

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DA
PRODUÇÃO DE BIOÓLEO A PARTIR DE SERRAGEM NO
ESTADO DO PARÁ**

THIAGO OLIVEIRA RODRIGUES

**ORIENTADOR: PATRICK LOUIS ALBERT ROUSSET
COORIENTADOR: ARMANDO DE AZEVEDO CALDEIRA PIRES**

TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

**PUBLICAÇÃO: PPGEFL.TD - 29/2013
BRASÍLIA/DF: JUNHO 2013**

FICHA CATALOGRÁFICA

RODRIGUES, THIAGO OLIVEIRA

Avaliação dos Impactos Ambientais da Produção de Bioóleo a partir de Serragem no Estado do Pará [Distrito Federal] 2013.

xiii, 184p., 210x297 mm (EFL/FT/UnB, Doutor, Tese de Doutorado – Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia).

Departamento de Engenharia Florestal

1. Avaliação do Ciclo de Vida

2. Manejo Florestal

3. Pirólise Rápida

4. Serragem

I. EFL/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

RODRIGUES, T. O. (2013). Avaliação dos Impactos Ambientais da Produção de Bioóleo a partir de Serragem no Estado do Pará. Tese de Doutorado em Ciências Florestais, Publicação PPGEFL.TD – 29/2013, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 184 p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Thiago Oliveira Rodrigues.

TÍTULO: Avaliação dos Impactos Ambientais da Produção de Bioóleo a partir de Serragem no Estado do Pará.

GRAU: Doutor

ANO: 2013

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta tese de doutorado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa tese de doutorado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Thiago Oliveira Rodrigues

Condomínio residencial Villeneuve, Quadra 104 Bloco B3 apartamento 502. Águas Claras 717909-180 Brasília, DF, Brasil.

AGRADECIMENTOS

À Fernanda, minha esposa maravilhosa, ponto de equilíbrio, conforto e amor, te agradeço sempre.

Aos meus pais, Ronaldo e Ivanda, aos meus irmãos, Daniel e André, sempre serei grato por esta família preciosa. À parte animal da família Benedita, Salomé, Brie e Ragú, pela alegria e bagunça!

Ao meu orientador e amigo, Patrick Rousset, merci beaucoup pela orientação, pela amizade e pelas oportunidades que me fizeram crescer muito nesses anos.

Ao meu coorientador, professor Armando Caldeira Pires, pela orientação e pelas oportunidades profissionais e de pesquisa, muito obrigado.

Ao pesquisador François Broust (CIRAD) pela orientação e amizade no período em que estive na França, merci beaucoup!

Aos membros da banca, vos agradeço por aceitarem contribuir e por terem enriquecido minha pesquisa.

Ao CIRAD em Montpellier, na França, e a todos os “ciradiens” do departamento de biomassa e energia pelo acolhimento e cooperação, merci beaucoup.

Agradeço imensamente ao LPF e meus amigos da energia, professor Waldir Quirino, Lucélia e Alessandro por me receberem todos esses anos com carinho e café. Agradeço também aos outros membros do LPF que de alguma forma me apoiaram: Tereza Pastore, Mário Rabelo, Paulo Fontes, Marcos Santana, Francisco Lopes, Sérgio Almeida, Vera Coradin, Maria Helena e Varlone Martins.

Muitíssimo obrigado ao Departamento de Engenharia Florestal da Universidade de Brasília, seus funcionários e professores, com os quais tenho convivido há tanto tempo. Agradeço também aos amigos e colegas que fiz durante a pós-graduação neste departamento.

Agradeço à Estância Alecrim em Santarém no Pará por disponibilizar material para a minha pesquisa.

Ao meu filho, pela paz e bem que nos traz,
DEDICO.

RESUMO

AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DA PRODUÇÃO DE BIOÓLEO A PARTIR DE SERRAGEM NO ESTADO DO PARÁ

Autor: Thiago Oliveira Rodrigues

Orientador: Patrick Louis Albert Rousset

Coorientador: Armando Azevedo Caldeira-Pires

Brasília, junho 2013

A valorização da serragem é uma alternativa para aumentar a eficiência do setor madeireiro na região amazônica. As suas condições granulométricas a tornam ideal para a produção de bioóleo através da tecnologia pirólise rápida. No entanto, o estabelecimento de uma nova cadeia produtiva de bioóleo acarreta em impactos ambientais que antes inexistiam e que passam a ser externalidades adicionais da produção de madeira serrada. Assim, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) apresenta-se como a metodologia mais indicada devido à sua abordagem sistêmica, a qual visa quantificar os impactos ambientais associados a todas as fases da vida de um produto. Portanto, o presente estudo tem como objetivo principal avaliar os impactos ambientais da produção de bioóleo a partir de serragem da madeira serrada produzida no estado do Pará. A análise do setor madeireiro no Pará em 2009 revelou a disponibilidade de 295 mil m³ a 691 mil m³ de serragem. Assim foram coletadas e caracterizadas amostras de serragem de três espécies representativas do setor. Os resultados médios das análises das propriedades das três amostras foram: Teor de Umidade (TU) = 12%, Massa específica (M.Esp.) = 263 kg/m³, Poder Calorífico Inferior (PCI) = 19 MJ/kg, Carbono (C) = 49%, Hidrogênio (H) = 6%, Nitrogênio (N) = 0,3%, Oxigênio (O) = 44% e Cinzas (Cz) = 0,9%. O balanço de massa da pirólise rápida foi de 68% em bioóleo, 15% em carvão e 10% em gases incondensáveis. Os bioóleos tiveram os seguintes resultados: TU = 31%, M.Esp. = 1057 kg/m³, PCS = 15 MJ/kg, C = 52%, H = 6%, N = 0,2%, O = 42% e Insolúveis = 0,3%. Já para os carvões os resultados foram: PCI = 26 MJ/kg, C = 72%, H = 4%, N = 0,5%, O = 17% e Cz = 8%. A ACV da madeira serrada evidenciou a importância da serragem no seu perfil ambiental, o resíduo é responsável por 27% do potencial de aquecimento global (PAG) e 39% do potencial de criação de ozônio fotoquímico (PCOF). A sua valorização através da produção do bioóleo reduziu o PAG em 19% e o potencial de depleção abiótica (PDA) em 82%, mas o PCOF teve um aumento de 632%, além do potencial de toxicidade humana (PTH) que cresceu 10742%. O sistema de pirólise rápida é otimizado pela mudança do transporte do bioóleo, de rodoviário para aquaviário e pela descentralização em unidades de pirólise rápida menores em cada zona madeireira. A integração do sistema de produção de bioóleo ao sistema de produção de madeira serrada acarreta na mitigação do PAG e do PDA, no aumento expressivo do PTH e do PCOF e em um pequeno aumento do Potencial de Acidificação (PA), de Eutrofização (PE) e de Toxicidade da Água Fresca (PEAF).

ABSTRACT

ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT OF BIO-OIL PRODUCTION FROM SAWDUST IN THE STATE OF PARÁ

Author: Thiago Oliveira Rodrigues

Advisor: Patrick Louis Albert Rousset

Co-advisor: Armando Azevedo Caldeira-Pires

Brasília, June of 2013

The valorization of sawdust is an alternative to increase the efficiency of the timber industry in the Amazon region. Its particle size condition makes it ideal for the production of bio-oil through fast pyrolysis technology. However, the establishment of a new bio-oil production chain results in environmental impacts that did not exist before and become additional externalities to lumber production. Thus, Life Cycle Assessment (LCA) is presented as the most appropriate methodology due to its systemic approach, which aims to quantify the environmental impacts associated with all stages of a product life-cycle. Therefore, the present study aims at evaluating the environmental impacts of the production of bio-oil from sawdust of lumber produced in Pará state. Analysis of the logging industry in Pará in 2009 revealed the availability of 295,000 m³ to 691,000 m³ of sawdust. So sawdust samples of three species representing the sector were collected and characterized. The average results of the analysis of the properties of the three species were: Moisture Content (M.C.) = 12%, Specific Gravity (S.Gr.) = 263 kg/m³, Lower Calorific Value (LHV) = 19 MJ/kg, Carbon (C) = 49%, Hydrogen (H) = 6%, Nitrogen (N) = 0.3%, Oxygen (O) = 44% and Ashes (A) = 0.9%. The mass balance of fast pyrolysis was 68% in bio-oil, 15% charcoal and 10% in non-condensable gases. The bio-oils analysis had the following results: M.C. = 31%, S.Gr. = 1057 kg/m³, HHV = 15 MJ/kg, C = 52%, H = 6%, C = 0.2%, O = 42% and Insolubles = 0.3%. As for the charcoals, the results were: LHV = 26 MJ/kg, C = 72%, H = 4%, C = 0.5%, O = 17% and A = 8%. LCA of lumber highlighted the importance of sawdust in its environmental profile, the waste is responsible for 27% of global warming potential (GWP) and 39% of the photochemistry ozone creation potential (POCP). Their recovery through production of bio-oil reduced GWP on 19% and abiotic depletion potential (ADP) in 82%, but POCP increased by 632% and the human toxicity potential (HTP) to 10742%. The system of fast pyrolysis is optimized by changing the bio-oil transportation from road to waterway and decentralization in smaller units of fast pyrolysis in each timber zone. The integration of the bio-oil production system to the lumber production system carries in mitigating the GWP and the ADP, a significant increase of HTP and POCP and a small increase in the acidification potential (AP), Eutrophication (EP) and Freshwater Aquatic Ecotoxicity (FAETP) potentials.

RÉSUMÉ

ANALYSE DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DE LA PRODUCTION DE BIO-HUILE À PARTIR DE SCIURE DANS L'ÉTAT DU PARÁ

Auteur: Thiago Oliveira Rodrigues

Directeur de thèse: Patrick Louis Albert Rousset

Co-directeur de thèse: Armando Azevedo Caldeira-Pires

Brasília, juin 2013

La valorisation de la sciure est une façon d'augmenter l'efficacité du secteur bois dans la région amazonienne au Brésil. La granulométrie de la sciure est idéale pour la production de bio-huile par la technologie pyrolyse rapide. Mais, le développement d'une nouvelle chaîne de production de bio-huile implique en impacts environnementaux supplémentaires à la production de bios scié. Donc, l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) se présente comme la méthodologie la plus appropriée en raison de son approche systémique, qui vise à quantifier les impacts environnementaux associés à toutes les étapes de la vie du produit. Par conséquent, la présente étude vise à évaluer les impacts environnementaux de la production de bio-huile à partir de sciure de bois scié dans l'État du Pará. L'Analyse de l'industrie du bois dans Pará a révélé l'existence de 295.000m³ à 691.000 m³ de sciure de bois. Ainsi, les échantillons de sciure de trois espèces représentatives ont été recueillis et caractérisés. Les résultats moyens de l'analyse des propriétés des trois échantillons étaient les suivants: teneur en humidité (TH) = 12%, masse spécifique (M.Sp.) = 263 kg / m³, pouvoir calorifique inférieur (PCI) = 19 MJ / kg, carbone (C) = 49%, l'hydrogène (H) = 6%, l'azote (N) = 0,3%, l'oxygène (O) = 44% et cendres (Cz) = 0,9%. Le bilan massique de la pyrolyse rapide était de 68% en bio-huile, 15% de charbon et 10% dans les gaz non condensables. Les bio-huiles eu les résultats suivants: TH = 31%, M.Sp. = 1057 kg / m³, PCS = 15 MJ / kg, C = 52%, H = 6%, C = 0,2%, O = 42% et insolubles = 0,3%. En ce qui concerne les charbons, les résultats étaient les suivants: PCI = 26 MJ / kg, C = 72%, H = 4%, C = 0,5%, O = 17% et Cz = 8%. L'ACV du bois scié a souligné l'importance de sciure de bois dans votre profil environnemental, les déchets est responsable de 27% du potentiel de réchauffement global (PRG) et 39% du potentiel de création d'ozone photochimique (PCOF). Sa valorisation en produisant le bio-huile a réduite en 19% le PRG, le potentiel d'appauvrissement abiotique (PAD) en 82%, mais le PCOF a augmenté de 632% et le potentielle de toxicité humaine (PTH) de 10742%. Le système de pyrolyse rapide est optimisé en modifiant le transport de bio-huile de la route au cours d'eau et la décentralisation des unités de pyrolyse rapide de bois plus petit dans chaque zone. L'intégration du système de production du système de bio-huile au système de production de bois scié implique dans la réduction du PRG et du PDA, l'augmentation significative de la PTH et PCOF et une petite augmentation du potentiel d'acidification (PA), d'eutrophisation (PE) et d'écotoxicité de l'eau douce (PEED).

ÍNDICE

INTRODUÇÃO GERAL.....	1
CAPÍTULO 1 LEVANTAMENTO DA GERAÇÃO DE SERRAGEM NO DESDOBRAMENTO PRIMÁRIO DE TORAS NO ESTADO DO PARÁ.....	3
1.1. INTRODUÇÃO.....	4
1.2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
1.2.1. Florestas no mundo	5
1.2.2. Florestas no Brasil.....	6
1.2.3. Florestas no Pará	8
1.2.4. Manejo Florestal no Pará.....	10
1.2.5. Serrarias.....	12
1.2.6. Resíduos	14
1.3. MATERIAL E MÉTODOS	18
1.3.1. Estimativa do Volume de Serragem no Pará.....	18
1.4. RESULTADOS	19
1.5. CONCLUSÕES.....	21
REFERÊNCIAS	22
CAPÍTULO 2 ANÁLISE DA PRODUÇÃO DE BIOÓLEO A PARTIR DA SERRAGEM DE TRÊS ESPÉCIES AMAZÔNICAS.....	27
2.1. INTRODUÇÃO.....	28
2.2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	29
2.2.1. Pirólise.....	30
2.2.2. Pirólise Rápida	31
2.2.3. Bioóleos.....	31
2.2.4. Tecnologias	34
2.2.5. Coprodutos da pirólise rápida	39
2.2.6. Aplicações do bioóleo	39
2.3. MATERIAL E MÉTODOS	42
2.3.1. Seleção e coleta das amostras de serragem	42
2.3.2. Pirólise rápida.....	43
2.3.3. Análise das propriedades da serragem, do bioóleo e do carvão.....	46
2.4. RESULTADOS	49
2.4.1. Propriedades da biomassa	49
2.4.2. Balanço de massa da pirólise rápida	50
2.4.3. Propriedades do bioóleo	54
2.4.4. Propriedades do carvão	55
2.5. CONCLUSÃO.....	57
REFERÊNCIAS	58
CAPÍTULO 3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA MADEIRA SERRADA PRODUZIDA A PARTIR DO MANEJO FLORESTAL NO ESTADO DO PARÁ	63
3.1. INTRODUÇÃO.....	64
3.2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	65
3.2.1. Introdução à Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)	65
3.2.2. Realização da ACV	69
3.2.3. Avaliação do Ciclo de Vida em sistemas florestais	80
3.3. MATERIAL E MÉTODOS	84

3.3.1. Definição dos objetivos & escopo.....	84
3.4. RESULTADOS	87
3.4.1. Inventário do Ciclo de Vida da madeira serrada	87
3.4.2. Avaliação dos Impactos Ambientais	93
3.4.3. Interpretação do Ciclo de Vida da madeira serrada	95
3.5. CONCLUSÕES	99
REFERÊNCIAS	100
CAPÍTULO 4 CONSTRUÇÃO E AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE UMA CADEIA DE APROVEITAMENTO DE SERRAGEM PARA PRODUÇÃO DE BIOÓLEO	107
4.1. INTRODUÇÃO.....	108
4.2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	109
4.2.1. Avaliação do Ciclo de Vida do Óleo de Pirólise Rápida	109
4.2.2. Toxicidade e bioóleo	109
4.2.3. Aquecimento global e bioóleo.....	111
4.3. CONSTRUÇÃO DO CENÁRIO DE REFERÊNCIA	115
4.4 MATERIAL E MÉTODOS	117
4.4.1. Definição dos objetivos & escopo.....	117
4.5. RESULTADOS	120
4.5.1. Inventário do Ciclo de Vida do Bioóleo.....	120
4.5.2. Avaliação dos Impactos Ambientais	127
4.5.3. Interpretação do Ciclo de Vida do Bioóleo	131
4.6. CONCLUSÕES	135
REFERÊNCIAS	136
CAPÍTULO 5 – AVALIAÇÃO AMBIENTAL DA EXPANSÃO DO SISTEMA DE PRODUÇÃO DE MADEIRA SERRADA COM USO DA SERRAGEM PARA PRODUÇÃO DE BIOÓLEO	139
5.1. INTRODUÇÃO.....	140
5.2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	141
5.2.1. Gestão de Resíduos em ACV	141
5.2.2. Incerteza e sensibilidade.....	142
5.2.3. Cenários.....	142
5.3. MATERIAL E MÉTODOS	144
5.4. RESULTADOS	145
5.4.1. Cenário 1: Transporte Aquaviário do bioóleo.....	145
5.4.2. Cenário 2: Descentralização das Unidades de Pirólise Rápida	147
5.4.3. Análises de Incerteza e de Sensibilidade.....	150
5.4.4. Integração dos Sistemas (Madeira Serrada+Bioóleo)	153
5.5. CONCLUSÕES	157
REFERÊNCIAS	159
CONCLUSÕES GERAIS	161
APÊNDICES.....	164
A – MÉTODO PARA DETERMINAÇÃO DA LOCALIZAÇÃO ÓTIMA DE UMA PLANTA DE PIRÓLISE RÁPIDA (PPR) NO ESTADO DO PARÁ.	165
B – PLANOS (FLUXOGRAMAS) E PROCESSOS.DO SOFTWARE GABI 4.4 ®	170

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 – Volumes de serragem no Pará a partir do volume de madeira em tora de 2009.	19
Tabela 2.1 – Rendimentos da pirólise em função das condições operacionais.....	30
Tabela 2.2 – Principais propriedades dos bioóleos (BRIDGWATER, 2012).....	33
Tabela 2.3 – Parâmetros básicos dos experimentos de pirólise rápida.	46
Tabela 2.4 – Propriedades das amostras de serragem.	50
Tabela 2.5 – Balanço de massa do experimento 1 de pirólise rápida da maçaranduba.....	51
Tabela 2.6 – Balanço de massa do experimento 2 de pirólise rápida da maçaranduba.....	51
Tabela 2.7 – Balanço de massa do experimento 3 de pirólise rápida da maçaranduba.....	51
Tabela 2.8 – Balanço de massa do experimento 1 de pirólise rápida do angelim.....	52
Tabela 2.9 – Balanço de massa do experimento 2 de pirólise rápida do angelim.....	52
Tabela 2.10 – Balanço de massa do experimento 3 de pirólise rápida do angelim.....	52
Tabela 2.11 – Balanço de massa do experimento 1 de pirólise rápida da faveira.....	53
Tabela 2.12 – Balanço de massa do experimento 2 de pirólise rápida da faveira.....	53
Tabela 2.13 – Balanço de massa do experimento 3 de pirólise rápida da faveira.....	53
Tabela 2.14 – Propriedades dos bioóleos das três amostras de serragem.	55
Tabela 2.15 – Propriedades do carvão das três biomassas pirolisadas.....	56
Tabela 3.1 – Parâmetros globais para determinação dos fluxos de massa e energia no sistema de desdobro de toras oriundas do manejo florestal.	89
Tabela 3.2 – Perfil ambiental do Desdobro Primário de toras provenientes do Manejo Florestal na região amazônica.	93
Tabela 3.3 – Contribuição relativa dos processos ao perfil ambiental do serrado bruto.....	96
Tabela 4.1 – Parâmetros globais para determinação dos fluxos de massa e energia no sistema de produção de bioóleo a partir de serragem.....	121
Tabela 4.2 – Dimensionamento da UPR a partir da disponibilidade de serragem no estado do Pará em 2009.....	124
Tabela 4.3 – Cálculo do balanço energético da pirólise.....	126
Tabela 4.4 – Perfil ambiental do Bioóleo produzido a partir da serragem gerada no desdobro primário de toras na região amazônica.....	128
Tabela 4.5 – Contribuição relativa dos processos ao perfil ambiental do bioóleo.....	131
Tabela 5.1 – Perfis ambientais do Bioóleo transportado até a refinaria por modal rodoviário e aquaviário.....	146
Tabela 5.2 – Perfis ambientais do Bioóleo produzido em sistema centralizado e descentralizado.....	149
Tabela 5.3 – Emissões equivalentes de DCB para a toxicidade humana por área e por habitante nos sistemas centralizado e descentralizado de produção de bioóleo.	150
Tabela 5.4 – Parâmetros sob análise de sensibilidade e incerteza.	151
Tabela 5.5 – Soma do perfil ambiental dos sistemas de produção do serrado bruto e do bioóleo.....	155

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 – Cobertura florestal no mundo. Fonte: FAO, 2010.	6
Figura 1.2 – Cobertura florestal no Brasil. Fonte: ITTO, 2011.	7
Figura 1.3 – Produção de madeira em tora de extrativismo no Brasil, na região norte e no estado do Pará de 1990 a 2011. Fonte: IBGE, 2013.	9
Figura 1.4 – Zonas, pólos madeireiros e volumes de madeira em tora no Pará. Fonte: PEREIRA et al., 2011.	11
Figura 1.5 – Esquema básico do desdobro primário de toras em uma serraria.	13
Figura 1.6 – Destino dos resíduos madeireiros nas empresas do Pará. Fonte: PEREIRA et al., 2010.	15
Figura 1.7 – Volumes médios de serragem disponíveis nas zonas madeireiras do Pará em 2009. Fonte: PEREIRA et al., 2011 (modificado).	20
Figura 2.1 – Vias de conversão energética da biomassa.	29
Figura 2.2 – Vias de conversão energética da biomassa.	34
Figura 2.3 – Esquema de um reator ablativo.	35
Figura 2.4 – Esquema de um reator com leito fluidizado borbulhante.	36
Figura 2.5 – Esquema de um reator de leito fluidizado circulante.	37
Figura 2.6 – Esquema de um reator em cone rotativo.	37
Figura 2.7 – Esquema do reator de rosca sem fim.	38
Figura 2.8 – Esquema do reator de pirólise à vácuo.	39
Figura 2.9 – Sequência de atividades na serraria: a) serra fita vertical, b) Serra refiladeira, c) serra destopadeira, d) caixa de serragem e e) amostras de serragem.	43
Figura 2.10 – Planta piloto de pirólise rápida do CIRAD em Montpellier, França.	44
Figura 2.11 – Esquema da planta de pirólise rápida do CIRAD em Montpellier, França.	45
Figura 2.12 – Distribuição granulométrica das amostras de serragem de maçanduba, angelim e faveira.	49
Figura 3.1 – Dimensões consideradas em ACV. Fonte: HOFSTETTER, 1998 (Adaptado). ...	68
Figura 3.2 – Fases iterativas da ACV. Fonte: ISO, 2006 (Modificado).	70
Figura 3.3 – Esquema geral de um fluxograma de processos.	72
Figura 3.4 – Relação de causalidade entre as emissões e os impactos de 2ª ordem (ponto intermediário) e de 3ª ordem (ponto final). Fonte: CURRAN, 2006 (Modificado).	74
Figura 3.5 - Estrutura das categorias de impacto em pontos intermediários e finais. Fonte: EUROPEAN COMMISSION, 2010a (Modificado).	75
Figura 3.6 – Fluxograma geral do sistema de produção de serrado bruto a partir de toras do manejo florestal no estado do Pará.	85
Figura 3.7 – Sistema de produção de serrado bruto no estado do Pará.	86
Figura 3.8 – Atividades do Manejo Florestal: a) Arraste das toras; b) Carregamento do caminhão; c) Transporte das toras; d) Descarregamento do caminhão.	91
Figura 3.9 – Participação relativa dos processos em cada categoria de impacto ambiental. ...	94
Figura 4.1 – Cenário de referência para produção de bioóleo a partir de serragem no estado do Pará.	116
Figura 4.2 – Fluxograma geral do sistema de produção de óleo pirolítico a partir da serragem do desdobro primário de toras.	118
Figura 4.3 – Fronteiras do sistema de Produção de Bioóleo a partir de serragem.	120
Figura 4.4 – Ciclo da serragem: a) Geração da serragem; b) Caixa de serragem; c) Descarregamento da caixa; d) Monte de serragem.	123
Figura 4.5 – Esquema da Unidade de Pirólise Rápida de Leito Fluidizado Borbulhante e seus produtos. As setas azuis indicam o sentido do fluxo da biomassa ao bioóleo.	125

Figura 4.6 – Participação relativa dos processos do sistema de produção de bioóleo em cada categoria de impacto ambiental.	129
Figura 5.1 – Integração dos sistemas de produção de serrado bruto (MF) e de bioóleo (PR).	140
Figura 5.2 – Alternativas de transporte do bioóleo.	145
Figura 5.3 – Contribuições relativas dos modais de transporte do bioóleo em quatro categorias de impacto ambiental.	147
Figura 5.4 – Descentralização da produção de bioóleo.	148
Figura 5.5 – Efeitos da variação dos parâmetros emissão de carbono (Infraestrutura viária) e rendimento volumétrico de serragem (Serraria).	152
Figura 5.6 – Sensibilidade da produção de madeira serrada às mudanças nos parâmetros de deslocamento (Inventário Florestal) e emissão de metano (Serraria).	152
Figura 5.7 – Sensibilidade da produção de bioóleo às mudanças no parâmetro de eletricidade (Pirólise Rápida).	153
Figura 5.8 – Participação relativa dos sistemas (Serrado bruto e Bioóleo) em cada categoria de impacto ambiental.	154
Figura 5.9 – Variação relativa dos impactos do Manejo Florestal com a produção de bioóleo a partir da serragem.	156
Figura B 1 – Fluxograma geral da produção de madeira serrada.	170
Figura B 2 – Processo de inventário florestal.	171
Figura B 3 – Processo de infraestrutura viária (estradas e pátios).	172
Figura B 4 – Processo corte florestal.	173
Figura B 5 – Processo arraste florestal.	174
Figura B 6 – Processo carregamento das toras no caminhão.	175
Figura B 7 – Processo transporte das toras.	176
Figura B 8 – Processo descarregamento caminhão de toras.	177
Figura B 9 – Processo serraria.	178
Figura B 10 – Fluxograma geral da produção de bioóleo.	179
Figura B 11 – Processo da serragem.	180
Figura B 12 – Processo transporte da serragem.	181
Figura B 13 – Processo de pirólise rápida.	182
Figura B 14 – Processo refinaria.	183
Figura B 15 – Processo transporte bioóleo.	184

INTRODUÇÃO GERAL

O Manejo Florestal é uma atividade crucial tanto para o desenvolvimento, quanto para a conservação da Amazônia. Os recursos florestais são abundantes na região, mas o acesso a eles é complexo e o manejo visa explorá-los com o menor impacto possível, buscando manter o “equilíbrio” que havia antes da intervenção. Contudo, por mais cauteloso e planejado que se possa ser, os impactos são inerentes à atividade. Eles ocorrem desde o planejamento da exploração e ultrapassam a fronteira da floresta, pois acompanham as toras até o desdobro primário.

Nesta etapa do processamento da madeira os impactos se tornam bastante evidentes, através da geração de resíduos. As serrarias na região amazônica apresentam baixa eficiência na conversão da tora em madeira serrada. Isto se deve tanto a questões tecnológicas, como equipamentos rudimentares e manutenção inadequada, quanto à anatomia das toras, que é muito variável e impede a adoção de um padrão de corte. Ao final há mais resíduos que produto.

A valorização dos resíduos pode aumentar a eficiência no uso do recurso madeira, atingindo positivamente o manejo florestal. Os resíduos passam a coprodutos e de problema a oportunidades. A serragem em particular é um material sem aproveitamento adequado, mas apresenta características distintas que permitem diversas formas de utilização.

A pirólise rápida é uma via promissora para a valorização da serragem, pois é um processo que não requer muitos outros insumos além da própria biomassa e de energia térmica e a serragem ainda se encontra nas dimensões ideais para o processo. O produto da conversão termoquímica, bioóleo ou óleo pirolítico, tem diversas aplicações e pode ser aproveitado diretamente nas mesmas serrarias onde a serragem foi gerada ou em outras cadeias produtivas.

No entanto, a valorização dos resíduos não implica necessariamente em efeitos positivos, seja na origem deles (floresta, serraria) ou em outros sistemas aos quais eles passam a fazer parte (pirólise rápida). A visão reducionista da situação indica que haverá sempre impactos positivos, pois ao se tornar insumo de um processo, o bioóleo pode estar substituindo outro insumo de origem não renovável como diesel. De outro lado, o aproveitamento da serragem evita que esta se degrade, assim diminui os impactos relativos ao processo de desdobro das toras. Para avaliar a produção de bioóleo a partir de serragem de maneira integrada, a

Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) propõe uma abordagem sistêmica, na qual todos os processos direta e indiretamente envolvidos são contemplados e assim pode-se obter uma visão mais ampla da nova dinâmica da serragem.

As circunstâncias oriundas dessa possibilidade de valorização da serragem denotam o objetivo central desta tese: avaliar a viabilidade técnica e os impactos ambientais da produção de óleo pirolítico a partir de serragem no estado do Pará. Este prognóstico possibilitará a construção de cenários para a melhor gestão do recurso.

A tese está dividida em cinco capítulos, dos quais os dois primeiros servem de subsídio para os próximos. O capítulo 1 busca diagnosticar a situação da serragem no Pará a partir dos dados de produção de madeira serrada no estado. A origem e as quantidades de serragem são levantadas e ao final, três espécies são escolhidas para a parte experimental da tese. O capítulo 2 apresenta os resultados da conversão das três espécies em óleo pirolítico e as características destes óleos. O processo de pirólise é avaliado e fornece informações para a próxima fase. O capítulo 3 se concentra na avaliação ambiental dos sistemas de produção de madeira serrada através da ACV. No capítulo 4 é realizado o estudo de ACV do sistema de produção de bioóleo a partir da serragem. Ao final, no capítulo 5 são avaliados os potenciais efeitos, mitigadores ou incrementadores, da produção de bioóleo sobre o desempenho ambiental da produção de madeira serrada no estado do Pará.

**Capítulo 1 LEVANTAMENTO DA GERAÇÃO DE SERRAGEM NO
DESDOBRO PRIMÁRIO DE TORAS NO ESTADO DO PARÁ.**

1.1. INTRODUÇÃO

O desdobro das toras para obtenção do serrado bruto é o primeiro processamento pelo qual a madeira passa. Esta fase se caracteriza pelo grande volume de resíduos gerado, normalmente maior que os dos próprios produtos. Na região Amazônica, esta atividade está entre as mais relevantes para a economia local. Portanto, os resíduos são uma realidade na região e se constituem em um problema porque a proporção de seu aproveitamento está muito aquém de sua geração, sobretudo para os de menores dimensões. O estado do Pará reflete bem esta situação, sendo o maior produtor de madeira nativa do país.

