florestas Úmidas do Tocantins-Araguaia	0	0	0	1	2	0	146	0	0	
NT0173	Florestas Úmidas do Uatumã-Trombetas	0	0	0	0	5	0	149	0	0	
NT0180	Florestas Úmidas do Tocantins Xingu-Araguaia	0	0	0	0	2	0	116	0	0	
NT0182	Florestas de Altitude das Guianas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NT02. Florestas Tropicais e Subtropicais Secas											
NT0202	Florestas Atlânticas Secas	0	0	0	0	1	0	24	0	0	
NT0212	Floresta Seca “Chiquitano”	0	0	0	0	1	0	77	0	0	

Continuação da Tabela 44

ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	EX	EW	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NE	Total
NT07. Pradarias, Estepes e Savanas Tropicais e Subtropicais											
NT0703	Savana dos Campos Rupestres	0	0	0	0	2	0	45	0	0	
NT0704	Cerrado	0	0	0	1	1	0	168	0	0	
NT0707	Savana das Guianas	0	0	0	0	2	0	61	0	0	
NT0710	Savana do Uruguai ou Pampa	0	0	0	0	1	0	83	0	0	
NT09. Pradarias e Savanas Inundadas											
NT0907	Pantanal	0	0	0	0	1	0	88	0	0	
NT13. Desertos e Estepes Xéricas											
NT1304	Caatinga	0	0	0	0	1	0	64	0	0	

Espécies de Répteis, Endêmicas (*S_{End}, REPT*)

Tabela 45. Dados de espécies de répteis endêmicas, por categoria da lista vermelha de espécies da IUCN.

ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	EX	EW	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NE	Total
NT01. Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas											
NT0101	Florestas Úmidas de Araucária	0	0	0	0	0	0	26	0	0	
NT0102	Restingas da Costa do Atlântico	0	0	0	0	2	0	6	0	0	
NT0103	Florestas Costeiras da Bahia	0	0	0	0	1	0	14	0	0	
NT0104	Florestas do Interior da Bahia	0	0	0	0	0	0	5	0	0	
NT0106	Brejos de Altitude do Nordeste ou Enclaves de Florestas Úmidas da Caatinga	0	0	0	0	0	0	2	0	0	
NT0125	Florestas Úmidas das Guianas	0	0	0	0	0	0	16	0	0	
NT0126	Várzea do Gurupá	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NT0128	Várzea de Iquitos	0	0	0	0	0	0	2	0	0	
NT0132	Florestas Úmidas do Japurá-Solimões-Negro	0	0	0	0	0	0	2	0	0	
NT0133	Florestas Úmidas do Juruá-Purus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NT0135	Florestas Úmidas do Madeira-Tapajós	0	0	0	0	0	0	2	0	0	
NT0138	Várzea de Marajó	0	0	0	0	0	0	3	0	0	
NT0139	Florestas de Babaçu do Maranhão	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
NT0140	Florestas Estacionais do Mato Grosso	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NT0141	Várzea de Monte Alegre	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NT0143	Florestas Úmidas do Negro-Branco	0	0	0	0	0	0	4	0	0	

NT0144	Restingas do Nordeste do Brasil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NT0150	Florestas Úmidas do Alto Paraná	0	0	0	0	0	0	10	0	0	
Continuação da Tabela 45											
ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	EX	EW	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NE	Total
NT0151	Florestas Costeiras de Pernambuco	0	0	0	0	1	0	12	0	0	
NT0152	Florestas do Interior de Pernambuco	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NT0156	Várzea do Purus	0	0	0	0	0	0	2	0	0	
NT01. Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas (continuação)											
NT0157	Florestas Úmidas do Purus-Madeira	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
NT0158	Campinarana do Alto Rio Negro	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
NT0160	Florestas Costeiras da Serra do Mar	0	0	2	0	1	0	40	0	0	
NT0163	Florestas Úmidas do Solimões-Japurá	0	0	0	0	0	0	8	0	0	
NT0166	Florestas Úmidas do Sudoeste da Amazônia	0	0	0	0	0	0	24	0	0	
NT0168	Florestas Úmidas do Tapajós Xingu	0	0	0	0	0	0	3	0	0	
NT0169	Pantepuis	0	0	0	0	0	0	9	0	0	
NT0170	Florestas Úmidas do Tocantins-Araguaia	0	0	0	0	0	0	2	0	0	
NT0173	Florestas Úmidas do Uatumã-Trombetas	0	0	0	0	0	0	3	0	0	
NT0180	Florestas Úmidas do Tocantins Xingu-Araguaia	0	0	0	0	0	0	2	0	0	
NT0182	Florestas de Altitude das Guianas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NT02. Florestas Tropicais e Subtropicais Secas											
NT0202	Florestas Atlânticas Secas	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
NT0212	Floresta Seca “Chiquitano”	0	0	0	0	0	0	4	0	0	

Continuação da Tabela 45

ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	EX	EW	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NE	Total
NT07. Pradarias, Estepes e Savanas Tropicais e Subtropicais											
NT0703	Savana dos Campos Rupestres	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
NT0704	Cerrado	0	0	0	0	0	0	48	0	0	
NT0707	Savana das Guianas	0	0	0	0	0	0	3	0	0	
NT0710	Savana do Uruguai ou Pampa	0	0	0	0	0	0	6	0	0	
NT09. Pradarias e Savanas Inundadas											
NT0907	Pantanal	0	0	0	0	0	0	12	0	0	
NT13. Desertos e Estepes Xéricas											
NT1304	Caatinga	0	0	0	0	0	0	37	0	0	

Escassez dos ecossistemas

Tabela 46. Dados de *Apot* e *Apot,max*, e **ES** para cada uma das ecorregiões.

ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	Apot [km²]	Ecorregião com Apot,max	Apot,max [km²]	ES
NT01. Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas					
NT0101	Florestas Úmidas de Araucária	216.000			1,29
NT0102	Restingas da Costa do Atlântico	7.900			1,01
NT0103	Florestas Costeiras da Bahia	109.700			1,15
NT0104	Florestas do Interior da Bahia	230.000			1,31
NT0106	Brejos de Altitude do Nordeste ou Enclaves de Florestas Úmidas da Caatinga	4.800			1,01
NT0125	Florestas Úmidas das Guianas	512.900	Florestas Úmidas do Sudoeste da Amazônia	749.700	1,68
NT0126	Várzea do Gurupá	9.900			1,01
NT0128	Várzea de Iquitos	115.000			1,15
NT0132	Florestas Úmidas do Japurá-Solimões-Negro	269.700			1,36
NT0133	Florestas Úmidas do Juruá-Purus	242.600			1,32
NT0135	Florestas Úmidas do Madeira-Tapajós	719.700			1,96
NT0138	Várzea de Marajó	88.700			1,12

NT0139 Florestas de Babaçu do Maranhão 142.300 **1,19**

Continuação da Tabela 46

ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	Apot [km²]	Ecorregião com Apot,max	Apot,max [km²]	ES
NT0140	Florestas Estacionais do Mato Grosso	414.000			1,55
NT0141	Várzea de Monte Alegre	66.800			1,09
NT0143	Florestas Úmidas do Negro-Branco	212.900			1,28
NT0144	Restingas do Nordeste do Brasil	10.100			1,01
NT0150	Florestas Úmidas do Alto Paraná	483.800			1,65
NT0151	Florestas Costeiras de Pernambuco	17.600			1,02
NT0152	Florestas do Interior de Pernambuco	22.700			1,03
NT0156	Várzea do Purus	177.500	Florestas Úmidas do Sudoeste da Amazônia	749.700	1,24
NT0157	Florestas Úmidas do Purus-Madeira	174.000			1,23
NT0158	Campinarana do Alto Rio Negro	80.900			1,11
NT0160	Florestas Costeiras da Serra do Mar	104.800			1,14
NT0163	Florestas Úmidas do Solimões-Japurá	167.700			1,22
NT0166	Florestas Úmidas do Sudoeste da Amazônia	749.700			2,00
NT0168	Florestas Úmidas do Tapajós Xingu	336.600			1,45
NT0169	Pantepuis	48.800			1,07

NT0170	Florestas Úmidas do Tocantins-Araguaia	193.600			1,26
Continuação da Tabela 46					
ECO-ID	Ecorregiões [Olson <i>et al.</i> (2001)]	Apot [km²]	Ecorregião com Apot,max	Apot,max [km²]	ES
NT0173	Florestas Úmidas do Uatumã-Trombetas	473.100			1,63
NT0180	Florestas Úmidas do Tocantins Xingu-Araguaia	266.200	Florestas Úmidas do Sudoeste da Amazônia	749.700	1,36
NT0182	Florestas de Altitude das Guianas	230.867			1,81
NT02. Florestas Tropicais e Subtropicais Secas					
NT0202	Florestas Atlânticas Secas	115.100			1,19
NT0212	Floresta Seca “Chiquitano“	230.600	Chaco	609.600	1,38
NT07. Pradarias, Estepes e Savanas Tropicais e Subtropicais					
NT0703	Savana dos Campos Rupestres	26.400			1,01
NT0704	Cerrado	1.916.900	Savana de Acácias do Sahel (“ <i>Sahelian Acacia Savanna</i> ”)	3.053.200	1,63
NT0707	Savana das Guianas	104.400			1,03
NT0710	Savana do Uruguai ou Pampa	355.700			1,12
NT09. Pradarias e Savanas Inundadas					
NT0907	Pantanal	171.100	Pradarias Inundadas do Sahara	179.700	1,95
NT13. Desertos e Estepes Xéricas					

NT1304 Caatinga	734.400	Deserto do Sahara	4.639.900	1,16
------------------------	---------	----------------------	-----------	-------------

Vulnerabilidade dos Ecossistemas

Tabela 47. Dados acerca do estado de conservação (EsC) de 1995 e 2001 e valores do grau de vulnerabilidade (EV) para cada uma das ecorregiões do Brasil.

ECO-ID	Ecorregião [Olson <i>et al.</i> (2001)]	Ecorregião de 1995 correspondente [Dinerstein <i>et al.</i> (1995)]	EsC	Pontos	EsC	Pontos	EV
			1995	EsC 1995	2001	EsC 2001	
NT01. Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas							
NT0101	Florestas Úmidas de Araucária	Florestas de Araucária do Brasil	1	100	1	100	2,00
NT0102	Restingas da Costa do Atlântico	Restingas do Nordeste do Brazi	1	96	1	96	1,96
NT0103	Florestas Costeiras da Bahia	Floresta Atlântica Costeira do Brasil	1	91	1	91	1,91
NT0104	Florestas do Interior da Bahia	Floresta Atlântica do Interior do Brazil	2	72	1	72	1,72
NT0106	Brejos de Altitude do Nordeste ou Enclaves de Florestas Úmidas da Caatinga	Caatinga	3	48	1	82	1,82
NT0125	Florestas Úmidas das Guianas	Florestas Úmidas das Guianas	5	3	3	3	1,03
NT0126	Várzea do Gurupá	Florestas de Várzea	2	44	1	82	1,82
NT0128	Várzea de Iquitos	Florestas Úmidas do Juruá	5	3	2	50	1,50
NT0132	Florestas Úmidas do Japurá-Solimões-Negro	Florestas Úmidas do Japurá/Negro	5	3	3	3	1,03
NT0133	Florestas Úmidas do Juruá-Purus	Florestas Úmidas do Juruá	5	3	3	3	1,03
NT0135	Florestas Úmidas do Madeira-Tapajós	Florestas Úmidas do Purus-Madeira	4	8	2	50	1,50
NT0138	Várzea de Marajó	Pradarias Inundadas do Leste da	3	-	2	50	1,50