A serragem é o resíduo gerado diretamente no fio de corte das máquinas, portanto de pequena dimensão. No momento ela é um passivo ambiental que normalmente é acumulado nos terrenos das serrarias, sem previsão de qualquer forma de valorização. Mas apesar destas condições, a serragem tem potencial para se transformar em matéria-prima de diversas cadeias produtivas, pois se trata de um material versátil, disponível, acessível e de baixo custo.

Diante do potencial apresentado pela serragem na região o presente capítulo visa avaliar a disponibilidade desta biomassa no estado do Pará, estimar a sua quantidade e mapear a sua origem.

Neste documento há a descrição da situação das florestas no mundo, no Brasil, na Amazônia e mais especificamente no estado do Pará. Em seguida pretende-se compreender como as florestas estão sendo manejadas no estado. Então a dinâmica das serrarias é analisada para posterior compreensão dos seus produtos e subprodutos (resíduos), momento em que se discute o ponto focal do capítulo, a serragem. A situação da serragem no Pará é diagnosticada no que se refere a sua origem e a sua quantidade. Diante dos resultados obtidos três espécies são selecionadas para análises e tratamentos apresentados no capítulo 2.

1.2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.2.1. Florestas no mundo

Desde os primórdios da civilização, as florestas foram exploradas como fontes irrestritas e inesgotáveis de recursos. No final do século XVII, a partir da Revolução Industrial, tal exploração cresceu exponencialmente e hoje os seus efeitos estão claros: o modelo de desenvolvimento estabelecido já consome 50% mais recursos que o planeta pode repor por ano (WWF, 2012). Assim, a dinâmica das florestas passou a ser compreendida de outra forma e o caráter renovável de seus recursos passou a ser questionado.

Além de determinar a escassez de “bens” naturais, o ritmo de consumo atual reflete nas outras funções das florestas. Os serviços ambientais prestados pelos ecossistemas florestais são essenciais para a vida no planeta e o desmatamento e a degradação florestal afetam diretamente os ciclos do carbono e das águas, a biodiversidade, a conservação dos solos, entre outros. Os impactos são evidentes, por exemplo, nas mudanças climáticas pela liberação do dióxido de carbono fixado durante anos na biomassa e no solo florestal. A importância destes serviços está sendo reconhecida e há algumas iniciativas para promover o “pagamento” aos países que preservam suas florestas (UNEP, 2009).

As florestas estão presentes em todos os continentes e cobrem mais de 30% da superfície terrestre, o que representa mais de quatro bilhões de hectares. No entanto, apenas 36% constitui-se de florestas primárias ou intactas e 64% são florestas que sofreram intervenção humana, sendo 57% de florestas secundárias em regeneração e 7% de florestas plantadas (FAO, 2010). Essa relação é preocupante, considerando que cerca de 350 milhões de pessoas pobres no mundo dependem das florestas para subsistência, a qual certamente não pode ser garantida por florestas plantadas (FAO, 2012).

A maior parte das florestas (mais de 50%) está concentrada em cinco países: Rússia, Brasil, Canadá, Estados Unidos da América e China. A América do Sul é a região com a maior porção relativa de floresta primária, com quase 80% de sua superfície florestal (FAO, 2010). Por outro lado, é também a região com as maiores taxas anuais de desmatamento, da ordem de cinco milhões de hectares convertidos em pastagens e culturas agrícolas por ano nos últimos dez anos (UNEP, 2011). A figura 1.1 mostra a distribuição das florestas no planeta e evidencia a situação da América Latina.

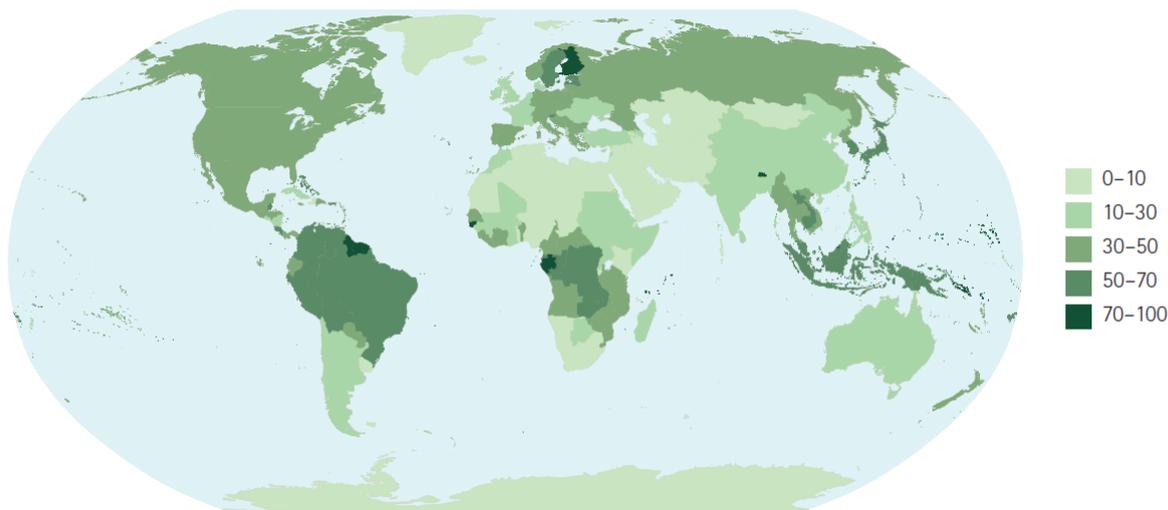


Figura 1.1 – Cobertura florestal no mundo. Fonte: FAO, 2010.

1.2.2. Florestas no Brasil

O Brasil é o segundo país com maior cobertura florestal e o maior em florestas primárias tropicais (SFB, 2011). A área coberta por estas florestas está em torno de 477 milhões de hectares, o que representa mais de 55% da área territorial do país. Estes números denotam a dualidade em que o país se encontra: com mais da metade de sua área coberta por florestas, há uma vocação natural tanto para atuar como protagonista no mercado mundial de produtos florestais, quanto para garantir os serviços ambientais essenciais à manutenção da vida no planeta.

No entanto, a realidade é outra. No primeiro aspecto, o Brasil tem tido um desempenho abaixo do esperado. Nos últimos três anos, o país tem estado entre os quatro maiores produtores de madeira tropical e em 2011, individualmente foi o maior produtor de madeira serrada com 38%. Porém, quase tudo que se produz é consumido internamente. As exportações têm decaído desde a crise internacional em 2008, principalmente pela valorização do real frente ao dólar e pela diminuição da demanda dos EUA, o principal mercado consumidor (ITTO, 2011).

Em relação à conservação das florestas, apesar do desmatamento ter sofrido quedas constantes, o Brasil ainda é a região com as maiores taxas do planeta. A taxa média anual diminuiu de 2,8 milhões de hectares nos anos 1990 para 2,3 milhões nos anos 2000, mas ainda assim, o país é o detentor da maior área de florestas primárias com 35% do total (FAO, 2010). A figura 1.2 apresenta o mapa atual da cobertura florestal no Brasil.

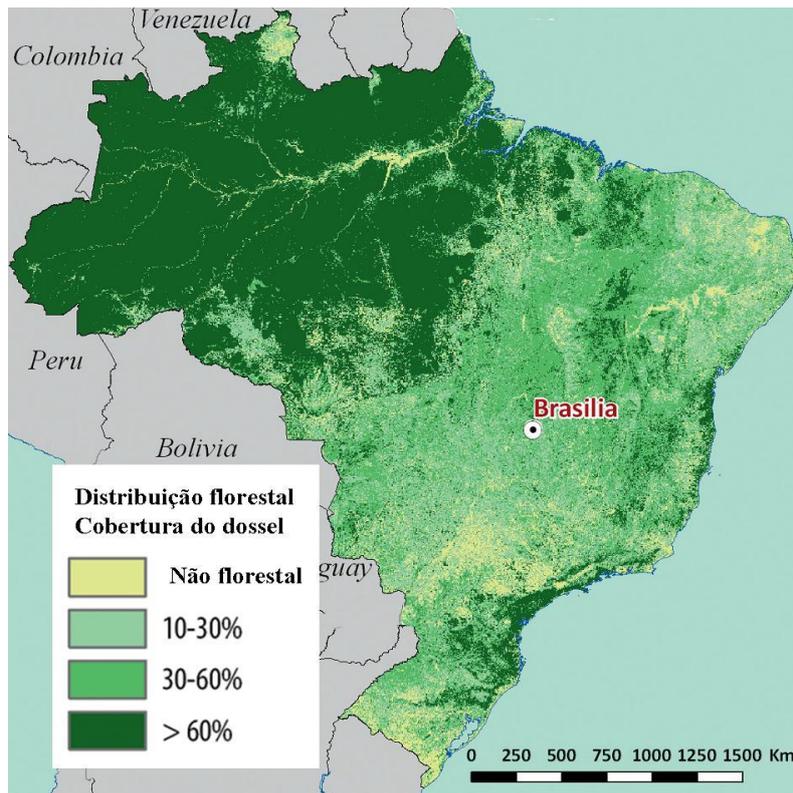


Figura 1.2 – Cobertura florestal no Brasil. Fonte: ITTO, 2011.

A demanda por madeira em tora de florestas nativas é crescente, da ordem de 21 milhões de m³/ano, segundo uma estimativa conservadora (SFB, 2011). Este montante significa praticamente 50% de madeira em tora a mais que a produção de 2011, cerca de 14 milhões de m³ (IBGE, 2011). Desde 2007 até 2011, a produção de madeira em tora no país tem oscilado em torno de 14,5 milhões de m³, tendo seu ápice de produção em 2007 com 16,4 milhões de m³ e o menor volume de 12,7 milhões de m³ em 2010 (IBGE, 2007 – 2011).

O Brasil abriga quatro milhões de km² (63%) do bioma amazônico, que ainda se estende por mais nove países. No país foi instituída em 1966, pela lei 5.173, o conceito de Amazônia Legal, uma área que engloba nove estados brasileiros, criada com o objetivo de planejar e promover o desenvolvimento da região (BRASIL, 1966).

A região amazônica é hoje a que mais produz madeira de extração vegetal no Brasil. Em 2011, dos 14,12 milhões de m³ de madeira em tora produzidos no país, a região norte respondeu por 9,65 milhões de m³ ou 68% do total produzido (IBGE, 2011). Em 2009 havia 71 pólos madeireiros na Amazônia Legal, municípios ou microrregiões que consomem ao menos 100 mil m³/ano de madeira em tora para fins industriais (PEREIRA *et al.*, 2010).

O volume explorado em 1998 foi de 28,3 milhões de m³ de madeira em tora, praticamente o dobro do atual. Esta redução drástica no setor se deve a três razões: crescimento dos produtos concorrentes à madeira, aumento na fiscalização e combate ao desmatamento e a crise econômica mundial (SFB, 2010).

No intuito de regular o acesso ao recurso madeira, garantindo a conservação da cobertura florestal, desde 2006 o governo concede florestas públicas a empresas e comunidades para a realização do manejo florestal. A lei 11.284 (BRASIL, 2006) dispõe sobre a gestão de florestas públicas, que busca promover uma economia sustentável ao combater a grilagem de terras e a exploração predatória, a fim de evitar a destinação do solo para outros fins que não florestais, como agricultura e pecuária. Então, todos os anos o poder concedente (Ministério do Meio Ambiente) aprova o Plano Anual de Outorga Florestal (PAOF) elaborado pelo Serviço Florestal Brasileiro (SFB), no qual consta as florestas públicas passíveis de concessão (SFB, 2009). De fato, desde a criação da lei até hoje, houve uma redução significativa da exploração ilegal de madeira. Em monitoramento realizado no estado do Pará, a área detectada com exploração ilegal diminuiu de 373 mil ha entre agosto de 2007 e julho de 2008 para 49 mil ha entre agosto de 2010 e julho de 2011 (SANTOS et al., 2013).

1.2.3. Florestas no Pará

Em vista do potencial de crescimento da demanda de madeira no Brasil e no mundo, provavelmente o Pará se apresenta como o estado mais preparado. A exploração florestal no estado está entre os principais atores da economia, juntamente à mineração, à pecuária e à agricultura (PARÁ, 2013). Desde o início das medições da produção de extração vegetal feitas pelo IBGE, o estado tem sido o maior produtor de madeira em tora de florestas nativas do país, com uma média de 55% do total extraído. Na primeira medição, em 1990, a participação do estado era de 41%, dez anos depois aumentou para 49% e em 2011 voltou aos 41% (IBGE, 2011). A figura 1.3 ilustra a extração de madeira em tora no Brasil, na região norte e no Pará.

O zoneamento ecológico-econômico realizado no estado revelou que, para atender uma demanda de madeira equivalente ao ano de 2004 (11,2 milhões de m³ de madeira em tora) com crescimento de 1% ao ano, seriam necessários 22,5 milhões ha de área florestal líquida, baseado em um ciclo de 30 anos e um volume anual de exploração de 20 m³/ha. O mesmo estudo identificou 25 milhões ha de área florestal com potencial de uso, o que significa a

exclusão de florestas com baixo valor comercial, já exploradas de forma predatória, em relevos muito acidentados e em APPs (VERÍSSIMO *et al.*, 2006). Portanto, há um excedente de área útil que dá margem a possíveis mudanças na dinâmica do setor madeireiro na região.

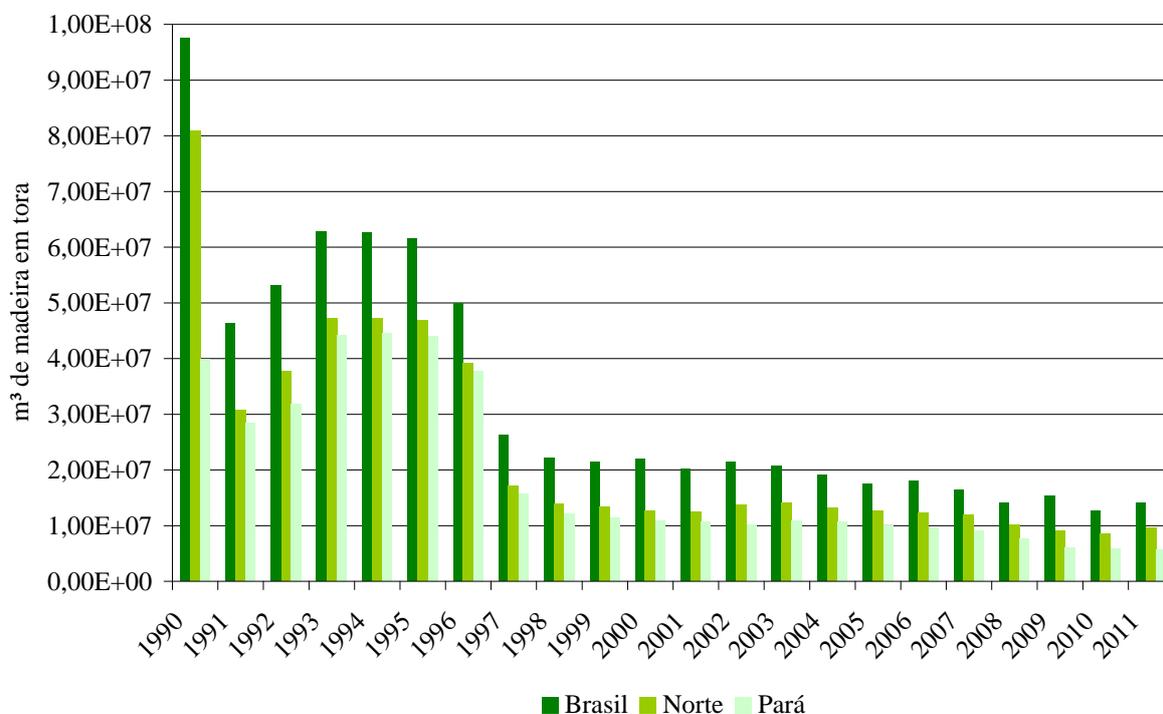


Figura 1.3 – Produção de madeira em tora de extrativismo no Brasil, na região norte e no estado do Pará de 1990 a 2011. Fonte: IBGE, 2013.

Por estas condições, o Pará tem sido o estado protagonista nas concessões de florestas públicas. O Cadastro Nacional de Florestas Públicas registra 308 milhões de ha, dos quais 284 milhões (92%) estão na região amazônica e 85 milhões (28%) no Pará (SFB, 2012). Apesar do estado do Amazonas ser o maior detentor de florestas públicas (132 milhões de ha), o Pará tem a maior área de florestas passíveis à concessão. Estas refletem as áreas florestais líquidas, onde a exploração florestal poderá ocorrer efetivamente, pois já houve a exclusão de todas as áreas que possuem algum impedimento ou restrição legal e que não estão tecnicamente aptas à concessão, segundo metodologia aplicada pelo SFB (SFB, 2012). No PAOF de 2013, após a exclusão de todas as áreas ilegais e inaptas, restaram 5,3 milhões de ha, dos quais 3,4 milhões são áreas florestais líquidas e 90% se encontram em florestas públicas federais do Pará (SFB, 2012).

Além da relativa abundância de madeira, o estado possui uma rede rodoviária com aproximadamente 5540 km de vias asfaltadas, a mais extensa dos estados da Amazônia Legal (CNT, 2012). O relevo é bastante plano e as boas condições de navegabilidade dos rios na região tornam a atividade madeireira economicamente viável na maioria das florestas (77%) (SOUZA Jr. *et al.*, 2000).

Em 2009 havia 30 pólos madeireiros compostos por 1067 empresas. No estado existem seis zonas madeireiras: norte, central, estuarina, leste, oeste e sul (figura 1.4). Segundo PEREIRA *et al.* (2010) as zonas leste e sul compõem as fronteiras madeireiras mais antigas, com processo exploratório de mais de 30 anos.

A zona leste é coberta por florestas densas de terra firme, condições que permitiram a implementação de rodovias como a Belém-Brasília. Esta zona é responsável por 45% da madeira em tora do estado, explorada principalmente nos pólos de Paragominas, Tailândia, Tomé-Açu, Jacundá e Breu Branco (VERÍSSIMO *et al.*, 2002).

A zona sul também é cortada pela Belém-Brasília e é composta por três pólos madeireiros – Itupiranga, Marabá e Redenção – responsáveis por apenas 2% da produção de madeira em tora no estado.

A zona estuarina, composta por florestas de várzea, é a região onde a exploração madeireira ocorre há mais tempo, desde o século XVII (RANKIN, 1985). Esta zona respondeu por 28% do total da produção de madeira em tora no Pará.

As zonas central, oeste e norte são as de exploração mais recente, a partir do final da década de 1980 e início da de 1990. O volume de produção ainda é baixo se comparado à zona leste, porém há a expectativa de crescimento com a pavimentação da BR-163, no trecho entre Cuiabá e Santarém. Em 2009 estas três zonas foram responsáveis por 14% (central), 7% (oeste) e 4% (norte).

1.2.4. Manejo Florestal no Pará

O manejo florestal é a forma mais eficiente e legal para extrair a madeira destas zonas. Esta técnica visa garantir a produção de um fluxo contínuo de produtos e serviços florestais sem afetar sua produtividade futura e minimizando efeitos no ambiente físico e social da floresta (ITTO, 2005). O conceito de sustentabilidade está intimamente ligado à prática do manejo, pois se pretende obter os benefícios da floresta respeitando os mecanismos de sustentação do

ecossistema e, para tanto, considerando o uso da multiplicidade dos recursos florestais (BRASIL, 2006).

O manejo florestal no Pará é autorizado pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente, a SEMA através da emissão de Autorizações para exploração florestal (Autefes). Embora a oferta de madeira tenha diminuído ao longo dos últimos anos também em razão de uma fiscalização mais efetiva, a proporção de áreas não autorizadas ainda permanece alta.

No período entre julho de 2010 e agosto de 2011, 153 Autefes foram liberadas, o que representa uma área de aproximadamente 120 mil hectares onde estão cerca de 3,5 milhões de m³ de madeira em tora. O Instituto do Homem e do Meio Ambiente na Amazônia – IMAZON – realiza um estudo periódico para quantificar a área explorada de forma ilegal, através da análise de imagens de satélite. Em 2011 foram avaliados 81.092 ha, dos quais 48.802 ha não foram autorizados (60%) contra 32.290 ha autorizados (40%), ou seja, cerca de 1,4 milhão de m³ de madeira em tora foram extraídos de forma ilegal. Apesar destes números vultosos, houve uma redução de 38% da área explorada ilegalmente entre 2010 e 2011 (MONTEIRO, *et al.*, 2012).

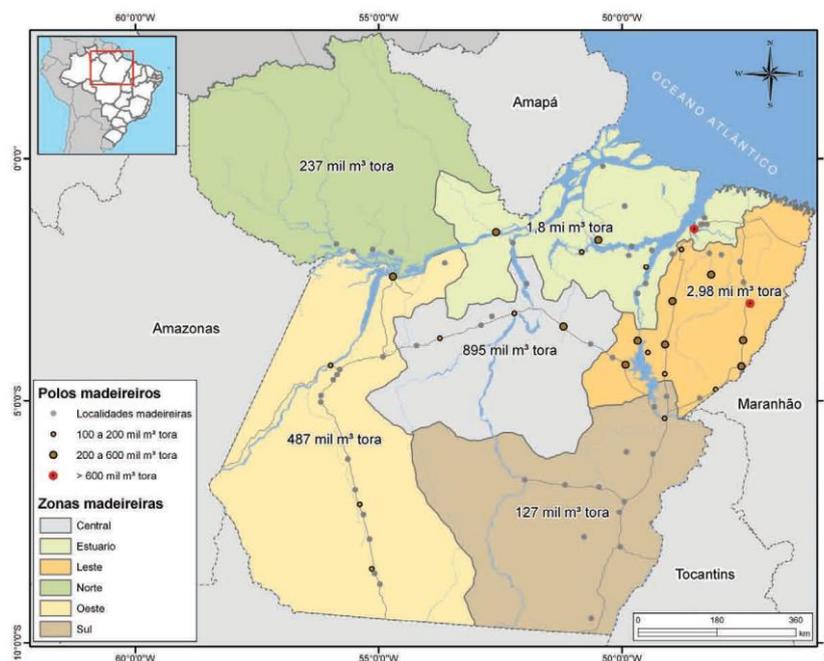


Figura 1.4 – Zonas, polos madeireiros e volumes de madeira em tora no Pará. Fonte: PEREIRA *et al.*, 2011.

Neste mesmo estudo, avaliou-se a qualidade dos Planos de Manejo Florestal (PMF) autorizados pela SEMA, já que o fato de um PMF ser aprovado não implica necessariamente em uma execução satisfatória. Assim, também através de imagens de satélites, foram avaliados 55 PMFs de 2011, a partir da configuração de estradas, pátios e clareiras gerados durante a exploração florestal. Apenas 10% eram de boa qualidade, 62% de qualidade intermediária e 28% de baixa qualidade ou exploração predatória.

1.2.5. Serrarias

A serraria é o primeiro local de beneficiamento da madeira, onde são gerados produtos básicos, mais conhecidos como serrado bruto ou madeira serrada, que servirão de matéria-prima às mais diversas empresas do setor madeireiro, da construção civil à movelaria. A localização de uma serraria deve ser definida principalmente em relação ao suprimento regular de toras, a disponibilidade de mão de obra, a qualidade do transporte das toras e da madeira serrada e a carga tributária da região de implantação do empreendimento (VITAL, 2008).

A estrutura de uma serraria varia em função do produto final, mas há uma sequência de cortes comuns a qualquer uma que definem o primeiro processamento de uma tora, o desdobro primário. Nesta etapa há três cortes básicos que determinam a espessura, a largura e o comprimento das peças de madeira serrada. A figura 1.5 ilustra essa estrutura básica.

Para tanto, deve-se planejar bem a sua configuração de instalação a fim de permitir o melhor processamento da madeira, no menor tempo e espaço possível, o que implica nos custos de produção. No entanto, NÉRI (2007), citando informação gerada por uma fabricante de ferramentas de corte para madeira, indica que os maiores custos em uma serraria são atribuídos principalmente à madeira (70%), seguidos da mão de obra (15%), do maquinário (11%) e de outros gastos (4%).

A influência da madeira na viabilidade técnico-econômica denota a importância do melhor aproveitamento deste recurso. O incremento no rendimento em madeira serrada inicia no pátio de estocagem, onde é feita a classificação diamétrica das toras. As toras chegam às serrarias com diâmetros e comprimentos variados, portanto sua classificação em lotes de classes diamétricas implica em menos regulagens dos equipamentos de corte (NÉRI, 2007). Estes seriam regulados com maior frequência caso as toras fossem processadas aleatoriamente, o

que diminuiria o tempo de processamento efetivo e, conseqüentemente, a produtividade da serraria. E quanto maior o diâmetro das toras, maior o rendimento em serrado bruto (VITAL, 2008).

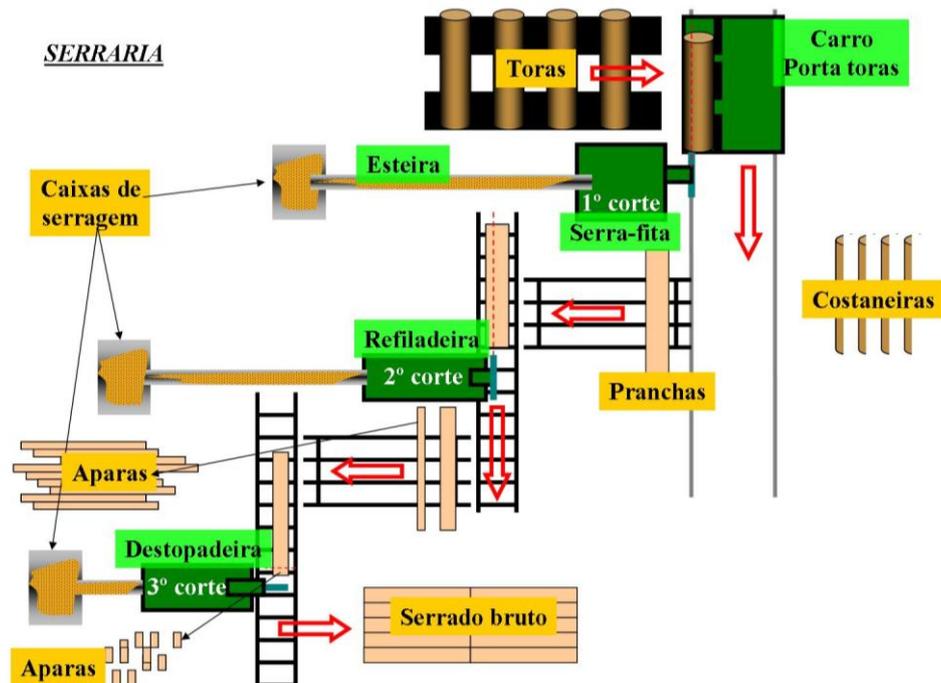


Figura 1.5 – Esquema básico do desdobro primário de toras em uma serraria.

Após a classificação diamétrica, o diagrama de corte é o próximo fator de influência no rendimento em madeira serrada. A qualidade da madeira da tora, do maquinário da serraria, da madeira serrada e o nível de automação determinam o diagrama mais adequado (VITAL, 2008). Os cortes podem variar quanto à orientação em relação a anéis de crescimento e raios (tangenciais e radiais), à orientação em relação ao eixo longitudinal da tora, à continuidade dos cortes (sucessivo simultâneo ou alternado) e aos sistemas especiais de corte (DEL MENEZZI, 1999).

O rendimento de uma serraria é simplesmente a razão entre o volume das toras e o volume de madeira serrada. A diferença entre os dois volumes constitui-se nos resíduos. BRITO (1994) assumiu que, de maneira geral, a indústria de serrarias e laminadoras no Brasil, responsáveis pelo desdobro primário, tem um rendimento médio de 49,29%, portanto uma geração de resíduos de 50,71%. ROCHA (2002) estabelece um rendimento entre 45% e 55% para madeira de folhosas. Segundo BENCHIMOL (1996), o rendimento das serrarias está

condicionado a dois conjuntos de fatores: fatores inerentes à madeira (densidade, disposição dos elementos estruturais, presença de componentes químicos e teor de umidade) e fatores inerentes ao equipamento de corte (tipo de dente, espessura da lâmina, tensão da lâmina e espaçamento entre dentes da serra). Portanto, a qualidade do maquinário tem papel importante na eficiência das serrarias. VIDAL *et al* (1997) avaliou o rendimento de serrarias no Pará e observou uma média de idade de 10 anos dos equipamentos destas. O rendimento também está ligado ao destino da madeira serrada. GERWING *et al* (2001) destacam que as serrarias de Paragominas no Pará que produzem para exportação têm rendimento médio inferior (32%) ao rendimento das que produzem para o mercado doméstico (36%).

1.2.6. Resíduos

Os resíduos do processamento das toras são os materiais madeireiros provenientes do beneficiamento da tora e são intrínsecos à atividade, pois sempre haverá limitações anatômicas (tora) ou tecnológicas (máquinas) que impedirão o aproveitamento integral da árvore. O desdobro primário consiste na remoção das quatro costaneiras para padronizar a tora para as técnicas usuais de desdobro secundário. As atividades subsequentes dependem do uso final da madeira e o volume de resíduos está diretamente ligado ao número de processamentos pelo qual a tora irá passar.

Os resíduos do processamento podem ser gerados em serrarias, laminadoras, fábricas de painéis, móveis, pisos, esquadrias, entre outros. Os resíduos das serrarias são bastante diversos e normalmente são diferenciados quanto à origem e dimensões em: serragem – resíduos de pequenas dimensões originados na operação de serras; cepilhos – maravalhas de dimensões médias originadas em plainas (desdobro secundário); lenha – costaneiras, aparas, refilos, topos e restos de lâminas são resíduos de grandes dimensões originados em diversos equipamentos (FONTES, 1994). CASSILHA *et al.* (2005) classificam os resíduos finos em cavacos (<50x20 mm), maravalha (>2,5 mm), serragem (entre 0,5 e 2,5 mm) e pó (<0,5 mm). Os resíduos grossos são de dimensões maiores (costaneiras, rolos-resto, refugos, topos, etc.), porém sem uma regularidade que permita sua classificação em faixas como no caso dos finos. VITAL (2008) também classifica os resíduos em dois grupos segundo suas dimensões: pequenos (pó de serra, serragem, maravalha, lascas e cavacos) e médios a grandes (cascas, costaneiras, aparas e pontas).

Em estudo realizado na Amazônia Legal, PEREIRA *et al.* (2010) observaram que 25% dos resíduos produzidos na indústria madeireira não têm qualquer aproveitamento (queima+entulho) enquanto que 51% têm um uso energético (carvão+olarias+ energia) (figura 1.6). Certamente os aproveitados para geração de energia são os de maiores dimensões e os sem aproveitamento são os menores. VITAL (2008) afirma que há uma carência de tecnologias apropriadas que impede a utilização mais criteriosa dos resíduos pequenos causando problemas ambientais devido ao acúmulo desordenado.

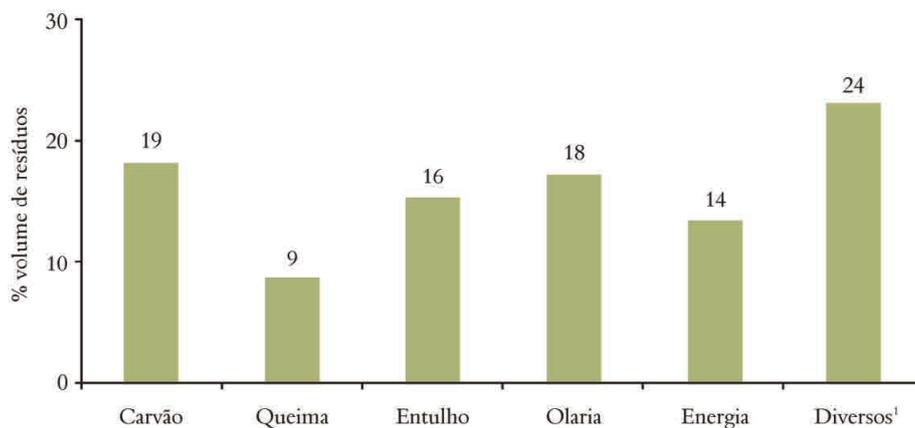


Figura 1.6 – Destino dos resíduos madeireiros nas empresas do Pará. Fonte: PEREIRA *et al.*, 2010.

Na literatura especializada há uma variação razoável da proporção de resíduos gerados na produção do serrado bruto no Brasil. Conforme discutido anteriormente, tal variação pode ser explicada por fatores relativos às características da madeira e às características do maquinário de processamento.

IWAKIRI (1990) mediu o rendimento do desdobro de 20 espécies tropicais no estado do Amazonas. Os rendimentos variaram entre 42% e 62%, com uma média de 53%, portanto houve a geração de resíduos entre 38% e 58%, e média de 47%.

OLIVEIRA e colaboradores (2003) analisaram o desdobro de toras de 15 espécies amazônicas em sete serrarias de Rondônia e verificaram um rendimento médio de 49,28% de madeira serrada e conseqüentemente 50,72% de resíduos.

MARCHESAN (2012) avaliou o rendimento em madeira serrada e em subprodutos (resíduos) de três espécies tropicais exploradas na Floresta Nacional do Jamari em Rondônia. O

rendimento médio foi baixo, em torno 30%, portanto 70% de subprodutos. Este resultado se explica pela grande quantidade de defeitos encontrados nas toras de maior diâmetro.

BIASI e ROCHA (2007) avaliaram o rendimento em madeira serrada para três espécies tropicais desdobradas em uma serraria no município de Sinop, Mato Grosso. Eles observaram uma produção média de resíduos de 41,21%. Destes, 9,58% eram formados por serragem.

NASCIMENTO *et al.* (2006) quantificaram e caracterizaram os resíduos gerados no desdobro de três espécies da Amazônia no município de Moju, Pará e encontraram um rendimento médio de 63,8% em resíduos, dos quais 15,7% formados por serragem.

BRAND *et al.* (2002), comparando resultados de dois outros estudos realizados no Brasil e nos EUA, verificaram uma geração de 31,2% de resíduos nos EUA e 49% no Brasil, sendo que 8,5% e 10% eram serragem respectivamente.

VITAL (2008) cita trabalho de BORGES *et al.* (1993) sobre o rendimento de serrarias em madeira serrada, aparas, costaneiras e serragem, em que há variação da produtividade das serrarias (500 m³/mês; entre 500 e 1000 m³/mês; mais de 5000 m³/mês) e dos diâmetros das toras (15 cm, 20 cm, 25 cm e 30 cm). Os resultados mostram que não houve variação em relação ao tamanho das serrarias, mas a variação dos diâmetros causou um aumento gradual do rendimento em madeira serrada (39%, 52%, 53% e 65%) e em serragem (10%, 13%, 14% e 15%), uma redução gradual das aparas (30%, 16%, 10% e 6%) e uma redução irregular das costaneiras (21%, 19%, 23% e 14%).

MAHARANI *et al.* (2010) afirma que entre 10% e 13% do volume inicial da tora se transformará em serragem no desdobro. A serragem é o resíduo de menor interesse, pois geralmente contém muitas impurezas. Por isso há em grandes volumes nos pátios das serrarias (DACOSTA, 2004). Contudo, há uma grande diversidade de aplicações para este material que podem transformá-lo de resíduo a um subproduto do desdobro de toras.

Há muitos anos o Laboratório de Produtos Florestais dos EUA vislumbravam uma série de usos para a serragem em função de características físicas, como combustível, como fibra para painéis e usos químicos (HARKIN, 1969). ARENDS e DONKERSLOOT-SHOUCQ (1985) realizaram um estudo quase exaustivo para a época, a fim de determinar os possíveis usos da serragem, e determinaram cinco grandes grupos compostos por várias aplicações mais específicas: uso energético, uso agrícola, uso em materiais de construção, uso químico e usos diversos. Os autores atentam para o fato de que a serragem é útil, mas o seu transporte é fator

decisivo para viabilizar seu aproveitamento. Assim, não há melhor ou pior forma de aproveitamento da serragem, mas sim a mais adequada em função das condições de acessibilidade.

Diante do exposto, não restam dúvidas sobre a utilidade e a versatilidade da serragem. É fato também que ela é pouco aproveitada, na maioria das vezes é desperdiçada. Por tratar-se normalmente de um rejeito, pouco se sabe sobre sua disponibilidade. O que se pode afirmar é que há muita serragem acumulada nas áreas das serrarias, sobretudo no Pará, onde estão os maiores pólos madeireiros do país. Portanto, esta pesquisa visa avaliar a disponibilidade de serragem no estado do Pará a partir do volume de madeira processada na região.

1.3. MATERIAL E MÉTODOS

1.3.1. Estimativa do Volume de Serragem no Pará

O presente estudo baseia-se nas informações de dados secundários sobre o setor madeireiro no estado do Pará. Conforme apresentado anteriormente, o estado se divide em seis zonas madeireiras, cada uma com seu volume de toras exploradas por ano.

Para a quantificação da serragem disponível, utilizou-se um valor mínimo e máximo e a média dos dois, de acordo com os encontrados na literatura para situações similares a do presente estudo. Os valores utilizados para o cálculo foram para o mínimo 10% e para o máximo 16%, sendo a média 13% (BIASI e ROCHA, 2007; NASCIMENTO *et al.*, 2006). Tais valores foram multiplicados pelo volume de madeira em tora extraída no Pará, conforme a equação proposta:

$$Vol_{serragem} = \%_{serragem} \times Vol_{madeira\ em\ tora}$$

Os valores do volume de madeira em tora extraído no Pará são provenientes do estudo periódico realizado pelo IMAZON – *Fatos Florestais da Amazônia* – no qual estão compiladas várias informações sobre o setor florestal na Amazônia (PEREIRA, 2010). O último estudo, refere-se ao ano de 2009 e serve a esta pesquisa. Assume-se que o rendimento em madeira serrada no Pará seja de 38,6% portanto há 61,4% de resíduos. Destes, 9% são queimados diretamente e considera-se que somente a serragem é queimada, os resíduos de média e grande dimensão têm outros destinos, como mostrado na figura 1.6. Como 10% a 16% da tora se torna serragem (BIASI e ROCHA, 2007; NASCIMENTO *et al.*, 2006), o material remanescente após a queima é de 45% a 65% respectivamente.

1.4. RESULTADOS

A tabela 1.1 apresenta os volumes de resíduos disponíveis para o ano de 2009, estimados a partir dos volumes de madeira em tora extraídos nos principais pólos madeireiros do Pará.

Tabela 1.1 – Volumes de serragem no Pará a partir do volume de madeira em tora de 2009.

Pólos e Zonas Madeireiras (Pereira <i>et al.</i> , 2010)	Vol. Toras	Vol. Resíduos (61,40%)	Vol. Serragem		Vol. Queimado 9%	Vol. Serragem remanescente		
			10%	16%		mínimo	máximo	média
	<i>M³</i>							
Altamira	108000	66312	10800	17280	5968	4831	11311	8071
Anapu	339000	208146	33900	54240	18733	15166	35506	25336
Breu Branco	122000	74908	12200	19520	6741	5458	12778	9118
Novo Repartimento	201000	123414	20100	32160	11107	8992	21052	15022
Uruará	125000	76750	12500	20000	6907	5592	13092	9342
CENTRO	895000	549530	89500	143200	49457	40042	93742	66892
Afuá	64000	39296	6400	10240	3536	2863	6703	4783
Belém	697000	427958	69700	111520	38516	31183	73003	52093
Breves	444000	272616	44400	71040	24535	19864	46504	33184
Calha Norte	230000	141220	23000	36800	12709	10290	24090	17190
Cametá	112000	68768	11200	17920	6189	5010	11730	8370
Moju	122000	74908	12200	19520	6741	5458	12778	9118
Portel	139000	85346	13900	22240	7681	6218	14558	10388
Porto de Moz	62000	38068	6200	9920	3426	2773	6493	4633
ESTUÁRIO	1870000	1148180	187000	299200	103336	83663	195863	139763
Dom Eliseu	273000	167622	27300	43680	15085	12214	28594	20404
Goianésia	201000	123414	20100	32160	11107	8992	21052	15022
Jacundá	187000	114818	18700	29920	10333	8366	19586	13976
Marabá	156000	95784	15600	24960	8620	6979	16339	11659
Paragominas	755000	463570	75500	120800	41721	33778	79078	56428
Rondon do Pará	162000	99468	16200	25920	8952	7247	16967	12107
Tailândia	304000	186656	30400	48640	16799	13600	31840	22720
Tomé-Açu	396000	243144	39600	63360	21882	17717	41477	29597
Tucuruí	302000	185428	30200	48320	16688	13511	31631	22571
Ulianópolis	247000	151658	24700	39520	13649	11050	25870	18460
LESTE	2983000	1831562	298300	477280	164840	133459	312439	222949
Castelo dos Sonhos	104000	63856	10400	16640	5747	4652	10892	7772
Itaituba	115000	70610	11500	18400	6354	5145	12045	8595
Novo Progresso	185000	113590	18500	29600	10223	8276	19376	13826
Trairão	83000	50962	8300	13280	4586	3713	8693	6203
OESTE	487000	299018	48700	77920	26911	21788	51008	36398
Santarém	237000	145518	23700	37920	13096	10603	24823	17713
NORTE	237000	145518	23700	37920	13096	10603	24823	17713
Parauapebas	95000	58330	9500	15200	5249	4250	9950	7100
Santana do Araguaia	32000	19648	3200	5120	1768	1431	3351	2391
SUL	127000	77978	12700	20320	7018	5681	13301	9491
PARÁ	6599000	4051786	659900	1055840	364660	295239	691179	493209

A serragem está apresentada por pólo e também por zona madeireira, o que permitiu gerar o mapa de serragem disponível nas seis zonas madeireiras (Figura 1.7).

Mais de 50% da serragem disponível no Pará em 2009 estava concentrada em oito municípios, sendo cinco da zona leste, dois do estuário e um da zona central. Portanto, as zonas que geraram menos serragem foram a oeste e a sul.

Conforme apresentado na figura 1.7, os municípios que mais processam madeira em tora e conseqüentemente geram mais serragem estão concentrados sobretudo na zona leste. O município de Paragominas é o destaque, com 11% da serragem gerada. Ainda na mesma zona madeireira, Tomé-Açu (6%), Tailândia (5%) Tucuruí (5%), Dom Eliseu (4%) e Ulianópolis (4%) são outros municípios de grande contribuição.

O estuário é representado principalmente por dois municípios: Belém com 11% da serragem e Breves com 7%.

A zona central também tem uma participação importante, em especial devida ao município de Anapu com 5% da serragem.

As outras zonas têm baixa participação, somadas chegam a 13%. Porém alguns municípios são representativos, como é o caso de Santarém na zona norte, com 4%.

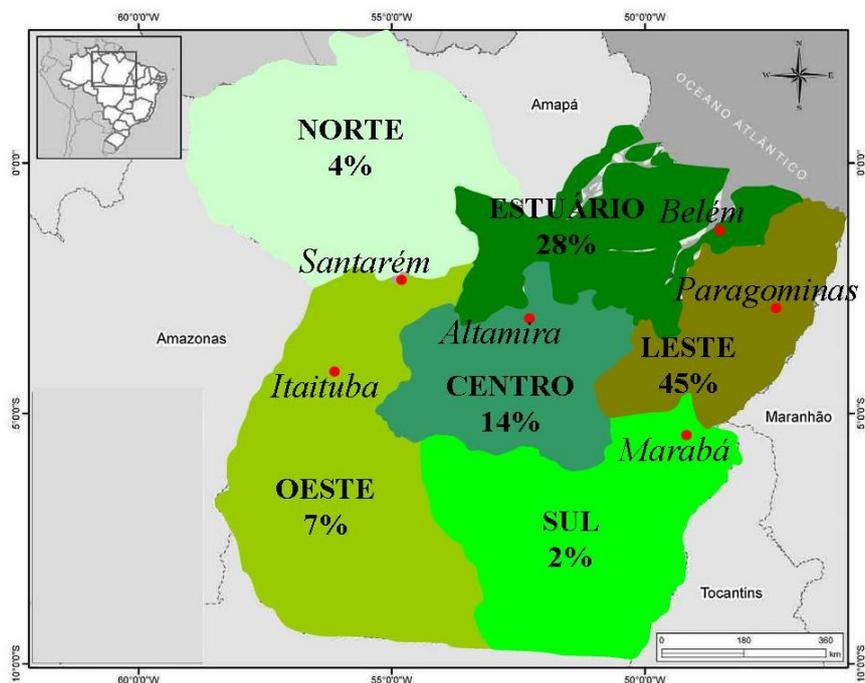


Figura 1.7 – Volumes médios de serragem disponíveis nas zonas madeireiras do Pará em 2009. Fonte: PEREIRA et al., 2011 (modificado).

1.5. CONCLUSÕES

O presente capítulo avaliou a situação da serragem no Pará e verificou que, mesmo em um ano de baixa produção como foi 2009, há serragem disponível no estado para potenciais aproveitamentos. O material encontra-se principalmente nas zonas mais antigas de exploração florestal, leste e estuário.

Embora tenha sido constatado na literatura que há muitas possibilidades de utilização da serragem, ainda há poucos estudos que buscam quantificar a serragem gerada no desdobro das toras na região amazônica. Portanto, os volumes são normalmente determinados por estimativas indiretas.

Os valores podem variar bastante, principalmente em função das características da tora e do maquinário de corte. Para esta pesquisa, os volumes de serragem estimados variam entre 10% e 16% do volume da madeira em tora.

Conforme será visto nos próximos capítulos, a valorização da serragem pode vir a ser a transformação de um passivo ambiental importante no Pará em um subproduto com potencial mitigador.

REFERÊNCIAS

- ARENDS, G. J., DONKERSLOOT-SHOUC, S. S. **An overview of Possible Uses of Sawdust.** TOOL Foundation, Amsterdam, Holanda. 1985. 194 p.
- BENCHIMOL, I. S. **Técnicas de desdobro e produtividade da floresta amazônica em madeira serrada.** Dissertação de mestrado apresentada ao programa de Mestrado em Engenharia Florestal. Piracicaba, SP: ESALQ – USP. 1996. 89 p.
- BIASI, C. P.; ROCHA, M. P. da. **Rendimento em madeira serrada e quantificação de resíduos para três espécies tropicais.** FLORESTA – Curitiba, PR. Vol. 37, n.º 1, 2007. p 95-108.
- BORGES. A. S., CINIGLIO, C., BRITO, J. O. **Considerações energéticas e econômicas sobre resíduos de madeira processada em serraria.** *In:* Congresso Florestal Brasileiro I. SBEF, Curitiba, PR. 1993. pp. 603-605.
- BRAND, M. A., MUÑIZ, G. I. B., SILVA, D. A. da, KLOCK, U. **Caracterização do rendimento e quantificação dos resíduos gerados em serraria através do balanço de materiais.** FLORESTA – Curitiba, PR. Vol. 32, n. 2. 2002. pp. 247-259.
- BRASIL. Lei 5.173, de 27 de outubro de 1966. Dispõe sobre o Plano de Valorização Econômica da Amazônia; extingue a Superintendência do Plano de Valorização Econômica da Amazônia (SPVEA), cria a Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia (SUDAM), e dá outras providências.
- _____. Lei 11.284, de 2 de março de 2006. Dispõe sobre a gestão de florestas públicas para a produção sustentável; institui, na estrutura do Ministério do Meio Ambiente, o Serviço Florestal Brasileiro - SFB; cria o Fundo Nacional de Desenvolvimento Florestal - FNDF; altera as Leis n^{os} 10.683, de 28 de maio de 2003, 5.868, de 12 de dezembro de 1972, 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, 4.771, de 15 de setembro de 1965, 6.938, de 31 de agosto de 1981, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973; e dá outras providências.
- BRITO, E. O. **Estimativa da produção de resíduos na indústria brasileira de serraria e laminação de madeira.** FLORESTA e AMBIENTE – Rio de Janeiro, RJ. Vol. 2, 1995. p. 83-85.
- CASSILHA, A. C.; PODLASEK, C. L.; CASAGRANDE Jr., E. F.; MENGATTO, S. N. F.; SILVA, M. C. da. **Indústria moveleira e resíduos sólidos: considerações para o**

- equilíbrio ambiental.** Revista Educação & Tecnologia – CEFETs PR/MG/RJ, v. 8. 2004. pp. 209-228.
- CNT. **Pesquisa CNT de rodovias 2012: relatório gerencial.** Confederação Nacional do Transporte: Brasília, 2012. 408 p.
- DACOSTA, L. P. E. **Utilização de resíduos do processamento mecânico da madeira para fabricação de chapas de partículas aglomeradas.** Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Tecnologia de Produtos Florestais, Universidade Federal de Santa Maria – UFSM-RS. 2004. 102 p.
- DEL MENEZZI. **Utilização de um método combinado de desdobro e secagem para a produção de madeira serrada de Eucalyptus grandis (Hill ex-Maiden) e E. cloeziana (F. Muell.).** Dissertação de mestrado apresentada ao programa de Mestrado em Ciência e Tecnologia de Madeiras. Piracicaba, SP: ESALQ – USP. 1999. 85 p.
- FAO. **Global Forest Resources Assessment 2010.** Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO Forestry Paper, 163. Rome, Italy. 2010. 378 p.
- _____. **State of the World's Forest.** Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy. 2012. 60 p.
- FONTES, P. J. P. **Autossuficiência energética em serraria de Pinus e aproveitamento dos resíduos.** Dissertação de Mestrado em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias – UFPR, Curitiba, PR. 1994, 90 p.
- GERWING, J.; VIDAL, E.; VERÍSSIMO, A.; UHL, C. **Rendimento no Processamento de Madeira no Estado do Pará.** Série Amazônia n.º 18, IMAZON – Belém, PA. 2001, 38 p.
- HARKIN, J. M. **Uses for sawdust, shavings and waste chips.** U.S Department of Agriculture, Forest Service – Forest Products Laboratory. Research note FPL-0208. 1969. 48 p.
- IBGE. **Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura.** Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Vol. 26. Rio de Janeiro. 2011. 55 p.
- _____. **Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura – 1990-2011**
<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/pesquisas/pevs/default.asp?o=38&i=P>

- ITTO. **Revised ITTO Criteria and Indicators for the Sustainable Management of Tropical Forests including Reporting Format.** International Tropical Timber Organization. ITTO Policy Series nº. 15, Yokohama, Japan. 2005.
- _____. **Annual Review and Assessment of the World Timber Situation.** International Tropical Timber Organization. Yokohama, Japan. 2011. 206 p.
- IWAKIRI, S. **Rendimento e condições de desdobro de 20 espécies de madeiras da Amazônia.** Acta Amazônica, Manaus, AM, n. 20, 1990. pp. 271-281.
- LPF. **Banco de dados de madeiras brasileiras.** Laboratório de Produtos Florestais, Serviço Florestal Brasileiro – LPF/SFB. Brasília, DF. Disponível em:
<http://www.ibama.gov.br/lpf/madeira/default.htm>
- MAHARANI, R., YUTAKA, T., YAJIMA, T., MINORU, T. **Scrutiny on physical properties of sawdust from tropical commercial wood species: effects of different mills and sawdust's particle size.** Journal of Forestry Research, v. 7, n. 1. 2010. pp. 20-32.
- MARCHESAN, R. **Rendimento e qualidade de madeira serrada de três espécies tropicais.** Dissertação de mestrado apresentada ao Curso de Pós-graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias – UFPR, Curitiba, PR. 2012, 94 p.
- MONTEIRO, A., CARDOSO, D., CONRADO, D., VERÍSSIMO, A., SOUZA Jr., C. **Boletim Transparência Manejo Florestal – Estado do Pará (2010 a 2011).** Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia – IMAZON. Belém, PA. 2012. 16 p.
- NASCIMENTO, S. M. do, DUTRA, R. I. J. P., NUMAZAWA, S. **Resíduos de Indústria Madeireira: Caracterização, Consequências sobre o Meio Ambiente e Opções de Uso.** Holos Environment – Rio Claro, SP. v. 6, n. 1. 2006. pp. 8-21.
- NÉRI, A. C. **Processos de transformação mecânica da madeira.** In: Tecnologia e Processos Agroindustriais. BINOTTO, E. Org. Passo Fundo, RS – Ed. UPF. 2007. pp. 159 – 193.
- OLIVEIRA, A. D. de, MARTINS, E. P., SCOLFORO, J. R. S., REZENDE, J. L. P., SOUZA, A. N. de. **Viabilidade econômica de serrarias que processam madeira de floresta nativa – o caso do município de Jarú, estado de Rondônia.** CERNE – UFLA, Lavras, MG. v. 9, n.1. 2003. pp. 1-15.

PARÁ. **Governo do Pará – Economia.** Disponível em:

http://pa.gov.br/O_Para/economia.asp Acessado em 2 de abril de 2013.

PEREIRA, D., SANTOS, D., VEDOVETO, M., GUIMARÃES, J., VERÍSSIMO, A. **Fatos Florestais da Amazônia 2010.** IMAZON – Belém, PA. 2010. 126 p.

PEREIRA, D., SANTOS, D., VERÍSSIMO, A., SALOMÃO, R. **Oferta e demanda de área para o manejo florestal no estado do Pará.** IMAZON – Belém, PA. 2011. 6 p.

RANKIN, J. M. **Forestry in the Brazilian Amazon.** *In:* Prance, G.; Lovejoy, T. (eds). Amazonia, Key Environmental Series. Pergamon Press – Oxford. 1985, p. 369-392.

ROCHA, M. P. **Técnicas e planejamento de serrarias.** Série Técnica, 02/01. Curitiba, PR – FUFPEF. 2002. 121 p.

SANTOS, D., PEREIRA, D., VERÍSSIMO, A. **O estado da Amazônia : uso da terra.** IMAZON – Belém, PA. 2013. 70 p.

SECTAM – Secretaria de Estado do Meio Ambiente do Estado do Pará. SISFLORA – Sistema de Comercialização e Transporte de Produtos Florestais. Disponível em :

<http://monitoramento.sema.pa.gov.br/sisflora/>

SFB. **Gestão Florestal para Produção Sustentável de Bens e Serviços no Brasil.** Serviço Florestal Brasileiro. Brasília, DF. 2009. 24 p.

SFB / IMAZON. **A atividade madeireira na Amazônia brasileira: produção, receitas e mercado.** Serviço Florestal Brasileiro / Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia. Belém, PA. 2010. 32 p.

SFB / IPAM. **Florestas Nativas de Produção Brasileira.** Serviço Florestal Brasileiro / Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia. Relatório, Brasília, DF. 2011. 28 p.

SFB. **Plano Anual de Outorga Florestal 2013.** Serviço Florestal Brasileiro. Brasília, DF. 2012. 105 p.

SOUZA Jr., C; VERÍSSIMO, A.; LIMA, E.; SALOMÃO, R. **Alcance Econômico da Exploração Madeireira na Amazônia.** Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia – IMAZON – Belém, PA. 2000.

UNEP. **Vital Forest Graphics.** United Nations Environment Programme. 2009. 75 p.

- ____ **Keeping track of our changing environment: from Rio to Rio+20 (1992-2012).**
United Nations Environment Programme. Nairobi, Kenya. 2011. 110 p.
- VERÍSSIMO, A.; LIMA, E.; LENTINI, M. **Pólos Madeireiros do Estado do Pará.**
IMAZON – Belém, PA. 2002, 74 p.
- VERÍSSIMO, A., CELENTANO, D., SOUZA Jr., C., SALOMÃO, R. **Zoneamento de Áreas
para o Manejo Florestal no Pará.** IMAZON – Belém, PA. 2006, 4 p.
- VITAL, B. R. **Planejamento e Operação de Serrarias.** Ed. UFV – Viçosa, MG. 2008. 211
p.
- WWF. **Living Planet Report 2012 – Biodiversity, biocapacity and better choices.** World
Wildlife Foundation. 2012. 164 p.

Capítulo 2 ANÁLISE DA PRODUÇÃO DE BIOÓLEO A PARTIR DA SERRAGEM DE TRÊS ESPÉCIES AMAZÔNICAS

2.1. INTRODUÇÃO

A serragem constitui-se em um problema para as indústrias madeireiras, pois há poucas formas de aproveitamento que sejam acessíveis e que permitam uma real valorização deste material. Se não há a possibilidade de atender alguma demanda interna da serraria, como energia, a serragem deve ser destinada a outros usos que não impliquem em custos adicionais à indústria madeireira. Caso contrário ela será simplesmente acumulada ou queimada; como pode ser constatado no capítulo 1.

A valorização da serragem reflete positivamente na eficiência do processamento das toras. Entre as várias formas de valorização, a pirólise rápida tem posição de destaque, devido principalmente às condições granulométricas da serragem. Tais condições eliminam a necessidade de cominuição ou moagem da biomassa, processo que é muito exigente em energia.

A pirólise rápida como real possibilidade de valorização da serragem define os objetivos deste capítulo: avaliar o processo de pirólise rápida, caracterizar os óleos pirolíticos produzidos a partir da serragem de três espécies amazônicas e caracterizar os subprodutos deste processo.

O capítulo inicia com a discussão sobre a pirólise de maneira geral até chegar a pirólise rápida. As principais tecnologias de pirólise rápida são descritas e o produto deste processo, o óleo pirolítico, é destacado. Em seguida são apresentados os métodos de conversão, de obtenção da serragem e de análise da biomassa, do bioóleo e dos subprodutos da pirólise. Então é apresentado o procedimento de coleta das amostras de serragem que serviram à produção do óleo pirolítico. Os resultados apresentam as principais propriedades químicas, físicas e energéticas dos materiais em questão. Ao final comparam-se os resultados entre espécies e com os encontrados na literatura científica e o balanço de massa do processo é analisado.

2.2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A biomassa para fins energéticos possui claras vantagens ambientais, em virtude de seu caráter renovável e de sua contribuição para a redução dos gases de efeito estufa. No entanto, esta fonte apresenta desvantagens técnicas quando comparada com os combustíveis fósseis, que muitas vezes determinam a escolha pelos não renováveis.

A biomassa é um material bastante heterogêneo, em geral com alto teor de umidade, baixo poder calorífico e teor de carbono fixo, além da granulometria diversa. Para torná-la um combustível eficiente e competitivo, foram desenvolvidos vários processos para a homogeneização e a melhoria de suas propriedades energéticas. Estes processos seguem basicamente duas vias: a bioquímica, que se utiliza de agentes bioquímicos (enzimas, ácidos, etc.) e a termoquímica, em que o calor é o principal agente de transformação (Figura 2.1).

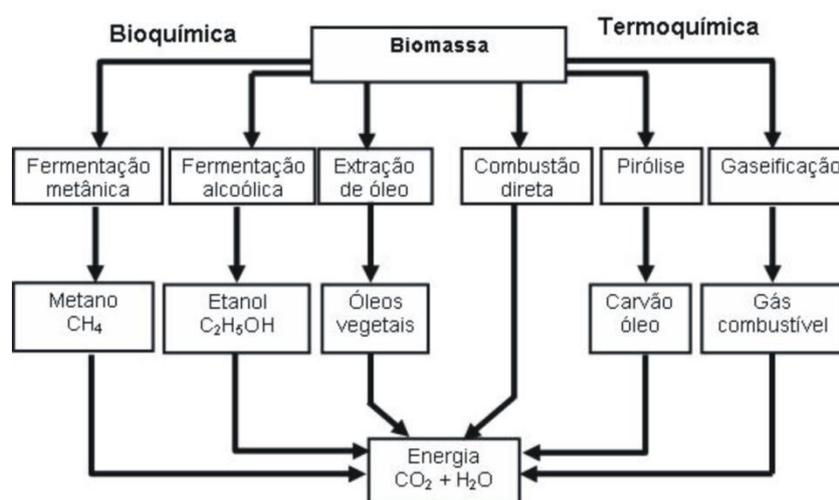


Figura 2.1 – Vias de conversão energética da biomassa.

Os processos termoquímicos diferenciam-se pela presença ou ausência de agente oxidante na conversão energética da biomassa. A eficiência da combustão está diretamente relacionada com a quantidade de ar (oxigênio) no ambiente. A gaseificação se utiliza de gases reativos diversos (ar, O₂, vapor d'água, H₂) que determinarão a qualidade do gás gerado. O aporte de calor à biomassa em ausência total ou com presença limitada de agente oxidante (O₂) para produção de combustível energeticamente mais denso chama-se pirólise.

2.2.1. Pirólise

A pirólise é sempre o primeiro estágio nos processos de combustão e gaseificação (BRIDGWATER, 2004). Ela promove uma concentração de carbono à medida que a temperatura aumenta, em detrimento da diminuição do oxigênio e do hidrogênio.