Amazônia							
ECO-ID	Ecorregião [Olson <i>et al.</i> (2001)]	Ecorregião de 1995 correspondente [Dinerstein <i>et al.</i> (1995)]	EsC 1995	Pontos EsC 1995	EsC 2001	Pontos EsC 2001	EV
NT0139	Florestas de Babaçu do Maranhão	Florestas Úmidas do Tocantins	2	67	1	67	1,67
Continuação da Tabela 47							
NT0140	Florestas Estacionais do Mato Grosso	Florestas Úmidas de Rondônia/Mato Grosso	3	27	2	27	1,27
NT0141	Várzea de Monte Alegre	Florestas de Várzea	2	44	1	82	1,82
NT0143	Florestas Úmidas do Negro-Branco	Florestas Úmidas do Japurá/Negro	5	3	2	50	1,50
NT01. Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas (continuação)							
NT0144	Restingas do Nordeste do Brasil	Restingas do Nordeste do Brazi	1	100	1	100	2,00
NT0150	Florestas Úmidas do Alto Paraná	Floresta Atlântica do Interior do Brasil	2	72	1	72	1,72
NT0151	Florestas Costeiras de Pernambuco	Floresta Atlântica Costeira do Brasil	1	91	1	91	1,91
NT0152	Florestas do Interior de Pernambuco	Floresta Atlântica do Interior do Brasil	2	72	1	72	1,72
NT0156	Várzea do Purus	Florestas de Várzea	2	44	1	82	1,82
NT0157	Florestas Úmidas do Purus-Madeira	Florestas Úmidas do Purus-Madeira	4	8	3	8	1,08
NT0158	Campinarana do Alto Rio Negro	Florestas Úmidas do Japurá/Negro	5	3	3	3	1,03
NT0160	Florestas Costeiras da Serra do Mar	Floresta Atlântica Costeira do Brasil	1	91	1	91	1,91
NT0163	Florestas Úmidas do Solimões-Japurá	Florestas Úmidas do Japurá/Negro	5	3	3	3	1,03
NT0166	Florestas Úmidas do Sudoeste da Amazônia	Florestas Úmidas do Juruá	5	3	3	3	1,03
NT0168	Florestas Úmidas do Tapajós Xingu	Florestas Úmidas do Tapajós/Xingu	3	29	2	29	1,29

NT0169	Pantepuis	Tepuis	5	3	3	3	1,03
---------------	-----------	--------	---	---	---	---	------

Continuação da Tabela 47

ECO-ID	Ecorregião [Olson <i>et al.</i> (2001)]	Ecorregião de 1995 correspondente [Dinerstein <i>et al.</i> (1995)]	EsC 1995	Pontos EsC 1995	EsC 2001	Pontos EsC 2001	EV
NT0170	Florestas Úmidas do Tocantins-Araguaia	Florestas Úmidas do Tocantins	2	67	1	67	1,67
NT0173	Florestas Úmidas do Uatumã-Trombetas	Florestas Úmidas de Uatumã	5	6	3	6	1,06
NT0180	Florestas Úmidas do Tocantins Xingu-Araguaia	Florestas Úmidas do Tapajós/Xingu	3	29	2	29	1,29
NT0182	Florestas de Altitude das Guianas	Florestas Úmidas de Altitude das Guianas	5	1	3	1	1,01
NT02. Florestas Tropicais e Subtropicais Secas							
NT0202	Florestas Atlânticas Secas	Floresta Atlântica do Interior do Brasil	2	72	2	50	1,50
NT0212	Floresta Seca “Chiquitano”	Florestas Secas da Planície Boliviana	2	85	1	85	1,85
NT07. Pradarias, Estepes e Savanas Tropicais e Subtropicais							
NT0703	Savana dos Campos Rupestres	Caatinga	3	48	3	18	1,18
NT0704	Cerrado	Cerrado	3	46	2	46	1,46
NT0707	Savana das Guianas	Savana das Guianas	4	28	2	50	1,50
NT0710	Savana do Uruguai ou Pampa	Savana do Uruguai	3	60	1	82	1,82
NT09. Pradarias e Savanas Inundadas							
NT0907	Pantanal	Pantanal	3	35	1	82	1,82
NT13. Desertos e Estepes Xéricas							
NT1304	Caatinga	Caatinga	3	48	2	48	1,48

Riqueza de espécies potencial (total, endêmica e não-endêmica) e fatores utilizados no cálculo de Q_{pot}

Tabela 48. Valores utilizados no cálculo de Q_{pot} , empregado no cálculo dos fatores de caracterização do uso da terra.

ECO-ID	Ecorregião	Bioma	% $S_{End,pot}$	$S_{Tot,pot}$	$S_{End,pot}$	ES	EV
NT01. Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas							
NT0101	Florestas Úmidas de Araucária	Mata Atlântica	41,67	3.242	1.297	1,71	1,00
NT0102	Restingas da Costa do Atlântico	Zona Costeira	41,67	119	47	199	1,00
NT0103	Florestas Costeiras da Bahia	Mata Atlântica	41,67	1.646	658	1,85	1,00
NT0104	Florestas do Interior da Bahia	Mata Atlântica	41,67	3.450	1.380	1,69	1,00
NT0106	Brejos de Altitude do Nordeste ou Enclaves de Florestas Úmidas da Caatinga	Mata Atlântica	41,67	72	29	1,99	1,00
NT0125	Florestas Úmidas das Guianas	Amazônia	41,67	7.694	3.077	1,32	1,00
NT0126	Várzea do Gurupá	Amazônia	41,67	149	59	1,99	1,00
NT0128	Várzea de IQUITOS	Amazônia	41,67	1.725	690	1,85	1,00
NT0132	Florestas Úmidas do Japurá-Solimões-Negro	Amazônia	41,67	4.046	1.618	1,64	1,00
NT0133	Florestas Úmidas do Juruá-Purus	Amazônia	41,67	3.639	1.456	1,68	1,00
NT0135	Florestas Úmidas do Madeira-Tapajós	Amazônia	41,67	10.796	4.318	1,04	1,00
NT0138	Várzea de Marajó	Amazônia	41,67	1.331	532	1,88	1,00
NT0139	Florestas de Babaçu do Maranhão	Amazônia	41,67	2.135	854	1,81	1,00
NT0140	Florestas Estacionais do Mato Grosso	Amazônia	41,67	6210	2.484	1,45	1,00
NT0141	Várzea de Monte Alegre	Amazônia	41,67	1002	401	1,91	1,00