Na pirólise da madeira a hemicelulose é o componente mais instável, se degrada entre 225 e 325°C (ROWELL, 2005). Ela se decompõe por desidratação em baixas temperaturas e despolimerização em temperaturas mais elevadas. A celulose em seguida se degrada na faixa de 325 a 375°C. Há reações primárias caracterizadas pela fragmentação em hidroxiacetaldeído e outros componentes, pela despolimerização em levoglucosana e pela desidratação a baixas temperaturas em carvão, água e gases (VAN de VELDEN, 2009). A lignina é o componente mais estável, se degradando entre 250 e 500°C, com maior intensidade entre 310 e 420°C (MARTINS, 1980). A desidratação predomina a baixas temperaturas e há a formação de vários monômeros de lignina em altas temperaturas (VAN de VELDEN, 2009). A decomposição térmica da celulose conduz principalmente à formação de gases voláteis, enquanto que a decomposição da lignina resulta na formação de produtos sólidos (carvão) e alcatrão (ROWELL, 2005).

As condições de temperatura e tempo de residência dos vapores determinam as proporções de cada fase dos produtos da pirólise. Assim, o controle destes parâmetros permite direcionar o processo de acordo com o produto final que se deseja obter (BROUST, 2009). Baixas temperaturas e longos períodos de residência dos vapores privilegiam a produção de combustíveis sólidos (carvão) enquanto que altas temperaturas e curtos tempos de residência dos gases condensáveis favorecem a produção de combustíveis líquidos (bioóleos). A tabela 2.1 apresenta as proporções de cada fase de acordo com as condições de pirólise.

Tabela 2.1 – Rendimentos da pirólise em função das condições operacionais.

Tempo de residência dos vapores	Temperatura	Líquidos (%)	Sólidos (%)	Gases (%)
Curto	Alta	75	12	13
Muito longo	Baixa	30	35	35
Longo	Muito alta	5	10	85

2.2.2. Pirólise Rápida

O curto tempo de residência dos vapores associado às altas temperaturas são as condições da pirólise rápida. Trata-se de uma tecnologia relativamente nova e promissora, pois objetiva a produção de combustível líquido, que é mais adequado para o transporte e armazenagem (BROUST, 2009).

A tecnologia de pirólise rápida foi inicialmente desenvolvida com o objetivo de produzir gases da biomassa (PISKORZ & SCOTT, 1987). Contudo, diversos estudos iniciais constataram altos rendimentos na produção de líquidos e que não eram necessárias temperaturas tão altas quanto às usadas para a produção de gases (SCOTT *et al.*, 1987). CHIARAMONTI e colaboradores (2007) afirmam que a pirólise rápida teve um desenvolvimento maior com a passagem do laboratório para unidades de escala maior na década de 1980, no Canadá e nos Estados Unidos. Desde então diversas tecnologias têm sido desenvolvidas, mas muitas incertezas ainda permanecem relacionadas tanto à produção quanto ao uso final do bioóleos.

BRIDGWATER e PEACOCKE (2000) relatam que as características principais do processo são: alta taxa de aquecimento que requer biomassa com baixa granulometria, controle rigoroso da temperatura por volta de 500°C e rápido resfriamento dos vapores de pirólise para obtenção do bioóleo, visando rendimentos de 75% em base seca.

2.2.3. Bioóleos

O bioóleo é uma mistura homogênea de compostos orgânicos e água em fase única com densidade média (15°C) de 1.220 kg/m³; com composição elementar de 48,5% de carbono, 6,4% de hidrogênio e 42,5% de oxigênio, 20,5% de água e com poder calorífico de 17,5 MJ/kg (BRIDGWATER *et al.*, 2002). BAYERBACH & MEIER (2009) afirmam que os bioóleos podem ser classificados em quatro frações distintas: monômeros meso-polares (40%), monômeros polares (12%), água derivada de reações e do teor de umidade inicial da biomassa (28%) e materiais oligoméricos, definidos como lignina pirolítica.

Esta substância tem diversos usos por não ter um composto principal, mas sim famílias de compostos (GÓMEZ *et al.*, 2008). Para “acessar” determinados produtos de interesse comercial cria-se a necessidade de refino do bioóleo e assim nasce o conceito de bio-

refinarias. O refino destes permite a obtenção de vários produtos como fertilizantes, adesivos, saborizantes e combustíveis. A seguir são discutidas as principais propriedades dos bioóleos.

2.2.3.1. Propriedades dos bioóleos

O fato dos bioóleos serem provenientes de biomassa, um composto natural e heterogêneo, faz com que estes tenham composições variáveis, também em função das condições dos processos de conversão energética (OASMAA & CZERNIK, 1999). A composição química destes é formada principalmente por hidroxialdeídos, hidroxicetonas, açúcares, ácidos carboxílicos e compostos fenólicos (PISKORZ & SCOTT, 1987).

A água é a substância mais abundante na composição dos bioóleos. Resultante do teor de umidade inicial da biomassa e de reações de desidratação durante a pirólise, a água varia entre 15% e 30% da massa total do bioóleo (QIANG *et al.*, 2009). Bioóleos têm solubilidade limitada em água, altos teores de umidade criam duas fases: uma aquosa e outra mais pesada, orgânica. Para manter a homogeneidade da solução, o teor de umidade deve estar em um limite máximo de 30 a 35% (RADLEIN, 2002).

A presença de água tem consequências negativas e positivas para o combustível. A umidade diminui o poder calorífico, dificulta a ignição, diminui as taxas de combustão, entre outros. Porém reduz a viscosidade, facilita a atomização e diminui a emissão de poluentes durante a combustão (CALABRIA *et al.*, 2007).

Os bioóleos apresentam uma densidade alta de 1,2 kg/L se comparada com a densidade dos óleos combustíveis leves, com 0,85kg/L (BRIDGWATER, 2004). A densidade é maior quanto menor for o teor de umidade do óleo (OASMAA *et al.*, 1997). A composição química elementar é caracterizada pelo alto teor de oxigênio, variando entre 35 e 60% em base úmida (QIANG *et al.*, 2009). O oxigênio está presente na maioria dos 300 diferentes compostos identificados nos bioóleos (CZERNIK & BRIDGWATER, 2004). Este elemento é responsável pelo baixo poder calorífico, corrosividade e instabilidade dos bioóleos. Os outros elementos principais são o carbono (50 a 58%) e hidrogênio (5 a 7%).

Há uma presença significativa de ácidos orgânicos derivados da degradação térmica provocada pela pirólise que dão um caráter ácido (pH = 2,5) aos bioóleos, portanto é preciso recipientes resistentes como ácido inoxidável (BRIDGWATER & PEACOCKE, 2000). A

corrosividade está diretamente ligada ao aumento de temperatura e do teor de umidade (CZERNIK & BRIDGWATER, 2004).

O poder calorífico superior dos bioóleos é de 17 MJ/kg com 25% de umidade que não pode ser separada (BROUST, 2009; BRIDGWATER, 2004). Mas devido à alta densidade destes, sua densidade energética pode atingir de 50 a 60% a dos combustíveis fósseis (QIANG, 2009).

As cinzas encontradas nos bioóleos estão associadas ao carvão formado na pirólise e que não foi separado da parte líquida. Os sólidos causam efeitos negativos na armazenagem e combustão dos bioóleos, pois se aglomeram e aumentam a viscosidade (OASMAA & CZERNIK, 1999). Eles podem atingir até 3% da massa total e o tamanho das partículas variam entre 1 e 200 μm (QIANG, 2009). BRIDGWATER (2004) afirma que até 0,1% em massa é tolerável e que normalmente estão em 1%.

A viscosidade é uma propriedade muito importante para combustíveis líquidos e não é diferente para os bioóleos. Há uma grande variação (10 a 1000 cp a 40°C) em função do teor de umidade, condições operacionais, de armazenagem e tempo (BRIDGWATER & PEACOCKE, 2000). Quanto maior a viscosidade maiores são as dificuldades de atomização e bombeamento, o pré-aquecimento do bioóleo é uma forma de reduzi-la. No entanto, temperaturas maiores que 80°C causam uma aceleração das reações de envelhecimento do combustível, alterando todas as suas propriedades (BOUCHER *et al.*, 2000). A tabela a seguir resume as principais propriedades destes combustíveis.

Tabela 2.2 – Principais propriedades dos bioóleos (BRIDGWATER, 2012).

Propriedades	Valores médios
Teor de umidade	15 – 30%
Densidade	1,2 kg/L
Oxigênio	35 – 60%
Carbono	50 – 58%
Hidrogênio	5 – 7%
pH	2,5
Poder calorífico superior	17 MJ/kg
Sólidos	1%
Viscosidade	10 – 1000 cp (40°C)

2.2.4. Tecnologias

Os princípios da pirólise rápida são os mesmos para qualquer tecnologia: alta taxa de aquecimento, curto tempo de residência dos gases e rápido resfriamento dos vapores para a obtenção do bioóleo. A biomassa também deve atender a condições básicas de baixa granulometria e baixo teor de umidade. Assim o diagrama a seguir ilustra o processo da produção de óleos de pirólise.

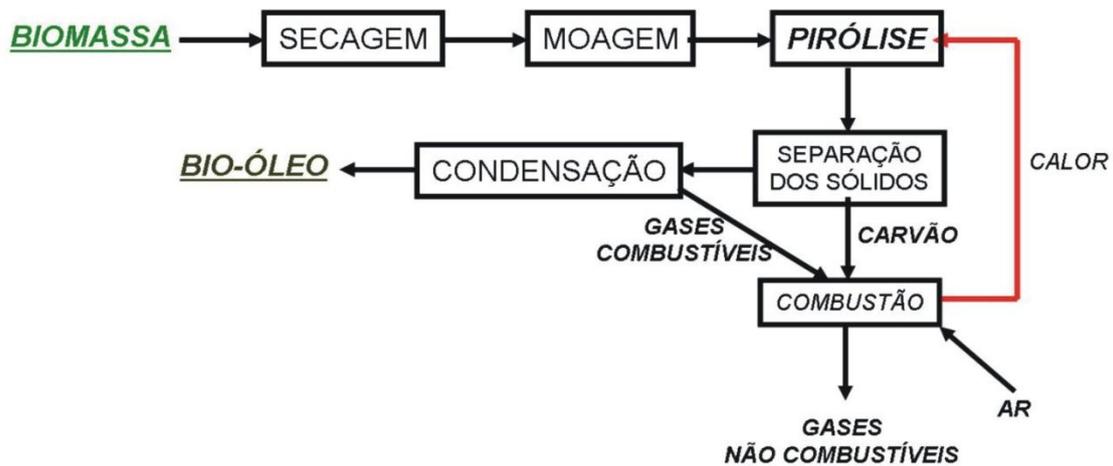


Figura 2.2 – Vias de conversão energética da biomassa.

NOGUEIRA *et al* (2000) destacam que a pirólise rápida fundamenta-se em duas tecnologias: a pirólise ablativa, em que o aquecimento da biomassa é realizado por contato com a superfície do reator à alta temperatura, e a pirólise em leito fluidizado, em que a biomassa é aquecida mediante o contato com partículas em suspensão sob ação de um gás quente inerte.

BRIDGWATER (2012) realizou um extenso levantamento dos processos de pirólise rápida em operação até 2010 nos principais centros de pesquisa no mundo, além de processos demonstrativos e mesmo comerciais. Foram identificadas 124 plantas, 44 em escala industrial e 80 em escala de laboratório, sendo que a maioria está instalada no Canadá (24), é de leito fluidizado (12 industriais e 35 de laboratório), com capacidade de que 1 kg/h (14). A seguir são apresentadas as principais tecnologias utilizadas para a produção de bioóleo combustível em escala industrial.

2.2.4.1. Reatores ablativos

Os reatores ablativos se caracterizam pelo contato direto da biomassa sob forte pressão contra uma placa em alta temperatura e rotação contínua (figura 2.3). Apesar do contato com a placa não há atrito, pois há a formação de um “filme” líquido entre a biomassa e a placa, que é justamente a biomassa entre as fases líquida e gasosa.

Na Alemanha há um processo chamado *BtO* (Biomass to Oil) desenvolvido pela empresa PYTEC, no qual a biomassa é aquecida à 500°C sem oxigênio. Este processo produz quatro toneladas de óleo por dia e o óleo é utilizado em usina para geração de energia elétrica. Uma planta com capacidade de 48 t/dia foi instalada no sudeste da Alemanha, alimentada com resíduos florestais (MEIER *et al.*, 2007).

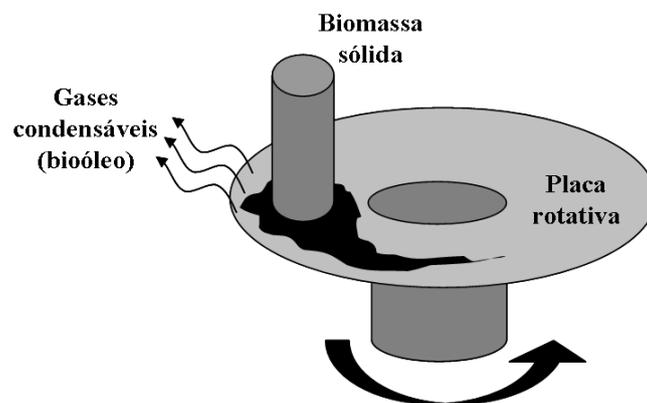


Figura 2.3 – Esquema de um reator ablativo.

2.2.4.2. Reatores com leito fluidizado borbulhante

O princípio do funcionamento de um reator com leito fluidizado borbulhante é que haja a passagem de um gás através do leito formado por material particulado (areia+biomassa) em uma velocidade maior que a mínima de fluidização, na qual a força peso das partículas seja menor que a força de arraste do gás (figura 2.4). As partículas passam a se comportar como um líquido e então, há a ocorrência de duas fases: uma gasosa formada por bolhas do gás e outra conhecida como emulsão, formada pelo gás e pelo material particulado fluidizado. Nestes reatores há elevadas taxas de produção e troca de calor (USHIMA, 2009).

A DYNAMOTIVE é uma empresa canadense que produz bio-óleo em um reator com leito fluidizado borbulhante. A biomassa deve estar com teor de umidade menor que 10% e

granulometria entre um e dois milímetros. A temperatura de pirólise é de 450 a 500°C, na ausência de oxigênio. Há uma planta no Canadá que está associada com uma turbina à gás de 2,85 MWe (THAMBURAJ, 2000). No Brasil há uma planta da BIOWARE com capacidade nominal de 100 kg/h que processa bagaço de cana, gramíneas como capim-elefante e outros tipos de biomassa (BIOWARE).

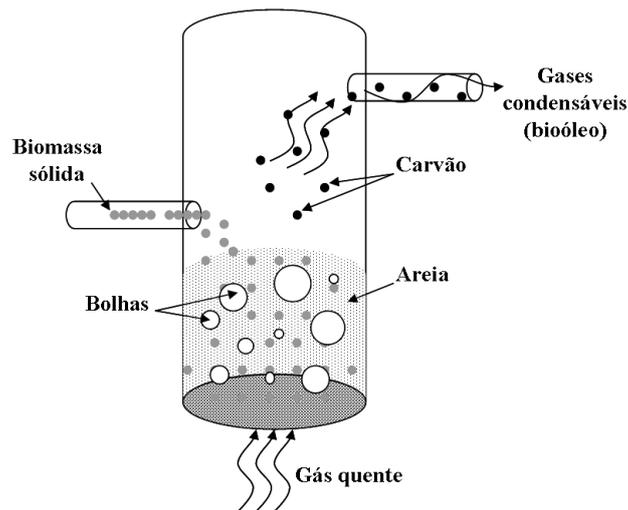


Figura 2.4 – Esquema de um reator com leito fluidizado borbulhante.

2.2.4.3. Reatores com leito fluidizado circulante

A diferença entre os reatores de leito fluidizado borbulhante e circulante é que no circulante a velocidade de arraste do gás é maior que a velocidade terminal das partículas, ou seja, há o arraste das partículas sem a formação de bolhas para outro dispositivo (ciclone) que as reintroduzirá no leito, gerando um movimento circulatório (figura 2.5).

A empresa ENSYN do Canadá tem sete plantas de 50 ton/dia para a produção de bioóleo para saborizantes da empresa RED ARROW nos EUA (GOODFELLOW, 2010). Mas também tem plantas direcionadas para a produção de combustíveis. O Centro de Pesquisas Técnicas da Finlândia (VTT) desenvolve pesquisa para integração do bioóleo em refinarias convencionais.

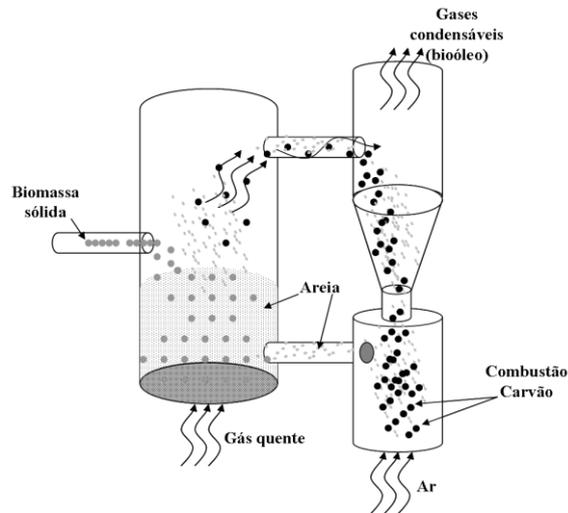


Figura 2.5 – Esquema de um reator de leito fluidizado circulante.

2.2.4.4. Reatores em cone rotativo

Esta tecnologia é bastante recente e se caracteriza por não necessitar da injeção de gases inertes e pela mistura intensiva da biomassa com a areia quente (figura 2.6). A BTG (Biomass Technology Group) é uma empresa holandesa que realiza pesquisas com pirólise rápida nesse tipo de reator. O carvão formado no processo é queimado e reaquece a areia que é reinjetada no reator. Atualmente há uma planta comercial de 50 toneladas/dia em operação na Malásia para o aproveitamento dos cachos de frutos vazios das plantações de palma ou dendê (VENDERBOSCH & PRINS, 2010).

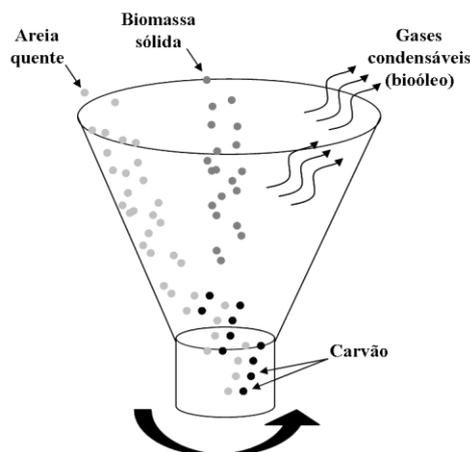


Figura 2.6 – Esquema de um reator em cone rotativo.

2.2.4.5. Reatores com rosca sem fim

Esta é uma tecnologia alemã em que a biomassa é aquecida com areia quente em um reator com uma rosca sem fim que faz a mistura a aproximadamente 500°C (figura 2.7). Ao final há a condensação dos gases para a formação do bioóleo e depois a mistura com os finos de carvão, gerando um produto conhecido como *bio-slurry* ou biolama, que alimentará um gaseificador sob pressão. Esta tecnologia é aplicada na Alemanha pela empresa FZK no projeto *BIOLIQ* (Biomass to liquid), em um reator com capacidade de 500 kg/h. A biolama será convertida em gás de síntese em um gaseificador a 1200°C sob pressão de 80 bar (HENRICH, 2007).

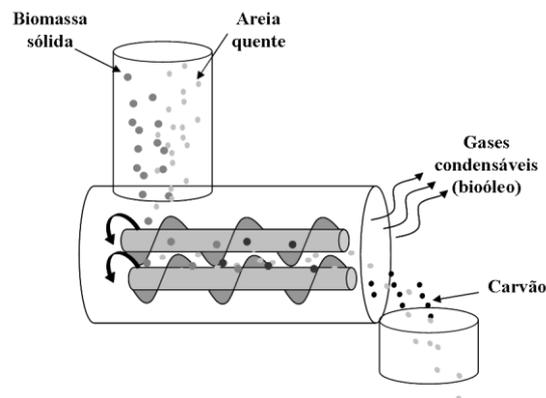


Figura 2.7 – Esquema do reator de rosca sem fim.

2.2.4.6. Pirólise à vácuo

Esta tecnologia foi desenvolvida no Canadá e serve tanto à produção de bioóleo quanto à produção de biomassa torrificada. Em 2002 a tecnologia foi demonstrada com uma planta de capacidade de três toneladas/hora. Ela suporta partículas com até 20 mm e a transferência de calor se dá por sais fundidos (ROY, 2011). O sistema é ilustrado na figura 2.8.

Há ainda outras tecnologias em desenvolvimento com boas perspectivas, como a pirólise sob micro-ondas na qual o aquecimento das partículas se inicia de dentro para fora, ou ainda a hidropirólise que agrega a pirólise ao hidrocraqueamento em um esforço para reduzir o teor de oxigênio. Contudo, ainda são processos de difícil mudança de escala.

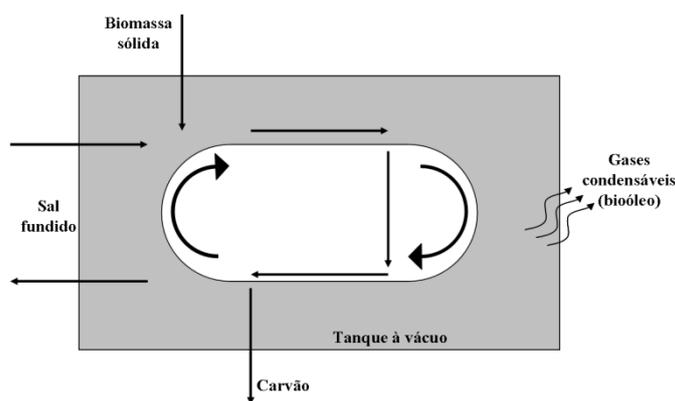


Figura 2.8 – Esquema do reator de pirólise à vácuo.

2.2.5. Coprodutos da pirólise rápida

Os coprodutos da pirólise rápida são o carvão e os gases não condensáveis. A proporção de cada um varia em função de alguns parâmetros como temperatura ou tamanho da partícula, mas em média produz-se 12% de carvão e 13% de gases a partir da massa inicial de biomassa (BRIDGWATER, 2004). A aplicação mais óbvia é a geração de energia para a própria pirólise, já que estes coprodutos contêm juntos 30% da energia da biomassa e o processo requer 15% dessa energia (BRIDGWATER, 2011).

Contudo há outras possibilidades, principalmente para o carvão, que podem ser mais eficientes. O carvão pode ser aplicado nos solos para sequestro de carbono além de aumentar o potencial higroscópico e reter nutrientes e agroquímicos devido a sua alta porosidade (LAIRD, 2008). Ele ainda pode ser gaseificado para obtenção de Hidrogênio (GOYAL *et al.*, 2008).

Os gases não condensáveis são compostos principalmente de CO_2 e CO , com pequenas quantidades de CH_4 e H_2 (MULLEN *et al.*, 2010). Com exceção do CO_2 , os outros gases são combustíveis e podem fornecer energia para secagem da biomassa ou para geração de energia elétrica.

2.2.6. Aplicações do bioóleo

A essência da iniciativa de produção de combustíveis líquidos a partir de biomassa é a diminuição da dependência dos combustíveis fósseis para os processos em que estes são queimados na forma líquida. A conversão para fase líquida implica no aumento do conteúdo volumétrico de energia, na diminuição dos custos de transporte e na adequação da biomassa

para uso em equipamentos já existentes e específicos para combustíveis líquidos (SOLANTAUSTA *et al.*, 1993).

Os bioóleos podem substituir os óleos combustíveis fósseis e o diesel em vários usos estacionários como caldeiras, motores e turbinas para geração de energia elétrica. ZHANG e colaboradores (2009), em estudo sobre as características da combustão e da cinética de bioóleos, destacam a facilidade em volatilizar e queimar o combustível e afirmam que a combustão se divide em três fases: a fase volátil endotérmica, a fase de transição e a fase de queima exotérmica. Em estudo sobre a combustão de bio-óleo de casca de arroz, ZHENG e KONG (2010) observaram temperaturas de até 1400°C.

Chiaromonti *et al* (2007) revisaram diversos trabalhos sobre o uso de bioóleos para a geração de energia, concentrando-se em motores diesel, turbinas a gás e cocombustão com carvão mineral. Os autores puderam concluir que o uso deste combustível nestas tecnologias requer a padronização e a melhoria da qualidade do mesmo, especificamente para a ausência de sólidos, para a homogeneidade (teor de umidade máximo de 30%) e para a estabilidade no armazenamento (no mínimo seis meses sem aumento brusco da viscosidade).

As principais propriedades que afetam negativamente o uso direto dos bioóleos como combustíveis são o baixo poder calorífico, a incompatibilidade com combustíveis convencionais, a presença de sólidos, a alta viscosidade, a incompleta volatilidade e a instabilidade (CZERNIK & BRIDGWATER, 2004). Estas deficiências podem ser amenizadas ou mesmo solucionadas através de métodos físicos ou químicos, sobretudo para o uso de bioóleos como combustíveis para o transporte.

Um método físico para a mistura de bioóleos com diesel é a emulsificação. IKURA *et al* (1998) patentearam um método que produz uma microemulsão com 5 a 30% de bioóleo no diesel, um combustível estável e com propriedades físicas semelhantes ao diesel convencional.

A hidroxigenação é um método químico bastante promissor para a diminuição do teor de oxigênio nos óleos de pirólise (MARSMAN *et al.*, 2007). Este método requer altas temperaturas (>300°C) e pressão (10 a 20 MPa), condições que afetam a sua viabilidade econômica (ELLIOT, 2007). Através deste método é possível produzir combustíveis de alta qualidade como gasolina e diesel e ele pode ser realizado em refinarias convencionais (BIOCOUP, 2011).

Ainda há a possibilidade de se produzir combustíveis “premium” por catálise (BEZZON e ROCHA, 2005). Talvez o combustível mais promissor que pode ser extraído de bioóleos para o futuro seja o hidrogênio. BRIDGWATER (2004) destaca que o NREL (National Renewable Energy Laboratory) realiza intensos estudos nesta área. Os trabalhos realizados no laboratório conseguiram converter a fração solúvel do bioóleo em hidrogênio e CO₂ em mais de 80% da conversão teórica. Isto significa dizer que 100 kg de biomassa seca a 0% de umidade são capazes de produzir 6 kg de hidrogênio.

2.3. MATERIAL E MÉTODOS

A seguir são descritos os procedimentos de coleta das amostras de serragem, o processo de pirólise rápida realizado com este material e a caracterização das propriedades físicas, químicas e energéticas da serragem e dos produtos da pirólise rápida: bioóleo, carvão e gases incondensáveis.

2.3.1. Seleção e coleta das amostras de serragem

A serragem do desdobro de toras na região amazônica foi escolhida como fonte de biomassa para produção de bioóleo devido ao baixo custo e disponibilidade, como foi constatado no capítulo 1. A coleta foi realizada na semana de 15 a 20 de novembro de 2009. As amostras foram representativas das espécies mais exploradas no estado do Pará. Assim, foram escolhidas três espécies em função de diferença das densidades aparentes a 12% de teor de umidade. Para alta densidade ($\geq 800 \text{ kg/m}^3$) foi escolhida a Maçaranduba (*Manilkara huberi*) com 1000 kg/m^3 , para densidade média (entre 600 e 800 kg/m^3) o Angelim (*Hymenolobium spp.*) com 710 kg/m^3 e para a densidade baixa ($\leq 600 \text{ kg/m}^3$) a Faveira (*Parkia sp.*) com 600 kg/m^3 (LPF, 2013).

O local da coleta das amostras foi no pólo madeireiro de Santarém (de 100 a 200 mil m^3/ano). A empresa escolhida foi a ESTÂNCIA ALECRIM, uma serraria de produção média ($\sim 600 \text{ m}^3/\text{mês}$) com duas linhas de desdobro, cada uma composta por um carro porta toras, uma serra fita vertical para o corte na espessura (costaneiras), uma serra circular para o corte na largura (refiladeira) e uma serra para o corte no comprimento (destopadeira simples). Além disso, há um pátio de toras e os escritórios.

As toras desdobradas nesta serraria são provenientes de planos de manejo florestal comunitário em assentamentos próximos ao município de Santarém. Cada amostra é composta de resíduos do desdobro eliminados diretamente em caixas de serragem, de onde foram coletados e dispostos em sacos de polipropileno com uma massa máxima de 30 kg por espécie, totalizando 90 kg de biomassa coletados e enviados para a França, onde foi realizada a caracterização da biomassa. A figura 2.9 ilustra os maquinários da serraria, a caixa de serragem e as amostras coletadas.

2.3.2. Pirólise rápida

As amostras de serragem serviram de matéria-prima à produção de bioóleo. Os experimentos de pirólise rápida foram realizados em uma planta piloto do tipo leito fluidizado borbulhante, da Unidade de Pesquisa Biomassa e Energia do Centro Internacional de Pesquisa Agronômica para o Desenvolvimento (CIRAD em francês), localizado na cidade de Montpellier, França (Figura 2.10).

A planta consome aproximadamente 1,5 kg de biomassa (≤ 2 mm) por hora. O aquecimento é feito por resistências elétricas dispostas ao redor do reator e dos dutos condutores do gás vetor, o nitrogênio. A injeção do nitrogênio aquecido (à aproximadamente 500°C) garante a fluidização do leito de areia peneirada (entre 600 e 700 μm). A vazão é constante a 2,2 m³/h.



Figura 2.9 – Sequência de atividades na serraria: a) serra fita vertical, b) Serra refileadeira, c) serra destopadeira, d) caixa de serragem e e) amostras de serragem.

A serragem é injetada no reator por uma rosca sem fim, a qual tem a velocidade regulada em função das condições do material (densidade, granulometria, etc.). A quantidade de serragem que entra é medida por uma balança logo abaixo do cilindro de alimentação.

A temperatura dentro do reator é mantida à 500°C e os gases de pirólise permanecem neste por volta de dois segundos. Em seguida há dois ciclones aquecidos também com resistências elétricas a pelo menos 350°C, para evitar condensação, pois este é um sistema para coleta da fase sólida formada pelas partículas carbonizadas de biomassa. Após os ciclones, ocorre a condensação em três etapas.

Na primeira etapa a condensação é realizada em um condensador resfriado a ar. Neste momento são condensadas as moléculas maiores, por isso o produto é um óleo muito viscoso e que se solidifica facilmente. Na segunda etapa a condensação se passa em um condensador resfriado com água e um líquido que evita o congelamento, desta forma pode-se resfriar as paredes do condensador a 0°C. O produto desta fase é bastante aquoso. Na última etapa, um filtro eletrostático repele as partículas de aerossóis que condensam ao colidir com a parede do condensador. Um óleo com viscosidade média é recuperado.



Figura 2.10 – Planta piloto de pirólise rápida do CIRAD em Montpellier, França.

Após a condensação, há ainda uma pequena recuperação de óleos em uma cuba de vidro resfriada com N₂ líquido, um filtro de algodão, três recipientes com isopropanol e dois dessecadores. Os óleos recuperados entram no balanço de massa do processo, mas a importância desta fase é proteger o sistema de cromatografia gasosa que vem em seguida.

A cromatografia gasosa (μGC) determina a concentração dos principais gases não condensáveis produzidos na pirólise. Estes são o dióxido de carbono (CO₂), o monóxido de carbono (CO), o metano (CH₄), o hidrogênio (H₂), o oxigênio (O₂) e outros hidrocarbonetos em menores frações (C₂H₄ e C₂H₆). A figura 2.11 ilustra todas as fases do processo anteriormente descritas.

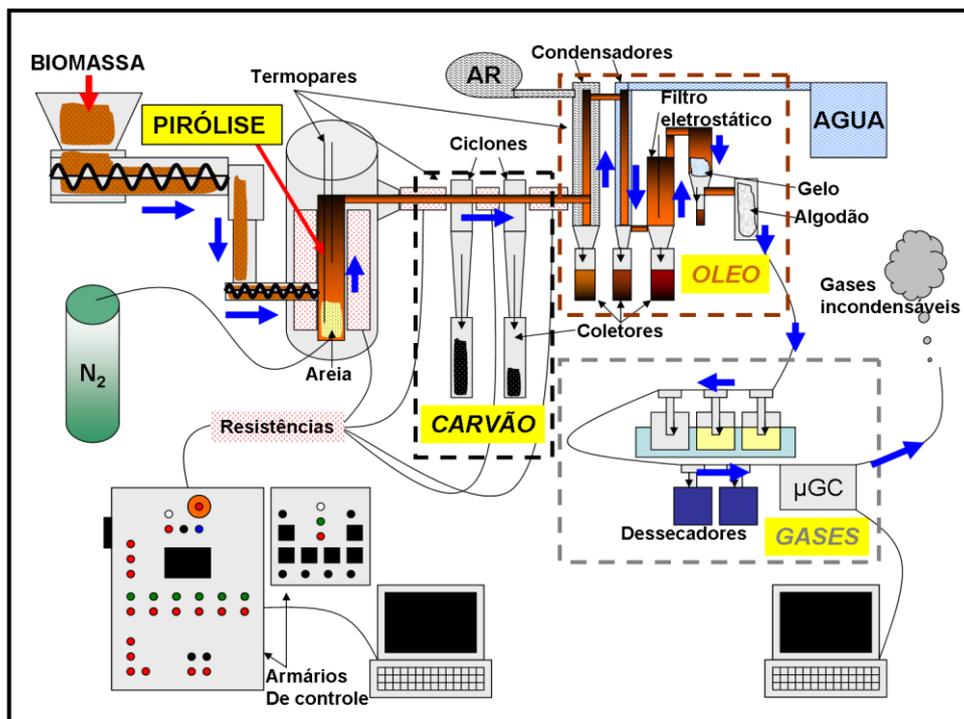


Figura 2.11 – Esquema da planta de pirólise rápida do CIRAD em Montpellier, França.

Em cada experimento, foram pirolizados aproximadamente 2,5 quilos de serragem. Ao final, mediram-se as massas de bioóleo, de carvão e dos gases incondensáveis e assim foi feito o balanço de massa. Nove experimentos foram realizados, três para cada tipo de serragem, todos seguindo os mesmos parâmetros: temperatura do reator a 500°C, vazão do gás vetor a 2,2 m³/h, granulometria da serragem ≤ 2 mm. Durante cada experimento foram

acompanhados e registrados a perda de massa, as temperaturas e a pressão em vários pontos da planta. A tabela 2.3 resume a dinâmica dos experimentos realizados.

Tabela 2.3 – Parâmetros básicos dos experimentos de pirólise rápida.

Espécies	Granulometria	Consumo de serragem	Temperatura de reação	Vazão gás vetor
Maçaranduba				
Angelim	≤ 2 mm	1,5 kg/h	500°C	2,2 m ³ /h
Faveira				

2.3.3. Análise das propriedades da serragem, do bioóleo e do carvão

Todas as caracterizações das propriedades da serragem, do bioóleo e do carvão foram realizadas nos laboratórios de análises da Unidade Biomassa e Energia do CIRAD em Montpellier, França. Os ensaios foram baseados em normas francesas e brasileiras, sendo que algumas foram adaptadas para a serragem, por não haver normas específicas para a caracterização deste material.

As serragens foram preparadas para as análises de suas propriedades através do quarteamento, no qual cada amostra foi misturada e dividida em quatro partes. Então duas frações dessa divisão foram coletadas, novamente misturadas e fracionadas em quatro partes. Essa sequência foi realizada quatro vezes, até chegar a uma amostra homogênea de aproximadamente 2 kg. Esta amostra e as amostras de bioóleo foram submetidas às análises descritas a seguir.

2.3.3.1. Granulometria

Para a avaliação da variação de tamanho das partículas de serragem, foram realizados ensaios de distribuição granulométrica, baseados na norma ABNT NBR 7402/1982 – CARVÃO VEGETAL – DETERMINAÇÃO GRANULOMÉTRICA. Para tanto, as amostras foram peneiradas durante cinco minutos em vibração constante em um conjunto com quatro peneiras : 2 mm, 1 mm, 0,5 mm e 0,2 mm.

2.3.3.2. Massa específica

Os ensaios para determinação de massa específica foram baseados na norma ABNT NBR 6922/1981 – CARVÃO VEGETAL – DETERMINAÇÃO DA MASSA ESPECÍFICA (DENSIDADE À GRANEL). O ensaio consiste simplesmente da medição da massa do material em um recipiente de volume previamente conhecido.

2.3.3.3. Teor de umidade

O teor de umidade das serragens seguiu a norma francesa AFNOR XP CEN/TS 14774-3 – *Détermination de la teneur en humidité des biocombustibles solides* (Determinação do teor de umidade de biocombustíveis sólidos). Assim como a norma brasileira, o método se baseia na diferença de massa obtida pelo aquecimento do material em estufa a $105 \pm 2^\circ\text{C}$, diferença medida em balança de precisão.

2.3.3.4. Poder calorífico

Para o poder calorífico utilizou-se a norma AFNOR XP CEN/TS 14918 – *Méthode de détermination du pouvoir calorifique* (Método de determinação do poder calorífico). Através deste método, é possível determinar a energia liberada pela combustão completa da serragem, do bioóleo e do carvão, considerando o calor latente de condensação da água (poder calorífico superior) ou não (poder calorífico inferior). Para tal análise, utiliza-se um calorímetro modelo PARR 6200. O sistema permite medir o Poder Calorífico Superior (PCS). Para o cálculo do Poder Calorífico Inferior (PCI) utilizou-se a fórmula:

$$PCI = [PCS - (212,2 * H)] * (1 - 0,01 * TU) - (24,43 * TU),$$

Onde:

H = teor de Hidrogênio da amostra em porcentagem;

TU = teor de umidade da amostra em porcentagem.

2.3.3.5. Teor de cinzas

O teor de cinzas tem como referência a norma AFNOR XP CEN/TS 14775 – *Détermination de la teneur en cendre des biocombustibles solides* (Determinação do teor de cinzas de biocombustíveis sólidos). Como nas normas brasileiras, o método baseia-se na massa dos resíduos da combustão completa do material sob análise. O material é aquecido em estufa a 250°C por 50 minutos e depois a 550°C por mais 60 minutos. Os resíduos pós-incineração são pesados em balança de precisão.

2.3.3.6. Composição elementar

A composição elementar segue a norma AFNOR XP CEN/TS 15104 – *Détermination de la teneur totale en CHN* (Determinação do teor total em C, H e N). Tal determinação é realizada através da análise dos gases da combustão de uma amostra em um analisador de gases. Para o hidrogênio, faz-se necessário calcular quanto está associado às moléculas de água da umidade presente na amostra. Além do carbono, do hidrogênio e do nitrogênio, o oxigênio também é estimado por diferença.

2.3.3.7. Teor de insolúveis

Este ensaio é exclusivo para o bioóleo e serve à determinação da quantidade de material sólido presente no líquido. Segundo o modo de operação do laboratório de análises do CIRAD o teor de insolúveis é determinado pela medição da massa de um filtro que retém partículas sólidas após a filtração do bioóleo diluído em etanol.

2.3.3.8. Teor de umidade de líquidos

Para a determinação do teor de umidade do bioóleo, utilizou-se o método de titulação Karl-Fischer em um aparelho CRISON.

2.4. RESULTADOS

2.4.1. Propriedades da biomassa

Os ensaios de distribuição granulométrica tiveram resultados semelhantes para as amostras de serragem de angelim e faveira, e a maçaranduba se diferenciou, conforme apresentado na figura 2.12.

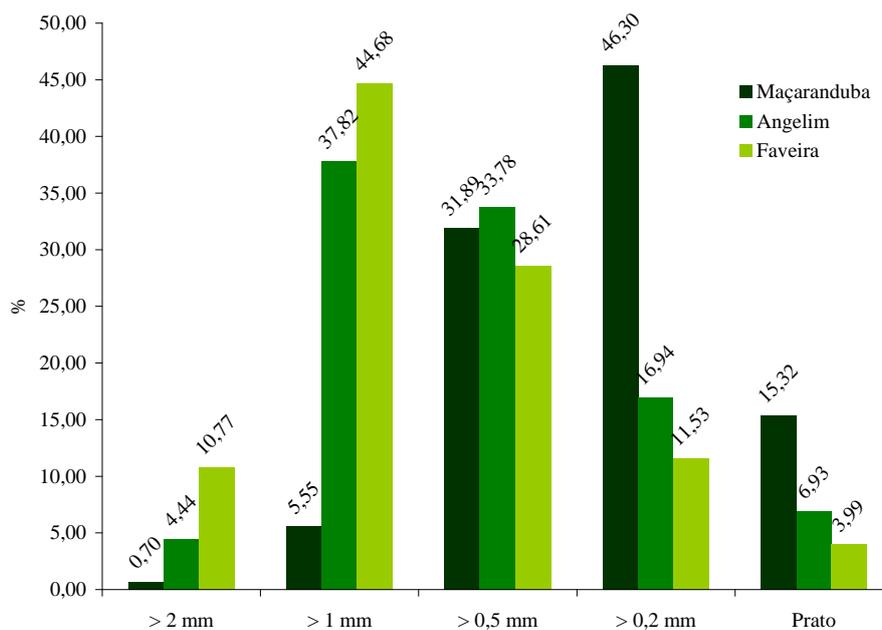


Figura 2.12 – Distribuição granulométrica das amostras de serragem de maçaranduba, angelim e faveira.

De maneira geral, pode-se observar que a serragem de maçaranduba apresenta uma maior concentração de material mais fino, de partículas menores, totalizando mais de 70% entre 1 mm e 0,2 mm. As outras duas biomassas apresentam distribuições semelhantes entre si, com a maior concentração entre 2 mm e 0,5 mm. A faveira apresentou uma proporção importante de serragem maior que 2 mm (10,77%), material não indicado para a produção de bioóleo no reator utilizado nesta pesquisa.

A tabela 2.4 apresenta os resultados das análises de teor de umidade (T.U.), massa específica (D.Ap), poder calorífico superior (P.C.S.), poder calorífico inferior (P.C.I.), composição elementar (C.El.) e teor de cinzas (Cz) realizadas com as amostras de serragem.

Tabela 2.4 – Propriedades das amostras de serragem.

Serragem	T.U.	M.Esp.	P.C.S.	P.C.I.	C.El. %				Cz
	%	Kg/m ³	MJ/kg	C	H	N	O	%	
Maçaranduba	12,89	370,92	19,91	18,7	50,34	5,7	0,11	43,85	0,44
Angelim	12,03	247,39	21,21	19,94	48,65	5,99	0,59	44,77	0,49
Faveira	9,93	170,56	20,84	19,59	48,58	5,92	0,25	43,57	1,67
Média	11,62	262,96	20,65	19,41	49,19	5,87	0,32	44,06	0,87

Os teores de umidade mostraram-se adequados para a conversão da serragem em bioóleo, conforme observado por BRIDGWATER (2000) em revisão de processos de pirólise rápida, com valores até 15%.

A massa específica das amostras de serragem acompanhou os valores das madeiras de origem. Assim, a maçaranduba teve o maior valor de 370,92 kg/m³ (madeira em tora = 1000 kg/m³), seguida do angelim com 247,39 kg/m³ (madeira em tora = 710 kg/m³) e da faveira com 170,56 kg/m³ (madeira em tora = 600 kg/m³).

Como era de se esperar, os valores de poder calorífico e de composição elementar seguem os mesmos valores para madeiras sólidas encontrados na literatura (QUIRINO *et al.*, 2004; ROWELL *et al.*, 2005).

Com exceção da faveira, o teor de cinzas também não se diferenciou dos valores médios encontrados para madeira, em geral menores que 1% (CORTEZ *et al.*, 2008; ROWELL *et al.*, 2005). No entanto, o resultado da faveira não é discrepante já que VALE *et al.* (2002) relatam resultados de trabalhos com espécies amazônicas em que os teores de cinzas variaram entre 0,05% e 3%.

2.4.2. Balanço de massa da pirólise rápida

As tabelas a seguir apresentam os resultados dos balanços de massa dos experimentos para produção do bioóleo para as três amostras de serragem. Nenhum dos balanços fecha em 100% porque há perdas no processo que não podem ser mensuradas, como uma condensação logo após os ciclones e antes dos coletores de óleo que permanece nas paredes dos condensadores e

é uma mistura de bioóleo e carvão. Portanto não é possível atribuir essas diferenças ao bioóleo ou ao carvão.

Tabela 2.5 – Balanço de massa do experimento 1 de pirólise rápida da maçaranduba.

Experimento M1	Líquidos		Sólidos	Gasosos				
Maçaranduba	Bio- óleo (g)	Pós- condensação (g)	Carvão (g)	CO	H ₂	CO ₂	CH ₄	C ₂ H ₄ + C ₂ H ₆
2817 g	1720,5	172,8	413,6	47,52%	1,36%	40,75%	9,50%	0,86%
Rendimento (%)	61,1%	6,1%	14,7%	10,9%				
Balanço global (%)	92,8%							

Tabela 2.6 – Balanço de massa do experimento 2 de pirólise rápida da maçaranduba.

Experimento M2	Líquidos		Sólidos	Gasosos				
Maçaranduba	Bio- óleo (g)	Pós- condensação (g)	Carvão (g)	CO	H ₂	CO ₂	CH ₄	C ₂ H ₄ + C ₂ H ₆
2547 g	1554,	173,3	381,2	46,67%	1,59%	39,51%	9,76%	2,47%
Rendimento (%)	61,0%	6,8%	15 %	9,2 %				
Balanço global (%)	92,0%							

Tabela 2.7 – Balanço de massa do experimento 3 de pirólise rápida da maçaranduba.

Experimento M3	Líquidos		Sólidos	Gasosos				
Maçaranduba	Bio- óleo (g)	Pós- condensação (g)	Carvão (g)	CO	H ₂	CO ₂	CH ₄	C ₂ H ₄ + C ₂ H ₆
2579 g	1620,8	171,6	381,2	43,27%	2,30%	40,43%	11,13%	2,87%
Rendimento (%)	62,8	6,7%	14,8%	8,5%				
Balanço global (%)	92,8%							

Tabela 2.8 – Balanço de massa do experimento 1 de pirólise rápida do angelim.

Experimento A1	Líquidos		Sólidos	Gasosos				
Angelim	Bio- óleo (g)	Pós- condensação (g)	Carvão (g)	CO	H ₂	CO ₂	CH ₄	C ₂ H ₄ + C ₂ H ₆
1258 g	815,5	78	201,3	45,89%	4,64%	39,82%	8,13%	1,52%
Rendimento (%)	64,8%	6,3%	16%	12,3%				
	71,1%							
Balanço global (%)	99,3%							

Tabela 2.9 – Balanço de massa do experimento 2 de pirólise rápida do angelim.

Experimento A2	Líquidos		Sólidos	Gasosos				
Angelim	Bio- óleo (g)	Pós- condensação (g)	Carvão (g)	CO	H ₂	CO ₂	CH ₄	C ₂ H ₄ + C ₂ H ₆
2458 g	1469,8	216,7	384,8	47,07%	1,76%	40,56%	8,79%	1,82%
Rendimento (%)	59,8%	8,8%	15,7%	11,0%				
	68,6%							
Balanço global (%)	95,3%							

Tabela 2.10 – Balanço de massa do experimento 3 de pirólise rápida do angelim.

Experimento A3	Líquidos		Sólidos	Gasosos				
Angelim	Bio- óleo (g)	Pós- condensação (g)	Carvão (g)	CO	H ₂	CO ₂	CH ₄	C ₂ H ₄ + C ₂ H ₆
1599 g	913,7	116,5	252,1	49,59%	2,09%	37,43%	9,15%	1,73%
Rendimento (%)	57,1%	7,3%	15,8%	11,3%				
	64,4%							
Balanço global (%)	91,5%							

Tabela 2.11 – Balanço de massa do experimento 1 de pirólise rápida da faveira.

Experimento F1	Líquidos		Sólidos	Gasosos				
Faveira	Bio- óleo (g)	Pós- condensação (g)	Carvão (g)	CO	H ₂	CO ₂	CH ₄	C ₂ H ₄ + C ₂ H ₆
2362g	1377,6	196,9	324,0	47,10%	1,86%	40,85%	8,40%	1,79%
Rendimento (%)	58,3%	8,4%	13,7%	7,0%				
Balanço global (%)	87,4%							

Tabela 2.12 – Balanço de massa do experimento 2 de pirólise rápida da faveira.

Experimento F2	Líquidos		Sólidos	Gasosos				
Faveira	Bio- óleo (g)	Pós- condensação (g)	Carvão (g)	CO	H ₂	CO ₂	CH ₄	C ₂ H ₄ + C ₂ H ₆
1352 g	784,3	116	183,7	46,21%	2,40%	38,19%	10,96%	2,24%
Rendimento (%)	58,0%	8,6%	13,6%	11,8%				
Balanço global (%)	92,0%							

Tabela 2.13 – Balanço de massa do experimento 3 de pirólise rápida da faveira.

Experimento F3	Líquidos		Sólidos	Gasosos				
Faveira	Bio- óleo (g)	Pós- condensação (g)	Carvão (g)	CO	H ₂	CO ₂	CH ₄	C ₂ H ₄ + C ₂ H ₆
2445 g	1496,7	156,5	343,7	46,66%	2,13%	39,52%	9,68%	2,02%
Rendimento (%)	61,2%	8,9%	14,1%	9,4%				
Balanço global (%)	93,6%							

Os valores médios de rendimento em massa para a maçaranduba foram 68,2% em bioóleo, 14% em carvão e 9,5% em gases incondensáveis. Para o angelim foram 68% em bioóleo, 15,8% em carvão e 11,5% em gases incondensáveis. Para a faveira foram 67,8% em bioóleo, 13,8% em carvão e 9,4% em gases incondensáveis. Os valores médios para as três amostras reunidas foram 68% em bioóleo, 15% em carvão e 10% em gases incondensáveis.

Os rendimentos em bioóleo estão dentro da variação dos valores encontrados na literatura. BRIGWATER (2012) afirma que reatores de leito fluidizado alcançam rendimentos entre 70% e 75% em bioóleo. THAMBURAJ (2000) destaca que a tecnologia BIOTHERMTM (leito fluidizado borbulhante) da empresa canadense DYNAMOTIVE, quando processa materiais derivados de madeira, obtém rendimentos de 70% em bioóleo, 15% em carvão e 15% em gases incondensáveis. HEO e colaboradores (2010) trabalharam com a conversão de serragem em reator de leito fluidizado, que atingiu rendimento máximo de 58,7% em bioóleo. ZHENG *et al.* (2006) também processaram serragem em reator de leito fluidizado, no qual obtiveram rendimentos em bioóleo entre 54% e 61%, de acordo com a temperatura de reação entre 420°C e 480°C.

2.4.3. Propriedades do bioóleo

A tabela 2.14 apresenta os resultados das análises das propriedades dos bioóleos. A análise dos óleos pirolíticos revelou altos teores de umidade e de oxigênio nos três óleos produzidos e, conseqüentemente, um baixo poder calorífico. Também foi detectado alto teor de sólidos no óleo da pirólise da Maçaranduba. Estes sólidos são partículas carbonizadas que passaram dos ciclones ao primeiro condensador.

O alto teor de umidade dos óleos tem relação direta com a umidade inicial da biomassa em com outras reações que ocorrem durante a pirólise (BRIGWATER, 2012). Apesar de altos, os teores de umidade estão abaixo dos limites máximos propostos por RADLEIN (2002).

A massa específica está pouco menor que os valores encontrados em outros trabalhos de pesquisa sobre óleos pirolíticos de biomassa. A diferença está entre 9% e 18% menor que os valores apresentados por BRIGWATER (2012), XIU & SHAHBAZI (2012) e THAMBURAJ (2000), por volta de 1,2 kg/m³. Como destacado por OASMAA *et al.* (1997) o teor de umidade influenciou negativamente na densidade dos bioóleos.

A composição elementar não se diferenciou de outros bioóleos analisados na literatura, com altos teores de carbono e oxigênio, seguidos do hidrogênio e traços de nitrogênio (QIANG, 2009; BRIDGWATER, 2012; XIU & SHAHBAZI, 2012).

Tabela 2.14 – Propriedades dos bioóleos das três amostras de serragem.

		ÓLEO PIROLÍTICO		
		Maçaranduba	Angelim	Faveira
Umidade	%	32,25	31,85	27,81
Rendimento gravimétrico	%	68,20	68,03	67,80
C		49,25	49,43	56,46
H		6,43	6,62	5,88
N	%	0,07	0,45	0,1
O		44,25	43,50	37,55
Densidade aparente	Kg/m ³	1,10	1,02	1,05
PCS	MJ/Kg	13,65	15,75	15,91
Sólidos	%	1,91	0,55	0,52

Já os valores de poder calorífico foram mais baixos que os resultados de outros estudos sobre pirólise rápida. Os valores medidos dos bioóleos das amostras de serragem foram de 7% a 25% menores que o valor médio de 17 MJ/kg, preconizado por BRIDGWATER (2012). Estas diferenças foram mais uma vez causadas pelo teor de umidade dos bioóleos.

Com exceção da maçaranduba, o teor de sólidos dos outros bioóleos está de acordo com os valores médios encontrados na literatura, entre 0,2% e 1% (XIU & SHAHBAZI, 2012).

2.4.4. Propriedades do carvão

O carvão produzido nos experimentos foi analisado, principalmente quanto suas características energéticas. A tabela 2.15 resume todos os resultados destas análises. O carvão apresentou resultados condizentes com os encontrados na literatura científica, com exceção do teor de cinzas. O alto teor de cinzas, principalmente para o carvão de angelim e de faveira, se deve à passagem de areia do leito fluidizado do reator para os ciclones.

Tabela 2.15 – Propriedades do carvão das três biomassas pirolisadas.

		CARVÃO		
		Maçaranduba	Angelim	Faveira
Rendimento gravimétrico	%	14,83	15,83	13,65
C		76,61	72,1	65,85
H		3,3	3,7	3,35
N	%	0,46	0,6	0,29
O		16,11	17	17,7
PCS	MJ/Kg	27,39	25,04	25,75
Cinzas	%	3,52	6,6	12,82

2.5. CONCLUSÃO

A pirólise rápida é um processo recente em comparação com outros processos de conversão termoquímica da biomassa, mas é alvo de diversas pesquisas em vários centros técnico-acadêmicos no mundo. Muitas tecnologias já foram desenvolvidas e também há muitas aplicações potenciais do bioóleo que estimulam a investigação do aproveitamento de várias biomassas como a serragem.

A produção de bioóleo tem potencial na região amazônica, visto a disponibilidade de matéria-prima para pirólise. As amostras de serragem encontram-se nas condições adequadas para conversão em bioóleo. Os experimentos de pirólise rápida apresentaram resultados satisfatórios, com balanços de massa compatíveis com os relatados nas publicações sobre o tema.

A análise dos bioóleos produzidos mostrou resultados um pouco divergentes da literatura especializada. O teor de umidade medido nos bioóleos foi alto em relação ao valor médio declarado pelos principais pesquisadores, e certamente interferiu nas outras propriedades analisadas.

O aproveitamento da serragem da região amazônica para produção de bioóleo pode ser uma alternativa para mitigar seus impactos ambientais. Os próximos capítulos tratam da avaliação dos desempenhos ambientais do sistema que gera a serragem e do sistema que a utiliza como matéria-prima para produção de bioóleo na região.

REFERÊNCIAS

- BAYERBACH, R.; MEIER, D. **Characterization of the Water-insoluble Fraction from Fast Pyrolysis Liquids (Pyrolytic Lignin). Part IV: Structure Elucidation of Oligomeric Molecules.** Journal of Analytical and Applied Pyrolysis. Ed. Elsevier, n. 85, 2009. p. 98 – 107.
- BEZZON, G.; ROCHA, J. D. **Novas tecnologias para os vetores modernos de energia de biomassa – pirólise.** *In:* Uso da biomassa para produção de energia na indústria brasileira. ROSILLO-Calle, F. *et al* (org.). Ed. Unicamp: Campinas, SP, 2005. p 397 – 403.
- BIOCOUP. **Publishable final activity report – Co-processing of upgraded bio-liquids in standard refinery units.** 2011. 38 p. <http://www.biocoup.com/index.php?id=48>
- BIOWARE. www.bioware.com.br Acesso em 21 de fevereiro de 2012.
- BOUCHER, M. E.; CHAALA, A.; PAKDEL, H.; ROY, C. **Bio-oils Obtained by Vacuum Pyrolysis of Softwood Bark as a Liquid Fuel for Gas Turbines. Part II: Stability and Ageing of Bio-oil and its Blends with Methanol and Pyrolytic Aqueous Phase.** Biomass and Bioenergy, v. 19, n. 5, 2000. p. 351 – 361.
- BRIDGWATER, A. V.; PEACOCKE, G. V. C. **Fast pyrolysis processes for biomass.** Renewable & Sustainable Energy Reviews, Ed. Elsevier, n. 4, 2000. p 1-73.
- BRIDGWATER, A. V. TOFT, A. J.; BRAMMER, J. G. **A techno-economic comparison of power production by biomass fast pyrolysis with gasification and combustion.** Renewable & Sustainable Energy Reviews, Ed. Elsevier, n. 6, 2002. p 181-248.
- BRIDGWATER, A. V. **Biomass Fast Pyrolysis.** Thermal Science, v. 8, n. 2, 2004. p. 21 – 49.
- BRIDGWATER, A. V. **Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading.** Biomass and Bioenergy, v. 38, 2012. p. 68 – 94.
- BROUST, F. **Overview of Fast Pyrolysis Principles, Processing and Applications.** *In:* Curso de Gaseificação da Biomassa. II Escola de Combustão, São José dos Campos, SP. 22 a 26 de junho de 2009. p. 78 – 88.

- CALABRIA, R.; CHIARIELLO, F.; MASSOLI, P. **Combustion Fundamentals of Pyrolysis Oils Based Fuels**. Experimental Thermal and Fluid Science, V. 31, n. 5, 2007. p. 413 – 420.
- CHIARAMONTI, D.; OASMAA, A.; SOLANTAUSTA, Y. **Power Generation using Fast Pyrolysis Liquids from Biomass**. Renewable & Sustainable Energy Reviews, Ed. Elsevier, n. 11, 2007. p. 1056 – 1086.
- CORTES, L. A. B., LORA, E. E. S., GOMEZ, E. O. **Caracterização da biomassa. Capítulo 2**. In: Biomassa para Energia. CORTES, L. A. B.; LORA, E. E. S.; GOMEZ, E. O. Ed. Unicamp, Campinas, SP, 2008. p. 19-56.
- CZERNIK, S.; BRIDGWATER, A. V. **Overview of Applications of Biomass Fast Pyrolysis Oils**. Energy & Fuels, n. 18, 2004. p. 590 – 598.
- DYNAMOTIVE. <http://www.dynamotive.com/technology/fast-pyrolysis/> Acesso em 21 de fevereiro de 2012.
- ELLIOT, D. C. **Historical developments in hydroprocessing bio-oil**. Energy Fuel, v. 21. 2007. p. 1792-1815.
- GÓMEZ, E. O.; PÉREZ, J. M. M.; PÉREZ, L. E. B. **Pirólise Rápida de Materiais Lignocelulósicos para a Obtenção de Bioóleo. Capítulo 11**. In: Biomassa para Energia. CORTES, L. A. B.; LORA, E. E. S.; GOMEZ, E. O. Ed. Unicamp, Campinas, SP, 2008. 84 p.
- GOODFELLOW, R. **Renewable Energy, Fuels & Chemicals: maximizing value from renewable feedstocks**. In: CanBio Annual National Conference, Vancouver, Canada, 30 September – 1 October, 2010. 14 p.
- GOYAL, H. B.; SEAL, D.; SAXENA, R. C. **Bio-fuels from thermochemical conversion of renewable resources: A review**. Renewable & Sustainable Energy Reviews, n. 12, 2008. p. 504 – 517.
- HENRICH, E. **The status of the FZK concept of biomass gasification**. In: 2nd European Summer School on Renewable Motor Fuels. Warsaw, Poland. 29 – 31 august, 2007. 24 p.