Continuação da Tabela 48

ECO-ID	Ecorregião	Bioma	% SEnd,pot	STot,pot	SEnd,pot	ES	EV
NT0143	Florestas Úmidas do Negro-Branco	Amazônia	41,67	3.194	1.277	1,72	1,00
NT0144	Northeastern Brazil Restingas	Zona Costeira	41,67	152	61	1,99	1,00
NT0150	Florestas Úmidas do Alto Paraná	Mata Atlântica	41,67	7.257	2.903	1,35	1,00
NT0151	Florestas Costeiras de Pernambuco	Mata Atlântica	41,67	264	106	1,98	1,00
NT0152	Florestas do Interior de Pernambuco	Mata Atlântica	41,67	341	136	1,97	1,00
NT01. Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas (continuação)							
NT0156	Várzea do Purus	Amazônia	41,67	2.663	1.065	1,76	1,00
NT0157	Florestas Úmidas do Purus-Madeira	Amazônia	41,67	2.610	1.044	1,77	1,00
NT0158	Campinarana do Alto Rio Negro	Amazônia	41,67	1.214	485	1,89	1,00
NT0160	Florestas Costeiras da Serra do Mar	Mata Atlântica	41,67	1.572	629	1,86	1,00
NT0163	Florestas Úmidas do Solimões-Japurá	Amazônia	41,67	2.516	1.006	1,78	1,00
NT0166	Florestas Úmidas do Sudoeste da Amazônia	Amazônia	41,67	11.246	4.498	1,00	1,00
NT0168	Florestas Úmidas do Tapajós Xingu	Amazônia	41,67	5.049	2.020	1,55	1,00
NT0169	Pantepuis	Amazônia	41,67	732	293	1,93	1,00
NT0170	Florestas Úmidas do Tocantins-Araguaia	Amazônia	41,67	2.904	1.162	1,74	1,00
NT0173	Florestas Úmidas do Uatumã-Trombetas	Amazônia	41,67	7.097	2.839	1,37	1,00
NT0180	Florestas Úmidas do Tocantins Xingu-Araguaia	Amazônia	41,67	3.993	1.597	1,64	1,00
NT0182	Florestas de Altitude das Guianas	Amazônia	41,67	3.463	1.385	1,81	1,00

Continuação da Tabela 48

ECO-ID	Ecorregião	Bioma	% SEnd,pot	STot,pot	SEnd,pot	ES	EV
NT02. Florestas Tropicais e Subtropicais Secas							
NT0202	Florestas Atlânticas Secas	Cerrado	9,23	414	35	1,81	1,00
NT0212	Floresta Seca “Chiquitano”	Cerrado	9,23	830	69	1,62	1,00
NT07. Pradarias, Estepes e Savanas Tropicais e Subtropicais							
NT0703	Savana dos Campos Rupestres	Mata Atlântica	41,67	396	158	1,99	1,00
NT0704	Cerrado	Cerrado	9,23	6.901	575	1,37	1,00
NT0707	Savana das Guianas	Cerrado	9,23	376	31	1,97	1,00
NT0710	Savana do Uruguai ou Pampa	Cerrado	9,23	1.281	107	1,88	1,00
NT09. Pradarias e Savanas Inundadas							
NT0907	Pantanal	Pantanal	5,00	-	-	1,05	1,00
NT13. Desertos e Estepes Xéricas							
NT1304	Caatinga	Caatinga	10,00	-	-	1,84	1,00

Tempos de recuperação da Mata Atlântica

Tabela 49. Tempos de recuperação para a Mata Atlântica, corrigidos para latitudes de 0° e altitudes entre 0 a 3000m e obedecendo a faixa de aproximadamente 100 a 300 anos.

	Áreas urbanizadas	Extração Mineral	Cultura Temporária	Cultura permanente	Pastagem	Campos naturais	Silvicultura	Florestas	Áreas descobertas
Latitude 0° e Altitudes 0-1000m (<i>trelax</i> = 71)									
Áreas urbanizadas	-	-	14	14	14	28	71	142	1420
Extração mineral	-	-	14	14	14	28	71	142	1420
Cultura temporária	3	3	-	-	-	28	71	142	1420
Cultura permanente	3	3	-	-	-	28	71	142	1420
Pastagem	3	3	-	-	-	28	71	142	1420
Campos naturais	3	3	6	6	6	-	71	142	?
Silvicultura	3	3	3	3	3	6	-	142	1420
Florestas	3	3	6	6	6	6	28	-	?
Áreas descobertas	3	2	3	3	3	3	28	142	-
Latitude 0° e Altitudes 1000-2000m (<i>trelax</i> = 100)									
Áreas urbanizadas	-	-	20	20	20	40	100	200	2000
Extração mineral	-	-	20	20	20	40	100	200	2000
Cultura temporária	4	4	-	-	-	40	100	200	2000
Cultura permanente	4	4	-	-	-	40	100	200	2000
Pastagem	4	4	-	-	-	40	100	200	2000
Campos naturais	4	4	8	8	8	-	100	200	?
Silvicultura	4	4	4	4	4	8	-	200	2000
Florestas	4	4	8	8	8	8	40	-	?
Áreas descobertas	4	4	4	4	4	4	40	100	-

Latitude 0° e Altitudes 2000-3000m (<i>trelax</i> = 143)									
Áreas urbanizadas	-	-	29	29	29	57	143	286	2860
Extração mineral	-	-	29	29	29	57	143	286	2860
Cultura temporária	6	6	-	-	-	57	143	286	2860
Cultura permanente	6	6	-	-	-	57	143	286	2860
Pastagem	6	6	-	-	-	57	143	286	2860
Campos naturais	6	6	11	11	11	-	143	286	?
Silvicultura	6	6	6	6	6	11	-	286	2860
Florestas	6	6	11	11	11	11	57	-	?
Áreas descobertas	6	6	6	6	6	6	57	143	-

Tabela 50. Tempos de recuperação para a Mata Atlântica, corrigidos para latitudes de 20° e altitudes entre 0 a 3000m e obedecendo a faixa de aproximadamente 100 a 300 anos.