- HEO, H. S., PARK, H. J., PARK, Y. K., RYU, C., SUH D. J., SUH, Y. W., YIM, J. H., KIM, S. S. **Bio-oil production from fast pyrolysis of waste furniture sawdust in a fluidized bed.** *Bioresource Technology*, 101. 2010. p. S91-S96.
- IKURA, M.; SLAMAK, M.; SAWATZKY, H. **Pyrolysis Liquid-in-Diesel Oil Microemulsions.** US Patent, 5,820,640, 1998.
- LAIRD, D.A. **The charcoal vision: a win-win-win scenario for simultaneously producing bioenergy, permanently sequestering carbon, while improving soil and water quality.** *Agronomy Journal*, v. 100, n. 1, 2008. p. 178 – 181.
- MARSMAN, J. H.; WILDSCHUT, J.; MAHFUD, F.; HEERES, H. J. **Identification of Components in Fast Pyrolysis Oil and Upgraded Products by Comprehensive Two-dimensional Gas Chromatography and Flame Ionization Detection.** *Journal of Chromatography A*, n. 1150, 2007. p. 21 – 27.
- MARTINS, H. **Madeira como fonte de energia.** *In: Uso da madeira para fins energéticos.* Belo Horizonte, MG: CETEC, 1980. p. 9 – 26.
- MEIER, D., SCHÖLL, S., KLAUBERT H., MARKGRAF, J. **Practical results from PYTEC's biomass-to-oil (BTO) with ablative pyrolyser and diesel CHP plant.** *Success & Visions for Bioenergy.* 2007. 5 p.
- MULLEN, C. A.; BOATENG, A. A.; GOLDBERG, N. M.; LIMA, I. M. **Bio-oil and bio-char production from corn cobs and stover by fast pyrolysis.** *Biomass and Bioenergy*, v. 34, 2010. p. 67 – 74.
- NOGUEIRA, L. A. H.; LORA, E. E. S.; TROSSERO, M. A.; FRISK, T. **Dendroenergia: Fundamentos e Aplicações.** Brasília, DF: ANEEL. 2000.144 p.
- OASMAA, A.; LEPPAMAKI, E.; KOPONEN, P.; LEVANDER, J.; TAPOLA, E. **Physical Characterization of Biomass-based Pyrolysis Liquids – Application of Standard Fuel Analysis.** Technical Research Centre of Finland, VTT. Publication 306. 1997. 87 p.
- OASMAA, A.; CZERNIK, S. **Fuel Oil Quality of Biomass Pyrolysis Oils – State of the Art for the End Users.** *Energy & Fuels*, n. 13, 1999. p. 914 – 921.

- PISKORZ, J.; SCOTT, D. S. **The Composition of Oils Obtained by Fast Pyrolysis of Different Woods.** *In: Analysis of Pyrolysis Oils II. American Chemical Society National Meeting & Exposition, Denver, 1987 32 (2). P. 215 – 222.*
- QIANG, L.; WEN-ZHI, L.; XI-FENG, Z. **Overview of Fuel Properties of Biomass Fast Pyrolysis Oils.** *Energy Conversion and Management, n. 50, 2009. p. 1376 – 1383.*
- QUIRINO, W. F., VALE, A. T., ANDRADE, A. P. A. de, ABREU, V. L. S., AZEVEDO, A. C. S. **Poder calorífico da madeira e de resíduos lignocelulósicos.** *Biomassa & Energia, v.1, n. 2. 2004. pp. 173-182.*
- RADLEIN, D. **Study of Levoglucosan Production – a Review.** *In: Fast Pyrolysis of Biomass – a Hand Book. V. 2, Newbury: CPL Press, 2002.*
- ROWELL, R. M.; LEVAN-GREEN, S. L. **Thermal Properties.** *In: Handbook of wood chemistry and wood composites. Rowell, R. M. (ed.) Boca Raton, Florida: CRC, 2005. p 121 – 138.*
- ROY, C. **Production de biochar et d’huiles pyrolytiques au Québec.** *In: CanBio Bioenergy Conference, Québec, Canada, 19 – 20 may, 2011. 24 p.*
- SCOTT, D. S.; PISKORZ, J.; GRINSHUPUN, A.; GRAHAM, R. G. **The Effect of Temperature on Liquid Product Composition from Fast Pyrolysis of Cellulose.** *In: Analysis of Pyrolysis Oils II. American Chemical Society National Meeting & Exposition, Denver, 1987 32 (2). p. 1 - 11.*
- SOLANTAUSTA Y.; NYLUND N-O.; WESTERHOLM M.; KOLJONEN T.; OASMAA A. **Wood pyrolysis liquid as fuel in a diesel power plant.** *Bioresource Technology, v. 46, n. (1–2), 1993. p. 177–188.*
- THAMBURAJ, R. **Fast Pyrolysis of Biomass for Green Power Generation.** *In: First World Conference and Exhibition on Biomass for Energy and Industry. Sevilla, Spain, 5-9 June, 2000. 7 p.*
- USHIMA, A. H. **Princípios de Gaseificação.** *In: Curso de Gaseificação da Biomassa. II Escola de Combustão, São José dos Campos, SP. 22 a 26 de junho de 2009. p. 6 – 48.*
- VALE, A. T., BRAIL, M. A. M., LEÃO, A. L. **Quantificação e caracterização energética da madeira e casca de espécies do Cerrado.** *Ciência Florestal, v. 12, n. 1, p. 71-80.*

- VAN DE VELDEN, M.; BAEYENS, J.; BREMS, A.; JANSSENS, B.; DEWIL, R. **Fundamentals, kinetics and endothermicity of the biomass pyrolysis reaction.** Renewable Energy, v. 35, n. 1. p. 232 – 242.
- VENDERBOSCH, R. H.; PRINS, W. **Fast pyrolysis technology development.** Biofuels, Bioproducts & Biorefining, v. 4, 2010. p. 178 – 208.
- XIU, S., SHAHBAZI, A. **Bio-oil production and upgrading research: a review.** Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 16. 2012. p. 4406-4414.
- ZHANG, R.; ZHONG, Z.; HUANG, Y. **Combustion characteristics and kinetics of bio-oil.** Frontiers of Chemical Engineer in China, v. 3, n. 2, 2009. p. 119 – 124.
- ZHENG, J. L.; KONG, Y. P. **Spray combustion properties of fast pyrolysis bio-oil produced from rice husk.** Energy Conversion and Management, v. 51, 2010. p. 182 – 188.

**Capítulo 3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA MADEIRA
SERRADA PRODUZIDA A PARTIR DO MANEJO FLORESTAL NO
ESTADO DO PARÁ**

3.1. INTRODUÇÃO

Os recursos naturais provenientes das florestas foram considerados como inesgotáveis durante muitos séculos. Mas no último, após os grandes avanços tecnológicos que se sucederam desde a revolução industrial, o consumo destes tornou-se muito maior que a capacidade de recomposição da natureza. O que antes era entendido como exploração, hoje é percebido como degradação e seus efeitos deletérios são cada vez mais perceptíveis. Os serviços ambientais prestados pelos ecossistemas florestais estão sendo prejudicados, afetando a vida de todos. Um caso emblemático é o da madeira, um recurso essencial a várias cadeias produtivas e às sociedades das florestas e que está sendo explorado de maneira desequilibrada.

Talvez o único meio para acessar este recurso sem interferir no equilíbrio dinâmico das florestas seja o manejo florestal. Este método se baseia em princípios de sustentabilidade que buscam conciliar atividades econômicas com a conservação da floresta. A madeira passa a ser extraída seguindo princípios rigorosos de forma a reduzir ao máximo os impactos inerentes à atividade. Desta forma, pretende-se assegurar que a quantidade de madeira seja pelo menos a mesma no próximo momento de exploração na mesma área.

No entanto, por mais criteriosa que a exploração sob regime de manejo florestal possa ser, sempre haverá impactos. A real compreensão destes sobre a floresta e sobre os sistemas direta ou indiretamente ligados a ela só pode ser alcançada através de uma avaliação que abranja todas as fases da atividade. A Avaliação do Ciclo de Vida de produtos e processos (ACV) se apresenta como a ferramenta mais indicada justamente por ter uma abordagem sistêmica que considera a interdependência das várias fases do ciclo de vida de um produto.

Este capítulo tem como objetivo principal avaliar o desempenho ambiental do manejo florestal no estado do Pará. Os objetivos secundários são quantificar os fluxos de massa e energia envolvidos na atividade, definir o seu perfil ambiental e discutir os seus impactos. Inicialmente, há uma revisão sobre a ferramenta ACV, seu histórico, seus tipos e suas fases. Em seguida, há uma discussão sobre estudos de avaliação de impactos ambientais em atividades florestais. Finalmente, há o estudo de ACV do manejo florestal realizado no estado do Pará.

3.2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.2.1. Introdução à Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

3.2.1.1. Histórico da ACV

A partir do final da década de 1960, a conscientização sobre os problemas ambientais começou a tomar uma escala global. Em 1968, a percepção da crescente interdependência dos países do planeta e do uso dos recursos naturais serviu de estímulo a políticos, industriais e acadêmicos a fundarem o Clube de Roma com o objetivo maior de identificar os principais problemas que determinarão o futuro da humanidade (CLUB OF ROME, 2012). Em 1972, o grupo concretizou sua missão com o lançamento do estudo *Limites do Crescimento*, no qual há a previsão de cenários onde o mundo atingiria o colapso devido ao desequilíbrio entre o consumo e a oferta de recursos naturais ou se estabilizaria.

Neste contexto é que nasce a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). O primeiro estudo que pode ser entendido como ACV foi realizado em 1965 nos Estados Unidos pela Coca-Cola com o objetivo de identificar qual embalagem para refrigerantes teria as menores emissões e utilizaria menos recursos em sua fabricação. O estudo fez um inventário das matérias-primas e dos combustíveis utilizados e das cargas ambientais do processo produtivo de cada embalagem e ficou conhecido como REPA (Resource and Environmental Profile Analysis) (CURRAN, 2006).

A MRI (Midwest Research Institute), responsável pelo estudo, aprimorou o modelo ao realizar outro estudo para a agência norte americana de proteção ambiental, EPA (Environmental Protection Agency), em 1974. Este modelo se tornou o ponto de partida do que viria a se chamar Avaliação do Ciclo de Vida (CHEHEBE, 2002).

O interesse pela ACV aumenta, vários estudos são realizados e os primeiros problemas começam a aparecer pelos resultados diferentes para um mesmo produto sob avaliação (BENOIST, 2009). No intuito de organizar as diversas frentes de pesquisa voltadas ao desenvolvimento da ACV, a Sociedade de Toxicologia e Química Ambiental, SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry), promoveu o primeiro evento científico sobre o tema em 1989. Encontros anuais foram realizados na América do Norte e na Europa, para o desenvolvimento de uma metodologia padrão de ACV (GUINÉE *et al.*, 2004).

Na década de 1990, a ACV avançou bastante, com a fundação de instituições dedicadas ao método, o lançamento de livros e guias para a prática, a criação de jornais científicos

orientados para o tema, até chegar à normalização (BENOIST, 2009). Em 1997, a Organização Internacional para a Padronização, ISO (International Organization for Standardization), lançou a ISO 14040 Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e Estrutura. Uma série de outras normas foi publicada até a última, ISO 14044:2006 com os requisitos e orientações para a execução de um estudo ACV.

Em 2002 o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) e a SETAC se associaram para lançar a Iniciativa para o Ciclo de Vida ou Life Cycle Initiative (LCI). Tal iniciativa visa estimular a prática da abordagem do ciclo de vida pelo mundo (UNEP, 2005). Desde então, a UNEP vem participando e promovendo eventos, executando projetos e apoiando redes regionais para a consolidação do LCI (UNEP, 2012).

Hoje o pensamento do Ciclo de Vida está razoavelmente difundido no mundo. Embora não seja uma exigência à produção ou comercialização de produtos, há uma série de medidas que tornam o estudo ciclo de vida de produtos praticamente indispensável. Na França, com a promulgação da lei *Grenelle II*, tornou-se obrigatória a divulgação de informações sobre o teor de carbono, o consumo de recursos naturais e os impactos ambientais nas embalagens dos produtos (LEGIFRANCE, 2012). A rotulagem ambiental do tipo III, normatizada pela ISO 14025:2006, está sendo um critério marcante no comércio internacional e é integralmente baseada na ACV (EPD, 2012). No Brasil, a nova Política Nacional de Resíduos Sólidos instituiu a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos entre todos os envolvidos, desde o fabricante até o serviço de limpeza urbana, a fim de minimizar seus resíduos sólidos e rejeitos gerados (BRASIL, 2010).

3.2.1.2. ACV e Ecologia Industrial

Ao mesmo tempo em que surgia a ACV, também estava se desenvolvendo a doutrina que a ampara: a Ecologia Industrial. No início da década de 1970 alguns ecologistas perceberam que o sistema industrial é um subsistema da biosfera e que estes devem ser analisados em conjunto, uma vez que um demanda recursos do outro (GIANETTI & ALMEIDA, 2009). Tal percepção denota a necessidade de métodos para quantificar os fluxos entre os dois sistemas.

Assim, a ACV pode ser entendida como uma ferramenta da Ecologia Industrial que compila e avalia as entradas, saídas e os potenciais impactos ambientais de um produto através do seu ciclo de vida (ISO, 2006). Trata-se de uma metodologia de abordagem holística que busca

quantificar todos os fluxos de massa e energia envolvidos desde a extração das matérias-primas, passando pela produção, o transporte e a distribuição, até chegar ao consumo e à disposição final (EPA, 1993).

Por definição, a ACV é conhecida como uma avaliação do “berço ao túmulo”, na qual todos os estágios da vida de um produto são avaliados sob a perspectiva de interdependência destes, em que um estágio implica no próximo e assim, há um acúmulo de impactos que normalmente não são considerados em outras metodologias de avaliação ambiental (CURRAN, 2006). Esta forma multietapa evita o “deslocamento” de impactos de uma fase a outra do ciclo de vida de um produto, uma vez que todos estão interligados (GUINÉE *et al.*, 2004).

Com base nestes princípios a ACV pode atender a diferentes setores como a sociedade civil, a academia, a indústria ou o governo. CURRAN (2006) elenca uma série de possibilidades: avaliação sistemática das consequências ambientais de um produto, análise dos *tradeoffs* ambientais associados a um ou mais produtos/processos, quantificação (inventário) de emissões e identificação dos estágios/processos que mais contribuem, avaliação dos efeitos ambientais relativos ao consumo de materiais, etc. Os resultados de um estudo ACV podem servir de subsídio para tomada de decisão tanto do consumidor comum, ao revelar o perfil ambiental de determinado produto, quanto dos produtores deste produto, ao identificarem pontos críticos em sua produção. Tais resultados também dão suporte à construção de políticas públicas sobre o uso de recursos naturais e ao planejamento e desenvolvimento de novos produtos. COLTRO (2007) destaca que, de maneira genérica, a ACV é uma ferramenta útil ao gerenciamento e preservação dos recursos naturais, à identificação dos pontos críticos de um determinado processo/produto, à otimização de sistemas de produtos, ao desenvolvimento de novos serviços e produtos, à otimização de sistemas de reciclagem e à definição de parâmetros para atribuição de rótulo ambiental a um determinado produto.

3.2.1.3. Limites e tipologia da ACV

No entanto, a ACV apresenta algumas limitações. A proposta de uma abordagem holística depara-se com a necessidade de simplificação de aspectos considerados “menos importantes” no ciclo de vida de um produto, pois muitas vezes não há segurança sobre a qualidade dos dados disponíveis sobre vários processos, além da questão do tempo necessário para uma coleta exaustiva destes. HOFSTETTER (1998) afirma que a ACV tem dois problemas

principais: alta subjetividade e impactos potenciais ao invés de danos reais. Ele propõe que a ACV fundamenta-se na fusão de três dimensões distintas: a tecnosfera, a ecosfera e a esfera do valor (Figura 3.1). Na tecnosfera as incertezas são pequenas, pois se trata da modelização de sistemas técnicos que podem ser mensurados e repetidos. Na ecosfera, onde há a modelização de mecanismos ambientais, as incertezas aumentam pela dificuldade de se verificar padrões. Na esfera de valor as incertezas são máximas ou imensuráveis, devido à subjetividade nas escolhas relativas a essa dimensão.

GUINÉE *et al.*, 2004 destacam que os impactos são descritos como potenciais porque eles não são especificados no tempo e no espaço e são relativos a uma função definida de forma arbitrária. Em virtude destas condições de subjetividade intrínsecas à ACV, as escolhas e decisões tomadas devem ser tão transparentes quanto possível.

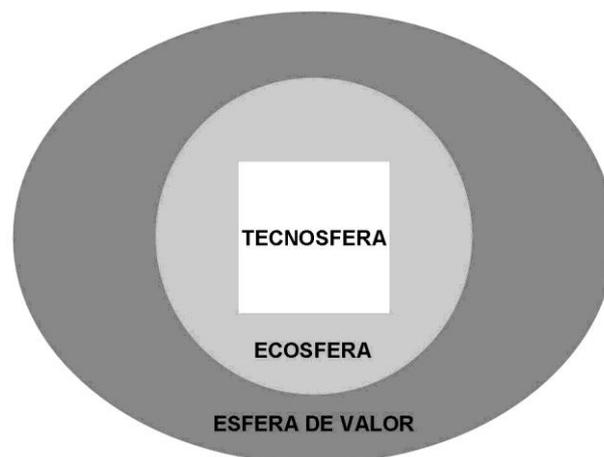


Figura 3.1 – Dimensões consideradas em ACV. Fonte: HOFSTETTER, 1998 (Adaptado).

Ao longo do desenvolvimento da metodologia houve uma inevitável tipificação da ACV. A ferramenta tal qual foi concebida, não possibilitava a avaliação de cenários futuros, portanto impedia a previsão dos efeitos de potenciais mudanças no sistema. Para resolver a questão ficou definida como ACV Atribucional aquela que avalia os fluxos de um sistema em um período definido e a avaliação dos fluxos causados além do sistema em resposta a mudanças no mesmo é a ACV Consequencial (CURRAN, 2006). A primeira pode ser entendida como um diagnóstico ambiental do sistema enquanto a segunda seria um conjunto de prognósticos dependendo das alterações realizadas.

Uma situação recorrente encontrada em estudos ACV é a produção de mais de um produto em um sistema sob avaliação, dito multifuncional. Neste caso, entende-se que a carga ambiental do sistema está dividida entre o produto principal e os coprodutos, assim como os fluxos de entrada e saída do sistema como um todo. Portanto, surge o problema de atribuir frações dos fluxos e da carga para cada produto e coproduto. A norma ISO 14044 (2006) indica que sempre que possível a alocação deve ser evitada. Para tanto, deve-se expandir as fronteiras do sistema para incluir os coprodutos e suas funções ou dividir o processo unitário em questão em outros subprocessos e coletar os fluxos de entrada e saída relativos. Porém, em alguns casos tais procedimentos não são aplicáveis e a alocação deve ser empregada. Em geral, ela pode ser física quando estabelece uma relação quantitativa com os fluxos de entrada e saída do sistema ou pode ser econômica, quando é possível precificar os coprodutos. Ainda assim, WEIDEMA (1999) afirma que a alocação pode e deve sempre ser evitada quando se tratar de estudos de ACV prospectiva (consequencial).

3.2.2. Realização da ACV

A ACV tem uma estrutura caracterizada por uma alta iteração. A metodologia é composta por quatro fases distintas em relação constante. As quatro fases são: 1. Definição dos Objetivos e Escopo, 2. Análise de Inventário, 3. Avaliação de Impactos, 4. Interpretação. Assim, na medida em que se avança às fases finais de um estudo de ACV, mais informação se torna disponível, ou inversamente indisponível, então as etapas iniciais de definição dos objetivos deverão ser refinadas e revisadas (EUROPEAN COMMISSION, 2010). A figura 3.2 ilustra as fases e a iteração entre elas.

3.2.2.1. Objetivos e escopo do estudo

Os objetivos e escopo de um estudo ACV determinarão a abrangência e a profundidade da pesquisa. A norma ISO 14044:2006 estabelece que o objetivo de uma ACV deva atestar a aplicação pretendida dos resultados do estudo, as razões para a realização do estudo, a definição da audiência a qual o estudo deve ser comunicado e a forma de comunicação dos resultados do estudo, se estes servirão a comparações a serem divulgadas ao público.

O escopo cobre aspectos temporais, geográficos e tecnológicos, o método de análise empregado e o nível geral de sofisticação da ACV (GUINÉE *et al.*, 2004). Tais aspectos

devem sempre estar diretamente relacionados ao objetivo proposto. É nesta fase que se fazem as suposições e se definem as regras de corte devido aos diversos limites invariavelmente impostos à pesquisa (tempo, custos, acesso aos dados, etc.). De acordo com a ISO 14044:2006, o escopo deve incluir: sistema do produto sob avaliação, as funções do produto ou produtos, a unidade funcional, as fronteiras do sistema, os procedimentos de alocação quando for o caso, o método de avaliação e as categorias de impacto selecionadas, as hipóteses e as limitações, o tipo de revisão crítica e o tipo e formato do relatório do estudo.



Figura 3.2 – Fases iterativas da ACV. Fonte: ISO, 2006 (Modificado).

O conhecimento pormenorizado do sistema sob avaliação associado ao objetivo do estudo permite estabelecer as fronteiras do sistema. Tais fronteiras definem quais são os processos unitários incluídos e separam o sistema do resto da tecnosfera. Elas também definem a fronteira na qual há a troca de fluxos elementares com a ecosfera (EUROPEAN COMMISSION, 2010).

As fronteiras de um sistema também devem ser estabelecidas geograficamente. Ao se determinar a localização dos processos unitários, pode-se medir as distâncias que serão percorridas para que ocorra a troca dos fluxos e de que forma estes serão transportados entre as unidades do sistema. Mais uma vez, as fronteiras geográficas do sistema estão subordinadas aos objetivos do estudo.

A função de um sistema deve ser especificada de forma clara no escopo. Esta é a definição da serventia do sistema do produto e deve ser passível de mensuração. Para tanto, define-se uma unidade funcional (UF) que é o *desempenho quantificado de um sistema de produto para uso como uma unidade de referência em um estudo de ACV* (ISO 14040:2006). A UF deve descrever apropriadamente a(s) função(ões) de um sistema e todos os fluxos de entrada e saída dos processos estarão referenciados a ela. A escolha criteriosa da UF aumenta a acurácia do estudo e a utilidade dos resultados (CURRAN, 2006). O fluxo de referência é consequência da UF e representa os fluxos de saída dos processos em sistema de produto que são necessários para o cumprimento da função do sistema (GUINÉE *et al.*, 2004).

3.2.2.2. Inventário do Ciclo de Vida

O Inventário do Ciclo de Vida (ICV) de um produto é a fase de coleta dos dados referentes aos fluxos de entrada e saída dos processos unitários. Os dados a serem coletados são valores mensuráveis (massa, volume, energia, área, etc.) que terão relação direta com a unidade funcional. Trata-se da quantificação das matérias-primas, dos insumos auxiliares, da energia e das emissões para o ar, para a água e para o solo dos processos ligados a todo o ciclo de vida de um produto.

Nos primeiros documentos produzidos para o desenvolvimento da ACV, a agência ambiental norte americana (EPA, 1993) estabeleceu quatro passos básicos para a realização de um ICV: 1. elaborar um fluxograma dos processos do sistema avaliado, 2. elaborar um plano para a coleta dos dados, 3. realizar a coleta dos dados e 4. avaliar e reportar os resultados. Apesar da importância destes passos, não há uma regra definida para a realização de um ICV. A norma ISO 14040:2006 não determina passos, mas destaca três momentos do ICV: a coleta de dados, o cálculo dos dados (validação, relação com processos unitários e relação com o fluxo de referência da unidade funcional) e alocação quando for necessário. A construção do fluxograma permite visualizar as relações entre os processos, os sentidos dos fluxos e os limites dos sistemas. A figura 3.3 mostra um exemplo genérico de fluxograma.

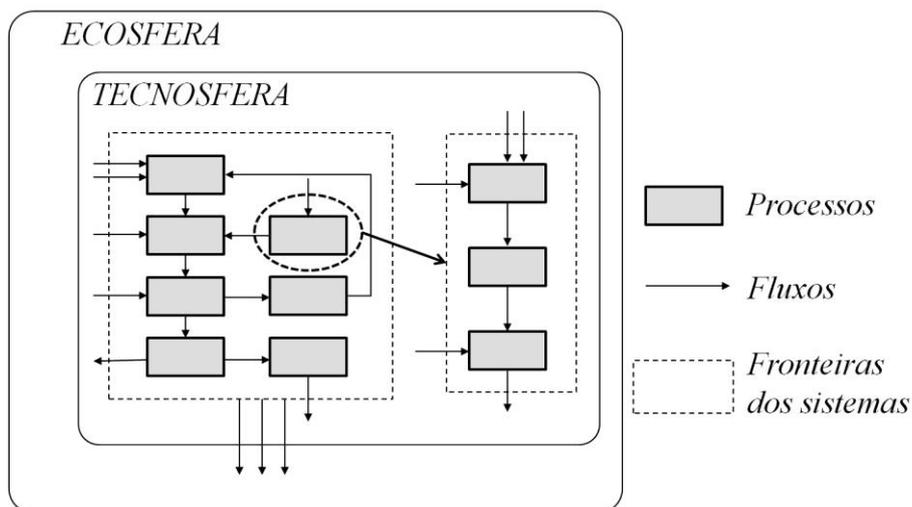


Figura 3.3 – Esquema geral de um fluxograma de processos.

Na coleta dos dados alguns critérios devem ser estabelecidos para garantir a qualidade do estudo. Na caracterização de um processo é importante levantar todos os fluxos envolvidos, mas muitas vezes não é possível. Assim, um critério de corte deve ser definido a fim de se estabelecer uma quantidade de fluxos de um processo ou do sistema de produto que pode ser excluído sem que haja comprometimento da qualidade da ACV. A fração mínima a ser coletada deve ser claramente entendida e descrita no estudo (ISO, 2006).

Os melhores dados são os primários, diretamente coletados na fonte da informação. Estes são os dados medidos *in loco*. Mas são raras as situações em que há essa facilidade de acesso, na maioria dos casos, há uma mistura destes com dados calculados a partir de médias, com dados obtidos na literatura científica e estimativas de especialistas na questão sob avaliação. CURRAN (2006) elenca tipos de dado de acordo com o grau de desagregação: processo individual (dados particulares sem combinações), composto (dado particular com combinações), agregados (combinação de mais de um processo), média industrial (amostra representativa de locações distintas) e genérico (representatividade desconhecida). Quanto menos os dados forem específicos da realidade avaliada, mais se perde na qualidade no estudo ACV.

3.2.2.3. Avaliação dos Impactos

Ao final do ICV, há um conjunto de fluxos de materiais e energia, entradas como insumos e saídas como produtos, coprodutos e emissões. Este conjunto por si só, representa apenas

quantidades e não reflete os potenciais impactos na esfera e na própria tecnosfera do sistema. A Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida (AICV) traduz esses fluxos em poucos indicadores facilitando a sua compreensão e análise (BENOIST, 2009). Muitos fluxos causarão interferências nos mesmos meios receptores (ar, água, solo, fauna, flora, homem), mas a intensidade de cada um é diferente. A AICV, através de métodos específicos, permite atribuir “responsabilidades” diferentes para cada um destes fluxos e assim decifrar os potenciais impactos. Neste momento, fluxos pouco representativos em massa podem se destacar quanto ao seu grau de nocividade ambiental. Isto denota a importância de um ICV bem feito e da clareza. Os resultados da AICV devem ser vistos como indicadores de potenciais impactos ambientais e não como previsões de impactos reais (EUROPEAN COMMISSIONS, 2010a).

A AICV caracteriza-se por elementos obrigatórios e opcionais. Estes se separam devido ao grau de subjetividade que é introduzida ao estudo em função das escolhas e atribuição de pesos que devem ser realizados nos elementos opcionais. Os elementos obrigatórios são a seleção das categorias de impacto, a classificação e a caracterização, enquanto que os opcionais são a normalização, o agrupamento e a ponderação.

A seleção das categorias de impacto baseia-se em três princípios: a completude, na qual as categorias selecionadas devem cobrir todos os possíveis problemas ambientais do sistema; a independência, em que cada categoria selecionada trata de um impacto ambiental exclusivo para evitar a dupla contagem; a validade, em que não deve haver dúvida sobre a contribuição de um fluxo a uma categoria de impacto (ROUSSEAU, 1998; BENOIST, 2009). Mas antes de qualquer decisão, as categorias de impacto devem estar bastante afinadas com os objetivos e escopo da ACV, esta relação é que determina quais categorias são pertinentes e quais são negligenciáveis.

Há uma série de categorias de impacto que normalmente são utilizadas nos estudos ACV. Em uma categorização geral, elas podem ser divididas pela escala geográfica de ação e pelo nível de ação.

A escala geográfica de uma categoria pode ser global, quando se estende a todo o planeta, regional, quando atinge uma zona intermediária (de um estado a um país) e local, quando se restringe a uma zona específica. Não há um critério especial para diferenciar uma ação local de uma regional, mas sua associação às fronteiras do sistema pode servir de auxílio.

Quanto ao nível de ação, as categorias de impacto podem ser divididas em de nível intermediário (*midpoint*) ou de nível final (*endpoint*). Para determinar qual o nível da ação de um impacto é necessário conhecer sua cadeia de causa-efeito. Quando ocorre uma intervenção ambiental por uma causa determinada, os efeitos seguirão uma sequência de ordens que varia de acordo com o impacto. Quanto maior for a ordem, mais o impacto se aproxima do ponto final. Porém categorias de nível final são mais difíceis de serem modeladas e previstas, pois incorporam muito mais variáveis que as de nível intermediário (CHEHEBE, 1997). No nível intermediário mais categorias de impacto podem ser diferenciadas e os resultados são mais precisos se comparados aos do nível final (EUROPEAN COMMISSIONS, 2010). UDO de HAES e LINDEIJER (2001) afirmam que os pontos finais são elementos de um mecanismo ambiental que têm valor para a sociedade. Embora o impacto seja mais compreensível ao senso comum, o grau de incertezas envolvido na sua formulação é significativo, assim o impacto só será facilmente detectado quando já tiver ocorrido. Por sua vez, os impactos intermediários agregam menos incertezas em seus cálculos e reduzem a quantidade de previsões, as suposições e as escolhas de valor (BARE *et al.*, 2003). A figura 3.4 esclarece melhor essa situação.

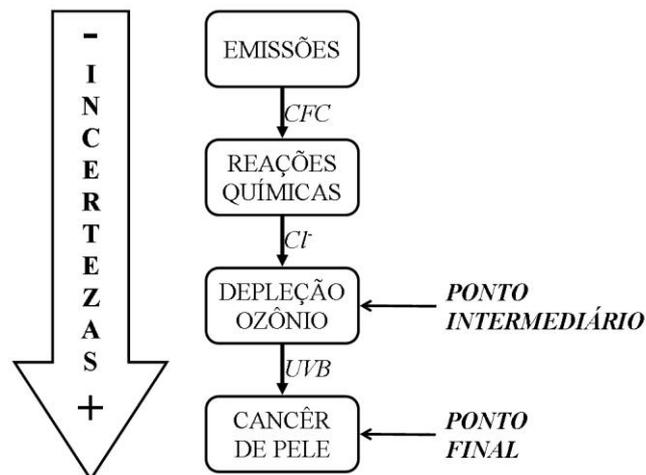


Figura 3.4 – Relação de causalidade entre as emissões e os impactos de 2ª ordem (ponto intermediário) e de 3ª ordem (ponto final). Fonte: CURRAN, 2006 (Modificado).

A relação dos impactos (ponto final) como elementos físicos com os valores da sociedade definem as Áreas de Proteção (AdP), que são classes de categorias de ponto final (UNEP, 2003). Essas classes são: Saúde Humana, Ambiente Natural/Artificial e Recursos Naturais.

Assim, cada categoria de impacto intermediária pode afetar um ou mais AdPs. De acordo com as áreas de proteção afetadas as categorias de impacto são agrupadas como apresentada na figura 3.5. A seguir, cada uma delas é discutida.

Mudança Climática

A mudança climática é alteração do clima devido às emissões antrópicas de Gases de Efeito Estufa (GEEs) para a atmosfera. Esta é causada pelo aumento da concentração dos GEEs na atmosfera, o que eleva a taxa de absorção da radiação infravermelha e provoca o aquecimento global. Para medir o Potencial de Aquecimento Global (PAG) de um sistema é necessário conhecer os GEEs emitidos, suas quantidades e as suas respectivas forças radiativas. Todos os gases têm um índice de absorção, maior ou menor que o dióxido de carbono (CO₂), o gás de referência. Assim, o PAG é expresso em quilogramas equivalentes de CO₂. Esta é uma categoria de escala global e as AdPs afetadas são a Saúde Humana e o Ambiente Natural.

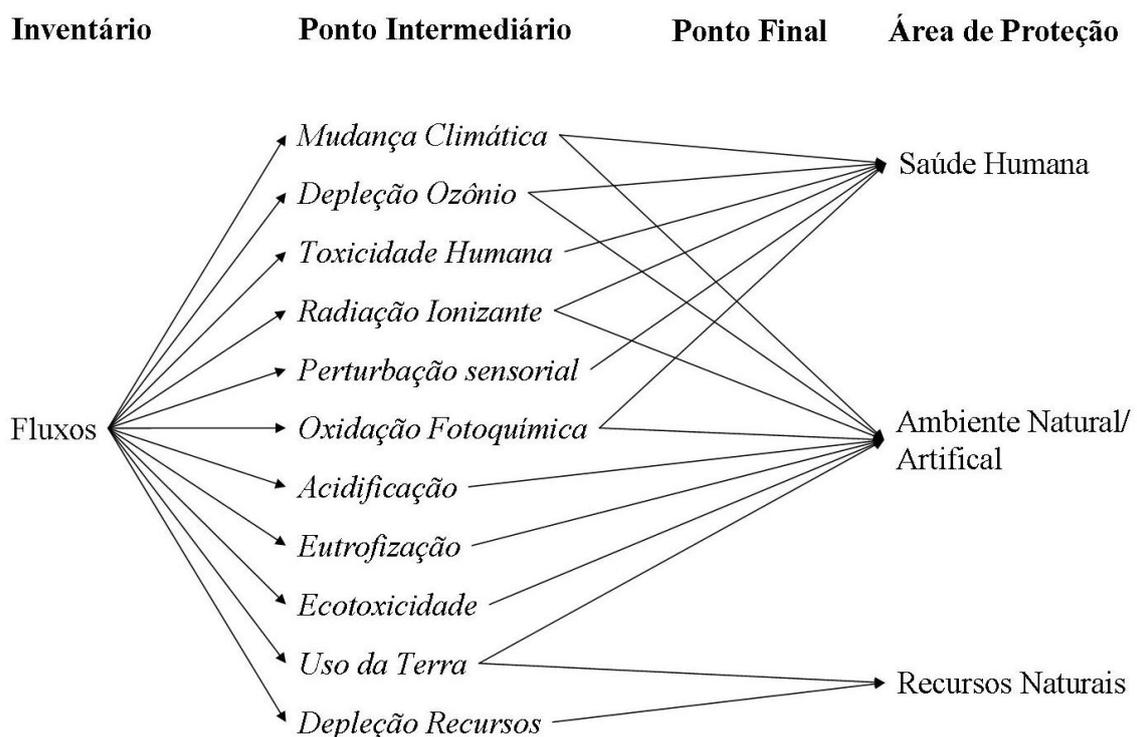


Figura 3.5 - Estrutura das categorias de impacto em pontos intermediários e finais. Fonte: EUROPEAN COMISSION, 2010a (Modificado).

Depleção do Ozônio

A camada de ozônio impede a passagem integral dos raios ultravioletas de onda média (UVB) que podem causar danos à Saúde Humana. O ozônio está em constante formação e destruição pela luz solar e por reações químicas (EUROPEAN COMMISSION, 2010a). A emissão antrópica de gases como o CFC, CH₃Cl, N₂O entre outros, reage com o ozônio, formando o oxigênio e gerando um “buraco” que permite a passagem dos raios UVB. O Potencial de Depleção do Ozônio (PDO) é expresso em quilogramas equivalentes de CFC-11.

Toxicidade Humana

Nesta categoria é medido o Potencial de Toxicidade Humana (PTH) de um sistema no qual há a emissão de substâncias tóxicas à saúde humana. Há três informações pertinentes nesta análise: o transporte da substância tóxica no ambiente, o grau de exposição humana e os efeitos toxicológicos (UNEP, 2005). O PTH é expresso em quilogramas equivalentes de DicloroBenzeno (DCB).

Radiação Ionizante

A radiação ionizante é capaz de ionizar átomos e moléculas, por isso pode causar sérios danos à saúde humana como o câncer.

Perturbação Sensorial

Esta categoria é caracterizada por interferências negativas aos sentidos humanos, causados por odores, barulhos e impactos visuais.

Oxidação Fotoquímica

A reação de gases de origem antrópica como os compostos orgânicos voláteis (COV) e óxidos nitrosos (NO_x) com a luz solar geram principalmente o ozônio fotoquímico. Assim, forma-se na troposfera uma espécie de nuvem de poluição que afeta a saúde humana e os ambientes naturais e artificiais. O Potencial de Criação de Ozônio Fotoquímico (PCOP) é expresso em quilogramas equivalente de eteno, com ação local ou regional.

Acidificação

Esta categoria se caracteriza pela reação de compostos químicos com a umidade do ar, formando ácidos (BENOIST, 2009). Estes compostos são emissões de sistemas humanos, formados por dióxido de enxofre (SO₂), NO_x e amônia (NH₃). Eles retornam ao solo e aos corpos hídricos na forma de chuva ácida e causam malefícios diretos ao ambiente natural e

artificial e indiretos à saúde humana e aos recursos naturais. O Potencial de Acidificação (PA) é expresso em quilogramas equivalentes ao SO₂ e sua ação é local ou regional.

Eutrofização

O elevado nível de macronutrientes nos ecossistemas, principalmente o nitrogênio e o fósforo, favorece o crescimento mais acentuado de espécies vegetais que se beneficiam do alto teor destes nutrientes. Há uma alteração significativa da composição da vegetação, tanto em ambientes aquáticos quanto em terrestres. Nos aquáticos, algumas algas são favorecidas e pode haver uma expressiva diminuição dos níveis de oxigênio, ocasionando na morte de peixes e na impossibilidade de consumo da água. A eutrofização terrestre é pouco afetada pelas emissões de fósforo. Este elemento é limitante em sistemas de água doce, enquanto que o nitrogênio é o limitante em água salgada (EUROPEAN COMMISSION, 2010). O Potencial de Eutrofização (PE) é expresso em quilogramas equivalentes de PO₄⁻ e sua ação é local.

Ecotoxicidade

A presença de substâncias tóxicas aos ecossistemas terrestres e aquáticos acarreta em danos aos ambientes naturais e aos recursos naturais. GUINÉE *et al.* (2004) destacam que nesta categoria, o destino das emissões e o deslocamento destas entre os meios é muito importante, pois substâncias tóxicas não tendem a ficar no mesmo meio em que são emitidas. Emissões aéreas podem acabar em corpos d'água. Assim, a ecotoxicidade pode ser dividida em duas categorias: terrestre e aquática. O Potencial de Ecotoxicidade é expresso em quilogramas equivalentes de DCB e tem ação local ou regional.

Uso da Terra

Esta categoria refere-se aos impactos causados pela ocupação e transformação da terra como a agricultura, pecuária, mineração, entre outros. A ocupação indica a manutenção de uma área em um estado específico durante determinado período de tempo. A transformação é a mudança de estado de uma área. A transformação é seguida da ocupação (EUROPEAN COMMISSION, 2010a). O uso da terra acarreta em impactos nos recursos, na biodiversidade, nos serviços ecossistêmicos, entre outros aspectos. Os impactos são locais ou regionais e são medidos em área (km², ha, etc.)/ano.

Depleção dos Recursos

A depleção dos recursos naturais se caracteriza pelo consumo dos recursos, bióticos e abióticos, em uma velocidade maior que a taxa de renovação pela natureza. Essa situação é

mais explícita com os abióticos, que geralmente são renovados em escalas geológicas de tempo. GUINÉE *et al.* (2004) distinguem três categorias de recursos abióticos: depósitos, os quais não são regenerados no tempo de vida humana (minérios, petróleo, etc.); fundos, que podem ser regenerados no tempo de vida humana (água subterrânea, solos, etc.) e fluxos, que são constantemente regenerados (ventos, energia solar, etc.). Mas mesmo recursos bióticos renováveis estão sendo consumidos e degradados em taxas extremas e acabam tendo o mesmo comportamento que um recurso não renovável. Este impacto é expresso em quilogramas equivalentes de Antimônio (Sb) e pode ser de ação local ou regional ou mesmo global.

Após a seleção das categorias de impacto passa-se à classificação, que é a atribuição dos resultados do inventário às categorias de impacto selecionadas. Nesta etapa ocorre a associação dos fluxos a uma ou mais categorias de impacto. No caso de um fluxo que atua em mais de uma categoria de impacto, a sua atribuição pode ser por repartição de frações dos resultados do ICV para as categorias que ele contribui, quando os efeitos são interdependentes, ou a atribuição de todos os resultados do ICV a todas as categorias de impacto, quando os efeitos são independentes entre si (CURRAN, 2006).

A caracterização é a fase quantitativa da AICV, na qual os resultados da classificação são convertidos para uma unidade comum a cada categoria de impacto. Os resultados do ICV são multiplicados por fatores de equivalência e geram indicadores de impactos. A fórmula genérica proposta por CURRAN (2006) define a caracterização:

$$\text{Indicador de Impacto} = \text{Resultado inventário} \times \text{Fator de equivalência}$$

Assim, é possível traduzir os efeitos de emissões diferentes para uma mesma categoria de impacto. Por exemplo, para o PAG, o CO₂ é a referência e o CH₄ tem uma equivalência de 25 vezes o CO₂ em 100 anos (IPCC, 2007). Logo, terão contribuições diferentes de acordo com os resultados do ICV.

As etapas após a caracterização são opcionais nos estudos de ACV. A normalização visa permitir a comparação entre as categorias de impacto. Para tanto, os resultados da caracterização são divididos por valores de referência. Estes valores podem ser relativos à área ou *per capita*. A normalização serve à checagem de inconsistências, para facilitar a comunicação da importância de uma categoria de impacto e como etapa inicial dos procedimentos seguintes de ponderação e interpretação.

O agrupamento é a agregação das categorias de impacto em um ou mais grupos para facilitar a interpretação da ACV. Possibilidades de agrupamento são por local de ação da categoria (local, regional ou global), por tipos de emissões (para o ar, para a água, para o solo) e por ranqueamento de prioridades, esta última baseada em valores (CURRAN, 2006).

O ponderamento é a atribuição de pesos diferentes às categorias de impacto, valores determinados pela relevância de uma categoria de acordo com os objetivos e escopo do estudo.

3.2.2.4. Interpretação do Ciclo de Vida

A interpretação do Ciclo de Vida é o momento em que se busca responder aos objetivos propostos. Nesta fase avalia-se a qualidade do estudo, os seus pontos fortes e fracos, e a sua real contribuição para o tema em questão. A norma ISO 14044 (2006) estabelece três passos a serem seguidos:

1. Identificação das questões significativas baseadas nos resultados do ICV e da AICV;
2. Avaliação considerando a checagem da integridade, da sensibilidade e da consistência do estudo;
3. As conclusões, as limitações e as recomendações.

A identificação das questões significativas é iterativa com os objetivos e escopo do estudo. Três aspectos são abordados: estruturação das informações provenientes do ICV, identificação das questões ambientais relevantes ao estudo e determinação das emissões ambientais do sistema de produto (CHEHEBE, 1997).

A avaliação na interpretação é uma síntese, na qual se determina o grau de confiança nos resultados do estudo. Para tanto, três ferramentas são utilizadas: a checagem da integridade, a análise de sensibilidade e a verificação da consistência. A integridade do estudo visa garantir que todas as informações pertinentes estão completas e disponíveis, caso contrário, deve-se revisar as fases anteriores (ICV e AICV) ou ajustar os objetivos e escopo do estudo. A sensibilidade dos resultados é analisada através de métodos quantitativos para verificar o efeito das incertezas acumuladas no estudo devido à qualidade dos dados, às estimativas e às suposições realizadas ao longo do estudo. Para tanto, pode-se variar algum(ns) parâmetro(s) e

avaliar as mudanças nos resultados do ICV e AICV em relação à situação de referência. Tal variação pode ser feita pela construção de cenários alternativos ou de um gradiente de mudança de um parâmetro, para mais e para menos (CHEHEBE, 1997). A consistência do estudo é verificada pela compatibilidade entre as suposições, os métodos e os dados com os objetivos e escopo do estudo ACV. Se há compatibilidade, se o estudo foi realizado conforme proposto, aumenta-se a confiança em seus resultados (CURRAN, 2006).

Os elementos anteriores da interpretação aliados aos resultados anteriores do ICV e da AICV, permitem tirar conclusões, identificar as limitações e desenvolver recomendações, sempre em acordo com os objetivos e escopo do estudo. A não ser que sua aplicação seja interna, o estudo ainda deve passar por uma revisão crítica externa, a fim de garantir sua transparência.

3.2.3. Avaliação do Ciclo de Vida em sistemas florestais

Em 1995 THOROE & SCHWEINLE (1995) afirmavam que a aplicação da ACV estava focada principalmente em sistemas industriais. A abordagem sistêmica dos problemas ambientais em sistemas agrários e/ou florestais é relativamente recente e ainda há poucos estudos dedicados em comparação com outros tipos de sistemas.

Essa percepção serviu de estímulo à realização de um *workshop* internacional pelo Instituto Florestal Europeu em Hamburgo, Alemanha, em 1995, para tratar dos desafios da implementação da ACV no setor florestal. Na ocasião, mais de 40 especialistas de 12 países concluíram que era necessário o desenvolvimento de metodologias através da cooperação internacional, principalmente entre a indústria e a academia (FRÜHWALD & SOLBERG, 1995).

Um dos primeiros estudos com uma abordagem de ciclo de vida de produtos florestais que se tem notícia foi um inventário realizado em 1976 nos Estados Unidos, que comparava a demanda energética para a produção de materiais de construção, realizado pelo Comitê sobre Recursos Renováveis para Materiais Industriais (*Committee on Renewable Resources for Industrial Material – CORRIM*) (RICHTER, 1995). Desde então, alguns avanços podem ser percebidos, sobretudo para as florestas temperadas. PAÏVINEN *et al.* (2012) e LINDHOLM (2010) destacam que a ACV tem sido aplicada à cadeia produtiva da madeira e enumeram vários trabalhos. Porém, nenhum entre eles trata das florestas em regiões tropicais. Trata-se de um contrassenso em virtude da grande necessidade de avaliar a dinâmica ambiental nestas

regiões, pois as florestas tropicais são protagonistas no setor florestal mundial e ao mesmo tempo têm as maiores taxas de desmatamento (ITTO, 2011). Em uma revisão sobre informações a respeito de ACV de produtos de madeira tropical realizada para o ITTO, MURPHY (2004) encontrou apenas quatro trabalhos diretamente relacionados à madeira tropical, sendo que apenas um havia seguido os preceitos da norma ISO 14044. ESHUN *et al.* (2011) realizaram um estudo ACV pioneiro da produção madeireira em Gana e não identificaram outros estudos para a África ou para outras regiões tropicais.

O que se tem feito para florestas tropicais (também para as temperadas) em termos de avaliação ambiental é a certificação florestal. Trata-se de um atestado de que os produtos florestais e sua produção seguem critérios específicos para garantir a sustentabilidade. A certificação pode ser do processo, manejo florestal, ou da cadeia de custódia do produto, da colheita ao uso final. Contudo, a certificação não mede os impactos inerentes a um produto florestal durante o seu ciclo de vida, é apenas uma ferramenta de checagem que dificilmente pode atestar a sustentabilidade da exploração florestal em todas suas dimensões. A noção usual de que o manejo florestal sustentável garante que a madeira extraída não excede o crescimento médio da floresta (LIPPKE *et al.*, 2011) não é suficiente para determinar a sua sustentabilidade, pois esse conceito aborda somente o fluxo de material madeira no ciclo da floresta manejada e ignora todos os outros aspectos ambientais também envolvidos.

Uma abordagem sistêmica de todos os fluxos de massa e energia e as consequentes emissões do processo de obtenção de madeira, além dos vários processos adjacentes ao sistema (combustíveis, eletricidade, água, etc.) provavelmente seja a maneira mais coerente de atestar a sustentabilidade ambiental da atividade. Desta forma, a ACV pode ser o componente ambiental em um processo de certificação, sem considerar que sua abordagem social também está em expansão (STRAKA & LAYTON, 2010).

Os estudos de ACV de produtos de madeira destacam algumas vantagens como o seu caráter renovável, menor conteúdo energético incorporado neles que em seus substitutos, baixa contribuição ao aquecimento global, baixa geração de rejeitos, entre outros (RICHTER, 1995). O caráter renovável e a baixa contribuição ao aquecimento global explicam porque tantos estudos ACV de produtos florestais são na verdade balanços de carbono ou de Gases de Efeito Estufa (GEE). ESHUN *et al.* (2011) avaliaram 23 estudos ICV ou ACV sobre silvicultura e produtos florestais em que a maioria visava quantificar a demanda de energia e as emissões relativas. As categorias de impacto mais estudadas foram o potencial de

aquecimento global, seguido do potencial de acidificação, de eutrofização, de criação de ozônio fotoquímico e de toxicidade humana. As categorias menos consideradas foram o potencial de depleção de recursos abióticos e bióticos e de ecotoxicidade.

As florestas são importantes no controle dos GEEs porque o carbono atmosférico é fixado no produto florestal e ali permanece durante a vida do produto (STRAKA & LAYTON, 2010). De maneira geral, o uso de um quilo de produto de madeira reduz 3,9 kg de CO₂ da atmosfera quando comparado com seus substitutos tais como aço e concreto, intensivos no uso de energia fóssil (LIPPKE *et al.*, 2011). No entanto, essa premissa não é verdadeira para todos os produtos florestais. Quando a madeira é destinada à geração de energia, o carbono estocado lentamente ao longo dos anos é liberado de maneira muito mais rápida na queima, além das emissões da combustão de combustíveis fósseis pelo maquinário envolvido nas atividades florestais. Além disso, estudos recentes de CHERUBINI *et al.* (2011) sugerem que o CO₂ emitido durante a colheita e na combustão permanece por décadas na atmosfera antes de ser removido pelo crescimento de novas florestas, resultando em um pulso de aquecimento nas primeiras décadas de implantação dos sistemas de bioenergia. Portanto a neutralidade no balanço de GEE de sistemas florestais só pode ser atestada por estudos que considerem todo o seu ciclo de vida.

Em geral, os sistemas florestais são subsistemas que provêm matéria-prima madeireira ou não madeireira para outros sistemas de produto. Eles compreendem a fase de extração de matéria-prima, portanto são o berço do sistema sob avaliação. No caso de sistemas à base de madeira, a matéria-prima fornecida é a madeira em tora. Neste momento, é necessário fazer a distinção entre florestas plantadas e nativas. As florestas plantadas ilustram um sistema produtivo que compreende a mudança de uso do solo (preparo do terreno para o plantio) e a produção de mudas que logicamente serão plantadas e ao final do ciclo fornecerão madeira. Florestas nativas fazem parte de um sistema extrativo em que a madeira cresceu naturalmente e as intervenções são menores, com a construção das vias de acesso às árvores, e o ciclo mais longo serve à regeneração natural do sistema. A maioria dos estudos ACV referem-se às florestas plantadas. Os estudos ACV de produtos florestais provenientes de florestas nativas referem-se geralmente às regiões temperadas, pouquíssimos são os baseados em regiões tropicais como ESHUN *et al.* (2010) e os relatados por MURPHY (2004).

Embora as condições em que são realizados estudos ACV de produtos de madeira variem bastante de acordo com a região, alguns destes destacam a importância de processos

específicos no perfil ambiental da cadeia produtiva destes produtos e os consequentes impactos causados. Em um estudo ACV da madeira serrada seca em estufa para madeiras folhosas nos Estados Unidos da América (EUA) identificou-se justamente o processo de secagem em estufa como a maior fonte de impactos ambientais devido às emissões atmosféricas deste (PE, 2012). O transporte da madeira serrada até o mercado consumidor é o processo mais importante para a acidificação e para a eutrofização. LINDHOLM (2010) encontrou resultados semelhantes para a acidificação e eutrofização nas atividades de colheita e transporte das toras em sistemas silviculturais na Suécia, mas o transporte das toras se destacou no aquecimento global e na criação de ozônio fotoquímico. KINJO *et al.* (2005) realizaram um estudo ACV sobre madeira serrada no Japão e afirmam que as emissões dependem do rendimento das serrarias e da distância até o mercado consumidor. O aquecimento global e a acidificação são os impactos mais importantes, causados principalmente pelas emissões provenientes da serraria. ESHUN *et al.* (2011) compararam alguns produtos e fluxos de saída da produção madeireira em florestas tropicais em Gana e observaram que a madeira serrada seca em estufa tem os maiores valores para aquecimento global, acidificação, eutrofização, criação de ozônio fotoquímico e toxicidade humana, mais uma vez devido ao processo de secagem.

No Brasil, também são poucos os estudos de ACV sobre produtos de madeira e normalmente abordam os temas de embalagem, móveis e construção civil (SILVA, 2012). No caso específico da região amazônica a situação é ainda mais restrita. CAMPOS (2012) realizou um estudo abrangente com foco nas emissões de CO₂ da madeira serrada obtida por exploração convencional na Amazônia, desde a extração das toras até o transporte da madeira beneficiada ao mercado consumidor. A pesquisa baseou-se na metodologia de Análise de Fluxo do Material e identificou a destruição da floresta na fase de extração das toras como a principal fonte emissora de CO₂, seguido do desdobro das toras em madeira serrada. Em ambas as fases, os resíduos sem aproveitamento são os protagonistas na liberação do CO₂ à atmosfera.

A carência de pesquisas sobre os impactos ambientais da exploração florestal no Brasil é evidente e denota a importância do presente trabalho. Com o intuito de sanar esta falta, um estudo ACV do Manejo florestal é realizado, abrangendo desde o ambiente florestal, de onde são extraídas as toras, até o desdobro destas para obtenção do serrado bruto ou madeira serrada, nas condições da região amazônica brasileira

3.3. MATERIAL E MÉTODOS

- ACV DA MADEIRA SERRADA

3.3.1. Definição dos objetivos & escopo

O presente estudo foi realizado seguindo os preceitos e requisitos da norma internacional ISO 14044 – *Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Requisitos e orientações*. O objetivo deste estudo ACV é avaliar o desempenho ambiental do manejo florestal de florestas nativas na região amazônica. Este estudo se justifica pela necessidade de maior conhecimento sobre os impactos associados às atividades extrativistas que se amparam em planejamento e controle (definidas aqui como Exploração de Impacto Reduzido – EIR) para justamente minimizar as intervenções no ambiente causadas pelas atividades de exploração convencional. Os resultados permitirão quantificar tais impactos e atribuí-los às diferentes etapas dos processos de manejo florestal e desdobro primário.

A *função do sistema* é prover matéria-prima para outros segmentos da cadeia produtiva madeireira, como a movelaria e a construção civil. A *unidade funcional* é um hectare (1 ha) de floresta sob regime de manejo florestal, e o fluxo de referência são 35500 kg de madeira em tora, massa relativa ao volume máximo permitido (30 m³) a ser explorado em um hectare.

As *fronteiras do sistema* abrangem desde a floresta nativa até o portão da serraria onde ocorre o desdobro primário das toras. Trata-se de uma avaliação do “*berço ao portão*”. Na floresta (berço) são determinados os fluxos em relação à quantidade de madeira em tora explorada por hectare enquanto que na serraria os fluxos são relativos ao volume (ou massa) de madeira serrada ou serrado bruto produzido. Os processos principais encontram-se dentro de dois macroprocessos: Manejo Florestal e Desdobro Primário. O Manejo Florestal apresenta a seguinte estrutura:

- Processos Principais
 - Atividades pré-exploratórias (Inventário Florestal, delimitação dos talhões, mapeamento);
 - Infraestrutura de exploração (construção das estradas principais e secundárias e construção dos pátios de estocagem das toras);
 - Corte Florestal;
 - Arraste Florestal;

- Carregamento das toras;
- Processos auxiliares
 - Produção de combustíveis fósseis (Diesel e Gasolina);
 - Produção de óleos (lubrificante e hidráulico).
 - Transporte das toras.

Por sua vez o Desdobro Primário está dividido da seguinte forma:

- Processos principais
 - Serra-fita (corte na espessura da tora);
 - Refiladeira (corte na largura da tora);
 - Destopadeira (corte no comprimento da tora).
- Processo auxiliares
 - Geração de eletricidade.

A figura 3.6 ilustra o fluxograma geral do sistema, com os processos principais e auxiliares, além dos produtos e subprodutos.

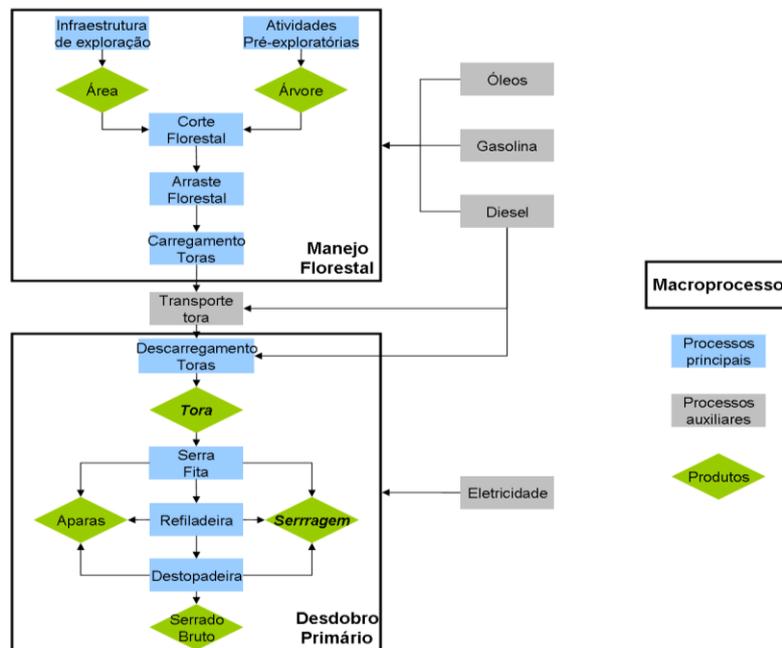


Figura 3.6 – Fluxograma geral do sistema de produção de serrado bruto a partir de toras do manejo florestal no estado do Pará.

O sistema sob avaliação está inserido no estado do Pará. O Desdobro Primário é realizado nos 30 pólos madeireiros distribuídos nas cinco zonas ou fronteiras madeireiras do estado (Figura 3.7). O Manejo Florestal é realizado nas áreas florestais com Plano de Manejo autorizado pelos órgãos competentes, adjacentes a esses pólos.

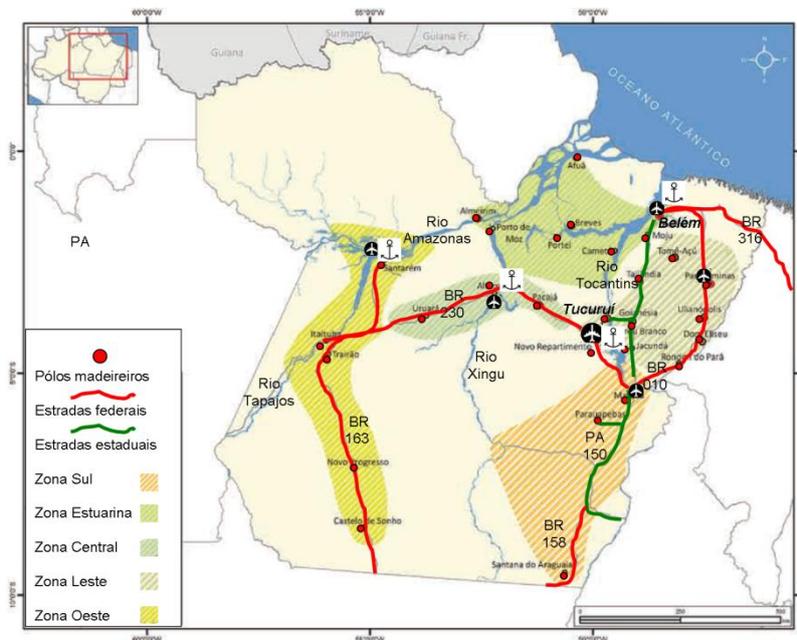


Figura 3.7 – Sistema de produção de serrado bruto no estado do Pará.

Os dados coletados referem-se ao ano de 2009. O macroprocesso Manejo Florestal tem um ciclo produtivo de 30 anos. Para um mesmo hectare sob avaliação, todos os processos ocorrem apenas uma vez a cada ciclo. Os processos Infraestrutura de Exploração e Atividades Pré-exploratórias acontecem geralmente um ano antes da fase exploratória. Os processos posteriores ocorrem durante o período seco do ano, visto a impossibilidade de acesso de maquinário pesado na floresta no período chuvoso.

A escolha das categorias de impacto ambiental foi determinada pela qualidade da informação a ser gerada, assim foram escolhidas categorias do tipo *midpoint* ou intermediárias. Para tanto, foi escolhido o método de avaliação CML 2001 – Dezembro 2007, proposto por pesquisadores holandeses do Centre of Environmental Science (CML) da universidade de Leiden, que contempla categorias de impacto intermediárias. As categorias de impacto consideradas nesta pesquisa foram: Potencial de Depleção Abiótica (PDA), Potencial de Acidificação (PA), Potencial de Eutrofização (PE), Potencial de Ecotoxicidade de Água

Fresca (PEAF), Potencial de Aquecimento Global (PAG), Potencial de Toxicidade Humana (PTH) e Potencial de Criação de Oxidantes Fotoquímicos (PCOF).