	Áreas urbanizadas	Extração Mineral	Cultura Temporária	Cultura permanente	Pastagem	Campos naturais	Silvicultura	Florestas	Áreas descobertas
Latitude 20° e Altitudes 0-1000m (<i>t_{relax}</i> = 86)									
Áreas urbanizadas	-	-	17	17	17	34	86	172	1720
Extração mineral	-	-	17	17	17	34	86	172	1720
Cultura temporária	3	3	-	-	-	34	86	172	1720
Cultura permanente	3	3	-	-	-	34	86	172	1720
Pastagem	3	3	-	-	-	34	86	172	1720
Campos naturais	3	3	7	7	7	-	86	172	?
Silvicultura	3	3	3	3	3	7	-	172	1720
Florestas	3	3	7	7	7	7	34	-	?
Áreas descobertas	3	3	3	3	3	3	34	86	-
Latitude 20° e Altitudes 1000-2000m (<i>t_{relax}</i> = 100)									
Áreas urbanizadas	-	-	20	20	20	40	100	200	2000
Extração mineral	-	-	20	20	20	40	100	200	2000
Cultura temporária	4	4	-	-	-	40	100	200	2000
Cultura permanente	4	4	-	-	-	40	100	200	2000
Pastagem	4	4	-	-	-	40	100	200	2000
Campos naturais	4	4	8	8	8	-	100	200	?
Silvicultura	4	4	4	4	4	8	-	200	2000
Florestas	4	4	8	8	8	8	40	-	?
Áreas descobertas	4	4	4	4	4	4	40	100	-

Latitude 20° e Altitudes 2000-3000m (trelax = 129)									
Áreas urbanizadas	-	-	26	26	26	52	129	258	2580
Extração mineral	-	-	26	26	26	52	129	258	2580
Cultura temporária	5	5	-	-	-	52	129	258	2580
Cultura permanente	5	5	-	-	-	52	129	258	2580
Pastagem	5	5	-	-	-	52	129	258	2580
Campos naturais	5	5	10	10	10	-	129	258	?
Silvicultura	5	5	5	5	5	10	-	258	2580
Florestas	5	5	10	10	10	10	52	-	?
Áreas descobertas	5	5	5	5	5	5	52	129	-

Tabela 51. Tempos de recuperação para a Mata Atlântica, corrigidos para latitudes de 30° e altitudes entre 0 a 3000m e obedecendo a faixa de aproximadamente 100 a 300 anos.

	Áreas urbanizadas	Extração Mineral	Cultura Temporária	Cultura permanente	Pastagem	Campos naturais	Silvicultura	Florestas	Áreas descobertas
Latitude 30° e Altitudes 0-1000m (<i>trelax</i> = 214)									
Áreas urbanizadas	-	-	43	43	43	86	214	428	4280
Extração mineral	-	-	43	43	43	86	214	428	4280
Cultura temporária	9	9	-	-	-	86	214	428	4280
Cultura permanente	9	9	-	-	-	86	214	428	4280
Pastagem	9	9	-	-	-	86	214	428	4280
Campos naturais	9	9	17	17	17	-	214	428	?
Silvicultura	9	9	9	9	9	17	-	428	4280
Florestas	9	9	17	17	17	17	86	-	?
Áreas descobertas	9	9	9	9	9	9	86	214	-
Latitude 30° e Altitudes 1000-2000m (<i>trelax</i> = 250)									
Áreas urbanizadas	-	-	50	50	50	100	250	500	5000
Extração mineral	-	-	50	50	50	100	250	500	5000
Cultura temporária	10	10	-	-	-	100	250	500	5000
Cultura permanente	10	10	-	-	-	100	250	500	5000
Pastagem	10	10	-	-	-	100	250	500	5000
Campos naturais	10	10	20	20	20	-	250	500	?
Silvicultura	10	10	10	10	10	20	-	500	5000
Florestas	10	10	20	20	20	20	100	-	?
Áreas descobertas	10	10	10	10	10	10	100	250	-

Latitude 30° e Altitudes 2000-3000m (<i>trelax</i> = 264)									
Áreas urbanizadas	-	-	53	53	53	106	264	528	5280
Extração mineral	-	-	53	53	53	106	264	528	5280
Cultura temporária	11	11	-	-	-	106	264	528	5280
Cultura permanente	11	11	-	-	-	106	264	528	5280
Pastagem	11	11	-	-	-	106	264	528	5280
Campos naturais	11	11	21	21	21	-	264	528	?
Silvicultura	11	11	11	11	11	21	-	528	5280
Florestas	11	11	21	21	21	21	106	-	?
Áreas descobertas	11	11	11	11	11	11	106	264	-

Tabela 52. Tempos de recuperação para a Mata Atlântica, corrigidos para latitudes de 0° e altitudes entre 0 a 3000m e obedecendo a faixa de aproximadamente 1000 a 3000 anos (Recuperação da β -diversidade).

	Áreas urbanizadas	Extração Mineral	Cultura Temporária	Cultura permanente	Pastagem	Campos naturais	Silvicultura	Florestas	Áreas descobertas
Latitude 0° e Altitudes 0-1000m ($t_{relax} = 71$)									
Áreas urbanizadas	-	-	75	75	75	151	376	753	7.526
Extração mineral	-	-	75	75	75	151	376	753	7.526
Cultura temporária	15	15	-	-	-	151	376	753	7.526
Cultura permanente	15	15	-	-	-	151	376	753	7.526
Pastagem	15	15	-	-	-	151	376	753	7.526
Campos naturais	15	15	30	30	30	-	376	753	?
Silvicultura	15	15	15	15	15	30	-	753	7.526
Florestas	15	15	30	30	30	30	151	-	?
Áreas descobertas	15	15	15	15	15	15	151	376	-
Latitude 0° e Altitudes 1000-2000m ($t_{relax} = 100$)									
Áreas urbanizadas	-	-	106	106	106	212	530	1.060	10.600
Extração mineral	-	-	106	106	106	212	530	1.060	10.600
Cultura temporária	21	21	-	-	-	212	530	1.060	10.600
Cultura permanente	21	21	-	-	-	212	530	1.060	10.600
Pastagem	21	21	-	-	-	212	530	1.060	10.600
Campos naturais	21	21	42	42	42	-	530	1.060	?
Silvicultura	21	21	21	21	21	42	-	1.060	10.600
Florestas	21	21	42	42	42	42	212	-	?
Áreas descobertas	21	21	21	21	21	21	212	530	-

Latitude 0° e Altitudes 2000-3000m (trelax = 143)									
Áreas urbanizadas	-	-	152	152	152	303	758	1.516	15.158
Extração mineral	-	-	152	152	152	303	758	1.516	15.158
Cultura temporária	30	30	-	-	-	303	758	1.516	15.158
Cultura permanente	30	30	-	-	-	303	758	1.516	15.158
Pastagem	30	30	-	-	-	303	758	1.516	15.158
Campos naturais	30	30	61	61	61	-	758	1.516	?
Silvicultura	30	30	30	30	30	61	-	1.516	15.158
Florestas	30	30	61	61	61	61	303	-	?
Áreas descobertas	30	30	30	30	30	30	303	758	-

Tabela 53. Tempos de recuperação para a Mata Atlântica, corrigidos para latitudes de 20° e altitudes entre 0 a 3000m e obedecendo a faixa de aproximadamente 1000 a 3000 anos (Recuperação da β -diversidade).

	Áreas urbanizadas	Extração Mineral	Cultura Temporária	Cultura permanente	Pastagem	Campos naturais	Silvicultura	Florestas	Áreas descobertas
Latitude 20° e Altitudes 0-1000m (<i>trelax</i> = 86)									
Áreas urbanizadas	-	-	91	91	91	182	456	912	9.116
Extração mineral	-	-	91	91	91	182	456	912	9.116
Cultura temporária	18	18	-	-	-	182	456	912	9.116
Cultura permanente	18	18	-	-	-	182	456	912	9.116
Pastagem	18	18	-	-	-	182	456	912	9.116
Campos naturais	18	18	36	36	36	-	456	912	?
Silvicultura	18	18	18	18	18	36	-	912	9.116
Florestas	18	18	36	36	36	36	182	-	?
Áreas descobertas	18	18	18	18	18	18	182	456	-
Latitude 20° e Altitudes 1000-2000m (<i>trelax</i> = 100)									
Áreas urbanizadas	-	-	106	106	106	212	530	1.060	10.600
Extração mineral	-	-	106	106	106	212	530	1.060	10.600
Cultura temporária	21	21	-	-	-	212	530	1.060	10.600
Cultura permanente	21	21	-	-	-	212	530	1.060	10.600
Pastagem	21	21	-	-	-	212	530	1.060	10.600
Campos naturais	21	21	42	42	42	-	530	1.060	?
Silvicultura	21	21	21	21	21	42	-	1.060	10.600
Florestas	21	21	42	42	42	42	212	-	?
Áreas descobertas	21	21	21	21	21	21	212	530	-

Latitude 20° e Altitudes 2000-3000m (<i>trelax</i> = 129)									
Áreas urbanizadas	-	-	137	137	137	273	684	1.367	13.674
Extração mineral	-	-	137	137	137	273	684	1.367	13.674
Cultura temporária	27	27	-	-	-	273	684	1.367	13.674
Cultura permanente	27	27	-	-	-	273	684	1.367	13.674
Pastagem	27	27	-	-	-	273	684	1.367	13.674
Campos naturais	27	27	55	55	55	-	684	1.367	?
Silvicultura	27	27	27	27	27	55	-	1.367	13.674
Florestas	27	27	55	55	55	55	273	-	?
Áreas descobertas	27	27	27	27	27	27	273	684	-

Tabela 54. Tempos de recuperação para a Mata Atlântica, corrigidos para latitudes de 30° e altitudes entre 0 a 3000m e obedecendo a faixa de aproximadamente 1000 a 3000 anos (Recuperação da β -diversidade).

	Áreas urbanizadas	Extração Mineral	Cultura Temporária	Cultura permanente	Pastagem	Campos naturais	Silvicultura	Florestas	Áreas descobertas
Latitude 30° e Altitudes 0-1000m ($t_{relax} = 214$)									
Áreas urbanizadas	-	-	227	227	227	454	1134	2.268	22.684
Extração mineral	-	-	227	227	227	454	1134	2.268	22.684
Cultura temporária	45	45	-	-	-	454	1134	2.268	22.684
Cultura permanente	45	45	-	-	-	454	1134	2.268	22.684
Pastagem	45	45	-	-	-	454	1134	2.268	22.684
Campos naturais	45	45	91	91	91	-	1134	2.268	?
Silvicultura	45	45	45	45	45	91	-	2.268	22.684
Florestas	45	45	91	91	91	91	454	-	?
Áreas descobertas	45	45	45	45	45	45	454	1134	-
Latitude 30° e Altitudes 1000-2000m ($t_{relax} = 250$)									
Áreas urbanizadas	-	-	265	265	265	530	1325	2.650	26.500
Extração mineral	-	-	265	265	265	530	1325	2.650	26.500
Cultura temporária	53	53	-	-	-	530	1325	2.650	26.500
Cultura permanente	53	53	-	-	-	530	1325	2.650	26.500
Pastagem	53	53	-	-	-	530	1325	2.650	26.500
Campos naturais	53	53	106	106	106	-	1325	2.650	?
Silvicultura	53	53	53	53	53	106	-	2.650	26.500
Florestas	53	53	106	106	106	106	530	-	?
Áreas descobertas	53	53	53	53	53	53	530	1325	-

Latitude 30° e Altitudes 2000-3000m (<i>trelax</i> = 264)									
Áreas urbanizadas	-	-	280	280	280	560	1399	2.798	27.984
Extração mineral	-	-	280	280	280	560	1399	2.798	27.984
Cultura temporária	56	56	-	-	-	560	1399	2.798	27.984
Cultura permanente	56	56	-	-	-	560	1399	2.798	27.984
Pastagem	56	56	-	-	-	560	1399	2.798	27.984
Campos naturais	56	56	112	112	112	-	1399	2.798	?
Silvicultura	56	56	56	56	56	112	-	2.798	27.984
Florestas	56	56	112	112	112	112	560	-	?
Áreas descobertas	56	56	56	56	56	56	560	1399	-

APÊNDICE E. RESULTADOS DOS FATORES DE CARACTERIZAÇÃO

Fatores de caracterização do uso da terra para ocupação e impactos permanentes

Tabela 55. Resultados para Q_{oc} , Q_{pot} , ΔQ e ΔQ_{perm} para o modelo proposto.

<i>ECO-ID</i>	<i>Ecorregião</i>	Q_{oc} [espécies- eq]	Q_{pot} [espécies- eq]	ΔQ [espécies- eq]	ΔQ_{perm} [espécies- eq]
NT01. Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas					
NT0101	Florestas Úmidas de Araucária	3,80E+02	7,81E+02	4,01E+02	5,84,E-02
NT0102	Restingas da Costa do Atlântico	1,75E+02	3,51E+02	1,76E+02	5,13,E-02
NT0103	Florestas Costeiras da Bahia	2,29E+02	4,55E+02	2,27E+02	0,00,E+00
NT0104	Florestas do Interior da Bahia	3,08E+02	5,50E+02	2,41E+02	0,00,E+00
NT0106	Enclaves de Florestas Úmidas da Caatinga	5,35E+01	9,84E+01	4,49E+01	0,00,E+00
NT0125	Florestas Úmidas das Guianas	9,17E+02	9,54E+02	3,64E+01	0,00,E+00
NT0126	Várzea do Gurupá	2,16E+02	3,97E+02	1,81E+02	0,00,E+00
NT0128	Várzea de Iquitos	4,19E+02	6,35E+02	2,16E+02	0,00,E+00
NT0132	Florestas Úmidas do Japurá-Solimões-Negro	5,09E+02	5,30E+02	2,07E+01	0,00,E+00
NT0133	Florestas Úmidas do Juruá-Purus	4,86E+02	5,05E+02	1,96E+01	0,00,E+00
NT0135	Florestas Úmidas do Madeira-Tapajós	6,34E+02	9,63E+02	3,29E+02	0,00,E+00
NT0138	Várzea de Marajó	3,02E+02	4,58E+02	1,56E+02	0,00,E+00
NT0139	Florestas de Babaçu do Maranhão	1,77E+02	2,98E+02	1,22E+02	0,00,E+00
NT0140	Florestas Estacionais do Mato Grosso	3,97E+02	5,11E+02	1,14E+02	0,00,E+00
NT0141	Várzea de Monte Alegre	2,84E+02	5,23E+02	2,39E+02	0,00,E+00
NT0143	Florestas Úmidas do Negro-Branco	3,45E+02	5,22E+02	1,77E+02	0,00,E+00
NT0144	Northeastern Brazil Restingas	1,06E+02	2,14E+02	1,08E+02	0,00,E+00
NT0150	Florestas Úmidas do Alto Paraná	7,70E+02	1,37E+03	5,97E+02	0,00,E+00
NT0151	Florestas Costeiras de Pernambuco	1,70E+02	3,36E+02	1,66E+02	0,00,E+00
NT0152	Florestas do Interior de Pernambuco	1,57E+02	2,76E+02	1,19E+02	0,00,E+00

Continuação da Tabela 55

ECO-ID	Ecorregião	Q_{oc} [espécies-eq]	Q_{pot} [espécies-eq]	ΔQ [espécies-eq]	ΔQ_{perm} [espécies-eq]
NT01. Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas (continuação)					
NT0156	Várzea do Purus	3,49E+02	6,42E+02	2,93E+02	0,00,E+00
NT0157	Florestas Úmidas do Purus-Madeira	4,47E+02	4,87E+02	4,01E+01	0,00,E+00
NT0158	Campinarana do Alto Rio Negro	3,34E+02	3,50E+02	1,60E+01	0,00,E+00
NT0160	Florestas Costeiras da Serra do Mar	3,27E+02	6,51E+02	3,24E+02	5,63,E-02
NT0163	Florestas Úmidas do Solimões-Japurá	5,92E+02	6,15E+02	2,35E+01	0,00,E+00
NT0166	Florestas Úmidas do Sudoeste da Amazônia	1,43E+03	1,49E+03	6,23E+01	0,00,E+00
NT0168	Florestas Úmidas do Tapajós Xingu	4,48E+02	5,84E+02	1,36E+02	0,00,E+00
NT0169	Pantepuis	4,81E+02	5,04E+02	2,25E+01	0,00,E+00
NT0170	Florestas Úmidas do Tocantins-Araguaia	2,96E+02	4,98E+02	2,02E+02	0,00,E+00
NT0173	Florestas Úmidas do Uatumã-Trombetas	6,43E+02	6,89E+02	4,59E+01	0,00,E+00
NT0180	Florestas Úmidas do Tocantins Xingu-Araguaia	4,08E+02	5,32E+02	1,24E+02	0,00,E+00
NT0182	Florestas de Altitude das Guianas	1,29E+02	1,34E+02	4,98E+00	0,00,E+00
NT02. Florestas Tropicais e Subtropicais Secas					
NT0202	Florestas Atlânticas Secas	1,91E+02	2,91E+02	9,93E+01	0,00.E+00
NT0212	Floresta Seca “Chiquitano”	2,65E+02	4,95E+02	2,31E+02	0,00.E+00
NT07. Pradarias, Estepes e Savanas Tropicais e Subtropicais					
NT0703	Savana dos Campos Rupestres	2,83E+02	3,42E+02	5,89E+01	0,00.E+00
NT0704	Cerrado	6,15E+02	9,23E+02	3,08E+02	0,00.E+00
NT0707	Savana das Guianas	2,79E+02	4,24E+02	1,45E+02	0,00.E+00
NT0710	Savana do Uruguai ou Pampa	1,90E+02	3,52E+02	1,62E+02	0,00.E+00
NT09. Pradarias e Savanas Inundadas					
NT0907	Pantanal	3,90E+02	7,17E+02	3,28.E+02	5,83.E-02
NT13. Desertos e Estepes Xéricas					
NT1304	Caatinga	2,34E+02	3,54E+02	1,20.E+02	0,00.E+00

APÊNDICE F. DADOS ACERCA DE MODELOS DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO USO DA TERRA

Tabela 56. Resumo dos parâmetros e dados contidos no modelo de Schmidt (2008). Os dados acerca do uso da terra e espécies se referem a uma área padrão de 100 m², no N-Europa e SE-Ásia.

1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.	13.
Categorias de uso da terra	Subcategorias	Descrição	Diversidade de espécies em uma área padrão de 100 m ² , no norte da Europa, $S100(n)^{(a)}$	Diversidade de espécies em uma área padrão de 100 m ² , no sudeste da Ásia, $S100(n)^{(b)}$	b/LI	$S100*b/LI$	Tempos de renaturalização/recuperação ($trec.K$) apresentados por Köllner	Fatores de relaxamento relativos ($trelax$) (referência: índice 100 p/ altitude 0-1000m e latitude 40°)	Tempos de renaturalização/recuperação ($trec$) adotados	Fatores de caracterização para ocupação $wS100/ha.yr$ (CFoc)	Fatores de caracterização para transformação de determinado tipo de uso da terra $wS100/ha$ (CFtrans)	Fatores de caracterização para transformação para determinado tipo de uso da terra $wS100/ha$ (-CFtrans)
			(KÖLLNER, 2003)	Valores de referência	Eq.		(KÖLLNER, 2003)	(WEIDEM A; LINDELJE R, 2001)	Eq.	Eq.	Eq.	Eq.
1. Terra arável para cultivo (cereais anuais)	Uso intensivo	Terra produtiva, com safras anuais	10 (54)	-	0,92 (N-Europa)	9	1	100 (N-Europa)	1	35	5	- 5
	Uso extensivo		26 (62)	-	0,92 (N-Europa)	24	1	100 (N-Europa)	1	20	12	- 12
2. Terra arável (pastagens)	Uso intensivo	Campo ou pastagem produtiva intensivo: agricultável mais de uma vez, alta utilização de fertilizantes	17 (69)	-	0,92 (N-Europa)	16	10	100 (N-Europa)	10	29	78	- 78
	Uso extensivo	Campo ou pastagem produtiva extensivo: agricultável uma vez, baixa utilização de fertilizantes	32 (831)	-	0,92 (N-Europa)	29	10	100 (N-Europa)	10	15	147	- 147
	Terra abandonada	Campo ou pastagem produtiva, abandonado(a).	10 (54)	-	0,92 (N-Europa)	40	5	100 (N-Europa)	5 ^(a)	5	99	- 99
3. Agro Silvicultura	Espécies específicas para colheita (oil palm)	Plantações sem o objetivo de obtenção de madeira (ex.: plantações frutíferas). Distinção entre uso intensivo e extensivo ou entre espécies específicas.	-	30 (20)	0,92 (N-Europa)	12	25	71 (SE-Ásia)	25 ^(b)	28	154	- 154
4. Floresta, manejo	Uso intensivo (plantação de árvores)	Florestas produtivas, plantações e áreas semi-naturais. Distinção entre uso	-	49 (2)	0,92 (N-Europa)	20	50	71 (SE-Ásia)	36 ^(b)	20	362	- 362
	Uso intensivo (produção)			40 (4)		16	50	71 (SE-Ásia)	36 ^(b)	24	295	- 295

	de borracha)	intensivo/extensivo e/ou espécies específicas/grupos de espécies. Inclui plantações utilizadas para florestas										
	Uso extensivo (plantação de árvores)		73 (1)			30	50	71 (SE-Asia)	36 ^(b)	10	539	- 539
	Uso extensivo (produção de borracha)		64 (2)			26	50	71 (SE-Asia)	36 ^(b)	14	472	- 472
	Grupos de espécies (espécies contendo folhas largas)		24 (724)	-	0,92 (N-Europa)	22	50	100 (N-Europa)	50	22	552	- 552

Continuação da Tabela 56

1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.	13.
Categorias de uso da terra	Subcategorias	Descrição	Diversidade de espécies em uma área padrão de 100 m ² , no norte da Europa, S100 (n) ^(a)	Diversidade de espécies em uma área padrão de 100 m ² , no sudeste da Ásia, S100 (n) ^(b)	b/LI	S100*b/LI	Tempos de renaturalização/recuperação (trec.K) apresentados por Köllner	Fatores de relaxamento relativos (trelax) (referência: índice 100 p/ altitude 0-1000m e latitude 40°)	Tempos de renaturalização/recuperação (trec) adotados	Fatores de caracterização para ocupação wS100/ha.yr (CFoc)	Fatores de caracterização para transformação de determinado tipo de uso da terra wS100/ha (CFtrans)	Fatores de caracterização para transformação para determinado tipo de uso da terra wS100/ha (-CFtrans)
			(KÖLLNER, 2003)	Valores de referência	Eq.		(KÖLLNER, 2003)	(WEIDEMA; LINDELJER, 2001)	Eq. DisplayText ca	Eq.	Eq.	Eq.
5. Áreas naturais, Florestas		Floresta natural, não produtiva ou muito extensiva, com regeneração natural	48 (78)	98 (25)	0,92 (N-Europa) 0,41 (SE-Ásia)	44 (N-Europa) 40 (SE-Ásia)	500	100 (N-Europa) 71 (SE-Ásia)	500 (N-Europa) 355 ^{b)} (SE-Ásia)	0 (N-Europa) 0 (SE-Ásia)	11.040 (N-Europa) 7.132 (SE-Ásia)	- 11.040 (N-Europa) - 7.132 (SE-Ásia)
6. Áreas naturais, Terreno não cultivado		Terreno não cultivado, não produtivo	18 (6)	-	0,92 (N-Europa)	17 (N-Europa)	500	100 (N-Europa)	500	28	4.140	- 4.140
6. Áreas naturais, Terreno não cultivado		Terreno não cultivado, não produtivo	18 (6)	-	0,92 (N-Europa)	17 (N-Europa)	500	100 (N-Europa)	500	28	4.140	- 4.140
7. Áreas naturais, Savanas		Savana ou pradaria, não produtiva	39 (242)	12 (2)	0,92 (N-Europa) 0,41 (SE-Ásia)	36 (N-Europa) 5 (SE-Ásia)	50	100 (N-Europa) 71 (SE-Ásia)	500 5 ^(c)	8 0	8.970 7.132	- 8.970 - 7.132
8. Áreas naturais, Áreas alagadas		Área de pântano, não produtiva	19 (633)	-	0,92 (N-Europa)	17 (N-Europa)	500	100 (N-Europa)	500	27	4.370	- 4.370
9. Área impermeabilizada		Área impermeabilizada, estradas e edifícios	0 (0)	0 (0)	0,92 (N-Europa) 0,41 (SE-Ásia)	0 (N-Europa) 0 (SE-Ásia)	-	-	-	44	0	0

(a) Tempos de renaturalização/recuperação para terras abandonadas dependem da idade da terra abandonada. O S100 indicado na tabela corresponde a um período de 5 anos.

(b) Tempos de renaturalização/recuperação para Malásia/ Indonésia (latitude 0°C) são baseados em valores para Europa, corrigidos por valores de altitude (Índice 71 para altitudes de 0-1000m; 100 para 1000-2000m; e 143 para 2000-3000m). n é o número de plotagens.

(c) O tempo de renaturalização/recuperação para Malásia/ Indonésia é considerado somente 5 anos, devido à frequência de ocorrência de incêndios.

(d) wS100 é a riqueza de espécies ponderada, em uma área padrão de 100 m².