3.4. RESULTADOS

3.4.1. Inventário do Ciclo de Vida da madeira serrada

- Coleta dos dados

O Inventário do Ciclo de Vida da madeira serrada ou serrado bruto foi realizado através da coleta de dados primários durante duas visitas técnicas, e de dados secundários em diversas publicações técnicas-científicas de pesquisas realizadas nas mesmas áreas ou em áreas semelhantes à do presente estudo.

O sistema tecnológico para obtenção das toras, o Manejo Florestal (EIR), foi desenvolvido através de uma visita técnica realizada em 2009 em uma fazenda florestal situada no município de Paragominas, Pará. A construção do sistema tecnológico de obtenção da madeira serrada, o Desdobro Primário, também surgiu de uma visita técnica no mesmo ano, realizada em uma serraria de grande porte no município de Santarém, Pará. Ambos os sistemas representam adequadamente o setor madeireiro no estado e servem à execução deste estudo.

As visitas permitiram elaborar um fluxograma geral dos sistemas, constituído dos principais processos e seus respectivos fluxos de massa, energia e área. Para tal, foram identificados os maquinários utilizados em cada operação unitária e avaliados seus rendimentos e consumos médios. As informações sobre consumos médios permitiram definir os processos auxiliares, que foram incorporados a partir da base de dados PE do software GaBi 4.4[®]. Para a elaboração de cada processo principal, foi escolhido o processo do GaBi que mais se adéqua à realidade da pesquisa, já que não há na base de dados do programa exatamente os mesmos tratores e caminhões utilizados no Manejo Florestal. Para os tratores foi escolhido o processo global *Universal Tractor*, o qual tem parâmetros livres que podem ser alterados de acordo com as informações específicas dos tratores da pesquisa. O mesmo foi realizado para o caminhão de transporte das toras, para o qual foi escolhido o modelo global *EURO 2/capacidade total > 34 – 40 t/capacidade de carga 27 t*. Os processos auxiliares são também provenientes da base de dados PE e são representativos do sistema sob avaliação, com exceção do processo de produção de óleos lubrificantes, com base de dados europeia. As

emissões que não foram medidas ou estimadas são próprias dos processos e variam de acordo com as mudanças nos parâmetros livres.

A relação dos fluxos com a saída principal de cada processo (produto) foi determinada através de parâmetros. Tais parâmetros são valores provenientes de mensurações diretas, estimativas, cálculos ou da literatura. Eles permitem calcular as quantidades requeridas dos fluxos de entrada e as quantidades geradas nos fluxos de saída de acordo com a quantidade referencial do fluxo principal. A tabela 3.1 apresenta os parâmetros principais (globais) utilizados no sistema sob avaliação.

- Descrição qualitativa e quantitativa dos processos

O sistema alvo desta pesquisa é composto por um hectare de floresta tropical úmida de terra firme, típica da região do estudo. De acordo com a instrução normativa do CONAMA de 2006, o volume máximo permitido a ser explorado por hectare são 30 m^3 de madeira em tora (BRASIL, 2007) ou 35500 kg a cada 30 anos (Densidade verde média da madeira em tora de $1183,33 \text{ kg/m}^3$, segundo LPF, 2012). As toras são transportadas até serrarias próximas onde serão desdobradas em pranchas, blocos, ripas e outros produtos que podem ser definidos genericamente como serrado bruto. O desdobro de 30 m^3 gera entre 10 e 15 m^3 de madeira serrada ou serrado bruto (35% a 45% de rendimento volumétrico) e 3 a $4,5 \text{ m}^3$ de serragem (10% a 15% de rendimento volumétrico) e o restante são resíduos de maiores dimensões (BATISTA & CARVALHO, 2007; BIASI, 2005; BRAND *et al.*, 2002; NASCIMENTO *et al.*, 2006; VALÉRIO *et al.*, 2007). Todos os maquinários utilizados são modelos provenientes da base de dados PE.

Nas Atividades Pré-exploratórias determinam-se a localização das árvores aptas para o corte. A atividade principal é o Inventário Florestal, no qual as árvores são medidas e demarcadas. Estas devem ter Diâmetro Mínimo de Corte (DMC) de 50 cm, medido à altura do peito, e devem permanecer no mínimo três árvores por espécie por 100 ha. (BRASIL, 2007). Os talhões são definidos, os cipós são cortados e as árvores são mapeadas. O principal insumo deste processo é o diesel para o transporte dos operários até a área de exploração. Normalmente o trabalho é realizado por equipes de até cinco funcionários, que são transportados em caminhonetes que percorrem até 100 km.

Tabela 3.1 – Parâmetros globais para determinação dos fluxos de massa e energia no sistema de desdobro de toras oriundas do manejo florestal.

Parâmetros	Valor	Mínimo	Máximo	Unidade	Origem	Comentários
<i>Carbono</i>	49	45	50	%	Medido	Teor de carbono na madeira
<i>Densidade</i>	770	600	1000	kg/m ³	Literatura	12% de teor de umidade
<i>Massa Seca</i>	23100	18000	30000	kg	Literatura	Massa das toras a 12% de umidade
<i>Densidade Verde</i>	1183,3	1080	1270	kg/m ³	Literatura	Madeira saturada
<i>Massa Verde</i>	35500	32400	38100	kg	Calculado	Massa média saturada das toras em 30 m ³
<i>Serragem</i>	10	10	15	%	Estimado	Serragem no desdobro primário de toras
<i>Umidade</i>	12			%	Literatura	Madeira com umidade estabilizada
<i>Umidade Verde</i>	104	45	167	%	Literatura	Tora recém abatida
<i>Volume Corte</i>	30	10	30	m ³	Literatura	Volume máximo permitido no MF na Amazônia

A Infraestrutura de Exploração consiste na construção das estradas principais e secundárias e nos pátios de estocagem das toras. Nesta etapa, ocorre a derrubada da vegetação por tratores de esteira. O modelo adotado para esta pesquisa é um CATERPILLAR D6 SR/BULLDOZER. O trator “limpa” 200 metros por hora (HOLMES, *et al.*, 2004), com uma lâmina de 3,36 m (CATERPILLAR), são 672 m²/h. No entanto, a área a ser aberta é de no máximo 175 m²/ha, 1% para as estradas e 0,75% para os pátios de estocagem conforme determinação do IBAMA (BRAZ & D’OLIVEIRA, 2001). O consumo de diesel é de 16 l/h e o de óleo é de 1,22 l/h (HOLMES, *et al.*, 2004). O produto deste processo é a área preparada para o escoamento das toras.

O Corte Florestal é o processo de derrubada da árvore previamente inventariada. Neste momento, uma árvore se torna uma ou mais toras, dependendo do seu comprimento. O corte é realizado com o auxílio de uma motosserra STIHL AV 51, com um rendimento médio de 18,65 m³/h (HOLMES *et al.*, 2004). O consumo de gasolina é de 0,78 l/h e o de óleo lubrificante é de 0,39 l/h (HOLMES, *et al.*, 2004). Nesta etapa, assume-se que 10% das árvores inventariadas não são cortadas, portanto dos 30 m³ medidos, 27 m³ são efetivamente explorados.

O Arraste Florestal é a extração das toras da área de corte até os pátios de estocagem. Este processo é realizado por um trator de rodas CATERPILLAR SKIDDER 525 C que arrasta as toras por trilhas pré-definidas com o auxílio de uma garra. O trator é capaz de arrastar 31,66 m³/h e consome em média 15 l/h de diesel e 0,21 l/h de óleo lubrificante (HOLMES *et al.*, 2004). A demarcação prévia das trilhas de arraste provoca a derrubada de vegetação de menor diâmetro que não tem interesse comercial futuro, mas não se trata de uma abertura de área como na Infraestrutura de Exploração, uma vez que não há corte raso e o trator é de rodas, portanto há menor área de contato com o solo. Uma trilha de arraste não deve exceder mais que 400 metros de comprimento para ser economicamente viável (BRAZ & D'OLIVEIRA, 2001).

O Carregamento das Toras é a transferência das toras estocadas no pátio para a caçamba do caminhão. Esta atividade é realizada por um trator CATERPILLAR LOADER 938 G, que consome 15 l/h de diesel e 0,08 l/h de óleo lubrificante e apresenta um rendimento médio igual ao do arraste de 31,66 m³/h (HOLMES *et al.*, 2004).

As toras são transportadas até os pólos madeireiros em caminhões tipo EURO 2, com capacidade de carga de 27 toneladas. Estes consomem 2,35x10⁻³ kg de diesel/kg de madeira em tora. A distância média percorrida é de 134 km entre a floresta e as serrarias. O trajeto compreende 54% de estradas de terra não piçarradas, 29% de estradas de terra piçarradas e 16% de estradas asfaltadas (IMAZON, 2010).

Ao chegar às serrarias as toras são descarregadas em pátios onde serão novamente medidas e classificadas. O descarregamento é realizado pelo mesmo tipo de trator do carregamento do caminhão na floresta. A figura 3.8 ilustra as atividades desde a floresta até o pátio da serraria.

Após um período variável de secagem ao ar livre, as toras atingem um teor de umidade estável a 12%, e seguem para o desdobro. A secagem diminui a massa específica média das toras de 1183,33 kg/m³ para 770 kg/m³. Há uma sequência de três cortes : espessura → largura → comprimento. Ao final, para cada metro cúbico de tora haverá 0,4 m³ de serrado bruto, além de 0,1 m³ de serragem e o restante de resíduos de maiores dimensões (IMAZON, 2010; BIASI, 2005). As máquinas de corte funcionam com energia elétrica proveniente da rede administrada pela companhia de eletricidade estadual. A quantidade de energia requerida para processar 1 m³ de madeira em tora ou 770 kg é 0,20 MJ. Este valor foi obtido a partir de uma média do volume de madeira em tora desdobrado e a quantidade de eletricidade consumida em um ano em uma serraria de grande porte (900 m³/mês) situada no município de

Santarém, pólo madeireiro localizado na zona madeireira oeste (PINTA, 2009). Após o desdobro, o serrado bruto segue para outras indústrias madeireiras onde serão novamente processadas, enquanto que os resíduos de maiores dimensões são aproveitados para fins energéticos como produção de carvão, ou queima direta em olarias e a serragem é depositada em montes nas imediações da própria serraria (SFB, 2010).



Figura 3.8 – Atividades do Manejo Florestal: a) Arraste das toras; b) Carregamento do caminhão; c) Transporte das toras; d) Descarregamento do caminhão.

A serragem acumula no mesmo terreno da serraria, durante tempo indeterminado, sujeita às intempéries, na maioria das situações sem qualquer previsão de aproveitamento ou valorização. As condições climáticas associadas à forma de estocagem deste material favorecem a sua degradação via fermentação anaeróbica e a consequente emissão do dióxido de carbono e do metano. O primeiro não é contabilizado, pois equivale ao CO_2 que foi captado durante o desenvolvimento da árvore da qual a serragem surgiu. Já o CH_4 , admite-se para este estudo um fator de emissão de 0,078 Kg para cada quilograma de serragem, considerando que 80% se degrade (PIER & KELLY, 1997). Embora a taxa de degradação da

serragem nas condições indicadas seja muito lenta, na ordem de 1 mg de CH₄/m².h, o tempo que esta biomassa ficará acumulada é imprevisível, portanto trata-se de um sorvedouro constante de gás de efeito estufa.

A associação das informações de cada processo principal e secundário com as informações relativas ao setor madeireiro do Pará no ano de 2009 possibilitou a construção do Inventário do Ciclo de Vida (ICV). Todas as informações são relativas à unidade funcional, 35500 kg de madeira em tora, provenientes de um hectare explorado sob regime de manejo florestal em ciclo de 30 anos.

Neste estudo não foram considerados os transportes dos combustíveis e do óleo das distribuidoras até a área de exploração. Tampouco foram contabilizados os fluxos mássicos e energéticos relativos à infraestrutura física da fazenda florestal ou da serraria. Os custos ambientais relativos à construção das máquinas agrárias (tratores e motosserra) foram negligenciados por entender-se que a maior parte dos impactos (>85%) ocorre na fase de uso das mesmas (LEE *et al.*, 2000).

As emissões relativas à abertura de estradas e pátios devem ser contabilizadas, pois estas estruturas viárias são definitivas e o carbono retirado não será recomposto. Os resíduos gerados são deixados na floresta, onde se degradam e retornam parte dos nutrientes para o solo e parte se torna emissões para o ar. Por tratar-se de exploração de impacto reduzido, os resíduos gerados correspondem à vegetação com DAP < 10 cm, que é menos de 20% do total de biomassa acima do solo em florestas de terra firme na Amazônia central com cerca de 400 t de matéria seca/ha (NASCIMENTO e LAURANCE, 2002). Na decomposição da biomassa morta, entre 20% e 32% do carbono incorpora-se ao solo e o restante (80% e 68%) retorna à atmosfera (DUONG, 2009), 97% como CO₂ e 3% como CH₄ (FEARNSIDE, 1997). Em 10 anos a biomassa morta se decompõe (HOUGHTON *et al.*, 2000), portanto no ciclo do manejo florestal (30 anos) toda a biomassa residual será decomposta. As potenciais emissões relativas aos resíduos gerados no corte das árvores e nas trilhas de arraste não foram consideradas nesta pesquisa, pois variam muito em função das condições da exploração e da área sob manejo, além de ocorrerem em áreas onde não haverá interferência durante 30 anos, o que permite a recomposição do carbono anteriormente contido na biomassa degradada.

No sistema sob avaliação, assume-se que a serragem permanece dentro da área da serraria. Os resíduos de maior dimensão, as costaneiras e as aparas, são retirados da serraria e entram em outros sistemas, principalmente como matéria-prima para carvão que servirá ao pólo

siderúrgico da região. Portanto, as emissões relativas a estes resíduos maiores não fazem parte do sistema abordado neste estudo.

3.4.2. Avaliação dos Impactos Ambientais

Os dados levantados no ICV são associados às diferentes categorias de impacto e seus respectivos fatores, o que permite definir o perfil ambiental do sistema e quantificar a contribuição de cada processo. A tabela 3.2 apresenta o perfil ambiental em valores absolutos.

A figura 3.9 ilustra a contribuição dos processos para cada categoria de impacto ambiental. A produção do diesel é o maior responsável pelo uso dos recursos naturais, portanto tem a maior participação no PDA, com 98%. O PDA é quase que exclusivamente atribuído à cadeia produtiva do petróleo. Este processo é também o processo que mais contribui para a ecotoxicidade da água fresca (PEAF), com 93% das emissões de compostos equivalentes de DCB, representadas principalmente por metais pesados como vanádio e arsênico, além de compostos inorgânicos como bário e fluoreto de hidrogênio, gerados na produção do combustível.

Tabela 3.2 – Perfil ambiental do Desdobro Primário de toras provenientes do Manejo Florestal na região amazônica.

CML 2001 – Dezembro, 2007		U.F.= 1 ha (30 m ³ = 35500 kg de toras)	
Categoria de Impacto	Unidade	Quantidade	
		kg/U.F.	kg/m ³
PDA	kg Sb-eq.	3,27	0,11
PA	kg SO ₂ -eq.	4,60	0,15
PE	kg fosfato-eq.	0,74	0,03
PEAF	kg DCB-eq.	1,08	0,04
PAG	kg CO ₂ -eq.	4860,68	162,02
PTH	kg DCB-eq.	17,98	0,60
PCOF	kg Eteno-eq.	0,81	0,03

O transporte das toras, por sua vez, é responsável por 50,7% das emissões relativas à acidificação (kg SO₂-eq.), 54,6% das emissões relativas à eutrofização (kg Fosfato-eq.), e

42,9% das emissões relativas à Toxicidade Humana (kg DCB-eq.), todas as categorias influenciadas principalmente pelos óxidos de nitrogênio.

A decomposição dos resíduos na construção da infraestrutura viária é a maior contribuinte ao aquecimento global (PAG) com 46,5% das emissões equivalentes de CO₂. Este processo também contribui ao potencial de Criação do Ozônio Fotoquímico (PCOF), principalmente pela emissão de metano, gás precursor do ozônio, totalizando 16,3% das emissões equivalentes de eteno.

A serraria também exerce um importante papel no quadro dos impactos ambientais. Conforme discutido anteriormente, as emissões do metano pela degradação anaeróbica da serragem acumulada comportam 26,7% das emissões equivalentes de CO₂, colaborando para as mudanças climáticas (PAG). O metano também é o gás responsável por 39,3% das emissões equivalentes de eteno (PCOF).

Impactos Ambientais no Manejo Florestal - CML 2001. Dez. 2007

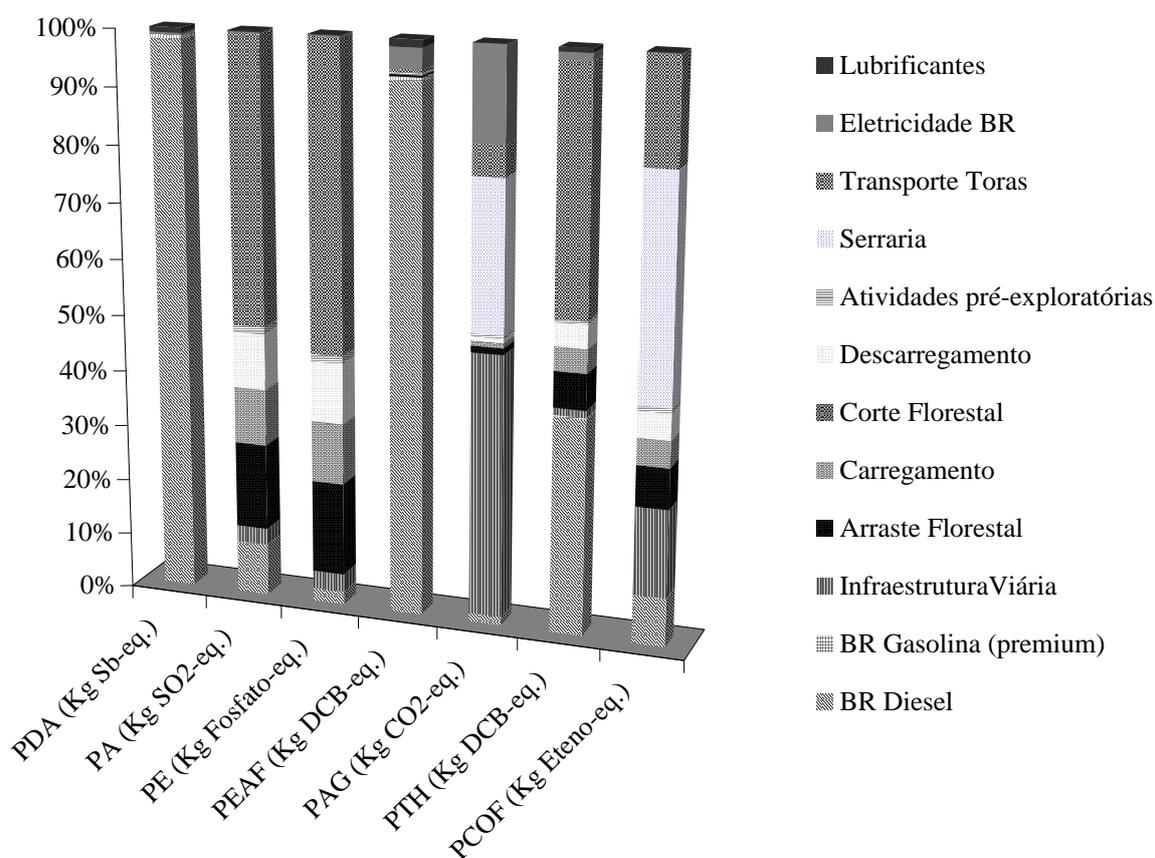


Figura 3.9 – Participação relativa dos processos em cada categoria de impacto ambiental.

O arraste das toras é um processo com a participação mais expressiva nas atividades do manejo florestal. Ele é responsável por 15,4% das emissões referentes ao potencial de acidificação (PA) e 16,6% das emissões relativas à eutrofização (PE).

Embora a geração de eletricidade seja proveniente de uma hidrelétrica e, portanto, considerada como uma fonte renovável, no presente sistema este processo é responsável por 16,5% das emissões de gases equivalentes ao CO₂. O modelo de hidrelétrica desta pesquisa considera as emissões referentes à degradação da biomassa vegetal presente no lago formado pela barragem.

Os outros processos têm uma participação menor na carga ambiental das toras. Todos os relativos às atividades de manejo florestal e desdobro primário (descarregamento das toras) têm maior participação na acidificação e na eutrofização; juntos emitem 24,3% do total de compostos equivalentes ao SO₂ e 26,2% do total de compostos equivalentes ao fosfato. Os processos auxiliares restantes (produção de gasolina e produção de óleo) têm maior participação relativa na depleção dos recursos abióticos com 0,7% e 0,9% respectivamente e na ecotoxicidade da água fresca com 0,6% e 1,3%. Esta situação se explica pelo fato destes processos se originarem na mesma cadeia que o diesel, portanto têm comportamento semelhante, embora em escala muito menor. A tabela 3.3 resume a participação relativa dos processos em cada categoria de impacto.

3.4.3. Interpretação do Ciclo de Vida da madeira serrada

Os resultados da AICV demonstram a abrangência e a complexidade do perfil ambiental do sistema. A depleção dos recursos abióticos e a ecotoxicidade da água fresca, categorias de impacto local ou regional, são praticamente exclusividade da produção do diesel, que é realizada longe das fronteiras do sistema. Por sua vez, a queima do diesel interfere significativamente dentro do sistema, através das emissões equivalentes de SO₂ (acidificação), de fosfato (eutrofização) e de diclorobenzeno (toxicidade humana). Tais emissões estão relacionadas principalmente ao transporte das toras, que parte da floresta até a serraria nas cidades.

O PAG é influenciado majoritariamente pela decomposição da biomassa residual. O CO₂ relativo à biomassa residual da abertura de pátios e estradas é o fluxo principal desta categoria, mas a serragem também tem um papel relevante. Ela representa menos de 4% em

massa do total de toras extraídas por hectare, porém é responsável por 26,7% das emissões equivalentes de CO₂. Ou seja, o PAG é afetado pela emissão de metano devido à degradação de 80% de um resíduo mal gerido. Isto quer dizer que a serragem é simplesmente acumulada, tornando-se um passivo ambiental com maior PAG que a combustão do diesel.

Tabela 3.3 – Contribuição relativa dos processos ao perfil ambiental do serrado bruto.

Processo	PDA	PA	PE	PEAF	PAG	PTH	PCOF
Diesel BR	98%	9%	2%	93%	2%	38%	9%
Gasolina BR	1%	0%	0%	1%	0%	0%	0%
Infraestrutura viária	0%	3%	3%	0%	47%	1%	16%
Arraste florestal	0%	15%	17%	0%	1%	6%	7%
Carregamento toras	0%	10%	11%	0%	1%	4%	5%
Corte florestal	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Descarreg. toras	0%	10%	11%	0%	1%	4%	5%
Ativ. pré-explor.	0%	1%	1%	0%	0%	1%	1%
Serraria	0%	0%	0%	0%	27%	0%	39%
Transporte toras	0%	51%	55%	1%	5%	43%	18%
Eletricidade	0%	0%	0%	4%	16%	1%	0%
Lubrificantes	1%	0%	0%	1%	0%	1%	0%

O transporte das toras é o processo unitário com maior influência quantitativa no perfil ambiental da madeira serrada. Conforme já apresentado na descrição do sistema, este transporte ocorre principalmente em estradas de terra não piçarradas (54%) e mesmo quando percorre estradas asfaltadas não quer dizer que haverá melhor desempenho, devido à baixa qualidade das estradas na região. A qualidade da infraestrutura de escoamento rodoviário das toras interfere no desempenho dos caminhões, portanto também na contribuição aos impactos ambientais.

O arraste é previamente planejado para interferir o mínimo possível no ambiente florestal, poucas mudanças podem ser realizadas para dirimir seus impactos. A sua contribuição está ligada à combustão do diesel, portanto melhorias relacionadas a este combustível como a redução do teor de enxofre, reduziriam sua participação na acidificação.

- Limitações

O presente estudo apresenta algumas limitações que requerem destaque. A emissão de GEEs pela degradação de resíduos pode estar sendo subestimada. Segundo KELLER e colaboradores (2004) a quantidade de resíduos lenhosos grossos varia bastante entre florestas primárias não perturbadas e florestas sob manejo florestal, em um caso específico em floresta no Pará, de 50 t/ha para 76 t/ha, respectivamente. Esta diferença representa um aumento de mais de 50% de material vegetal sujeito à decomposição. CHAMBERS *et al.* (2000) estimaram uma taxa de decomposição de 17% ao ano para uma árvore de massa média em florestas na Amazônia Central, ou seja, em um ciclo do manejo florestal (30 anos) toda biomassa estará decomposta. No presente estudo, apenas os resíduos gerados na abertura de pátios e estradas (0,0175 ha) foram considerados e estes somam aproximadamente 1,3 toneladas de matéria seca ou 5% do total estimado por KELLER *et al.* (2004). A diferença de abordagem é que a área dos pátios e estradas é definitiva, portanto não haverá recomposição do carbono pré-existente, ao contrário da área de corte e arraste das toras que permanecerá 30 anos sem intervenção.

A categoria de impacto PAG adotada abrange um período de 100 anos, mas grande parte da biomassa provém de árvores centenárias que certamente extrapolam este período. Portanto surge a dúvida de como avaliar o CO₂ emitido pela decomposição destes indivíduos: seria esta emissão neutra por tratar-se do CO₂ atmosférico sequestrado durante o crescimento das árvores ou o tempo que este CO₂ esteve acumulado ultrapassa o critério da categoria de impacto e este gás passa a ser contribuinte direto ao aquecimento global? Resta saber se no intervalo de tempo do manejo florestal a floresta será capaz de recompor seu estoque original de carbono anterior à exploração e ao longo das explorações futuras.

A perda de biodiversidade também pode ser uma questão relevante na exploração florestal, mesmo sob os critérios mais rigorosos do manejo florestal de redução de impactos. A retirada seletiva de árvores normalmente vigorosas, sadias e de poucas espécies devido ao valor comercial, pode causar o “empobrecimento” da floresta, na medida em que as remanescentes podem não ser suficientes para garantir o estabelecimento das espécies mais exploradas e outras espécies mais competitivas podem se beneficiar das clareiras e passarem a ser dominantes. Contudo esta dinâmica é de difícil avaliação devido ao tempo necessário de acompanhamento de uma mesma área, o que faz com que o ciclo do manejo florestal seja bastante questionado entre os especialistas. O ciclo de 30 anos preconizado atualmente pode

até garantir que o crescimento líquido da floresta não seja afetado e que o volume de madeira pós-exploração seja o mesmo ou maior que antes da exploração há 30 anos. Mas não há como assegurar que a diversidade de espécies será mantida, tampouco a distribuição equilibrada de indivíduos entre as espécies.

3.5. CONCLUSÕES

O presente capítulo tratou da avaliação do desempenho ambiental da produção de serrado bruto a partir da exploração de toras na floresta amazônica sob regime de manejo florestal. Estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de sistemas florestais são escassos e quando existem normalmente se concentram sobre os fluxos de emissões de GEEs. Esta lacuna denotou a necessidade de avaliar a cadeia produtiva do serrado bruto com a abordagem sistêmica da ACV.

Neste trabalho a ACV demonstrou que o sistema de produção de madeira serrada causa impactos ambientais principalmente pela queima do diesel nos maquinários utilizados e pela decomposição dos resíduos gerados na floresta e na serraria. As principais emissões são o CO₂, o CH₄ e os óxidos de nitrogênio. O transporte das toras tem uma participação significativa por ser o maior responsável em três categorias de impacto (PA, PE e PTH). A serraria é a principal agente na formação de ozônio fotoquímico. A decomposição da serragem e dos resíduos lenhosos grossos gerados na serraria e na implantação da infraestrutura viária (estradas e pátios) respectivamente são os maiores contribuintes ao aquecimento global.

A serragem pode facilmente passar de passivo a ativo ambiental. A simples queima para geração de energia eliminaria boa parte da emissão de CH₄ e diminuiria sua contribuição ao PAG. A serragem é muito heterogênea, seu teor de umidade é variável e afeta seu poder calorífico, logo a energia gerada pela queima é inconstante. Tecnologias de pré-tratamento da biomassa têm se mostrado interessantes para homogeneizar e melhorar as propriedades físicas, químicas e energéticas da biomassa, como tratamentos termoquímicos ou bioquímicos, que inclusive melhoram as condições de transporte deste material. O objetivo geral destes pré-tratamentos é concentrar principalmente o carbono ao diminuir o teor de outras substâncias indesejáveis como a água. No entanto, faz-se necessário avaliar os potenciais impactos que o aproveitamento da serragem pode causar em outras cadeias produtivas.

REFERÊNCIAS

- BARE, J.C., NORRIS, G.A., PENNINGTON, D.W., MCKONE, T. **TRACI – The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts**. Journal of Industrial Ecology. 6(3-4), 2002. pp. 49-78.
- BATISTA, D. C., CARVALHO, A. M. Avaliação do desempenho operacional de uma serraria através do estudo do tempo, rendimento e eficiência. **Scientia Forestalis**, m. 75, pp. 31-38. 2007.
- BENOIST, A. **Elements d’adaptation de la methodologie d’analyse du cycle de vie aux carburants vegetaux: cas de la première generation**. Tese de doutorado apresentada à École de Mines Paris Tech, Paris, France, 2009. 232 p.
- BIASI, C. P. **Rendimento e Eficiência no Desdobro de Três Espécies Tropicais**. Dissertação de mestrado apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005. 72 p.
- BRAND, M. A., MUÑIZ, G. I. B., SILVA, D. A. da, KLOCK, U. Caracterização do rendimento e quantificação dos resíduos gerados em serraria através do balanço de materiais. **Revista Floresta**, v. 32, n. 2, pp. 247-259. 2002.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Normas Florestais Federais para a Amazônia**. Brasília: IBAMA, 2007. 417 p.
- BRASIL. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm, acessado em 15 de outubro de 2012.
- BRAZ, E. M., D’OLIVEIRA, M. V. N. Planejamento da extração madeireira dentro de critérios econômicos e ambientais. **Circular Técnica nº 39**. Rio Branco: EMBRAPA ACRE, 2001. 17 p.
- CAMPOS, E. F. de. **Emissão de CO₂ da madeira serrada da Amazônia: o caso da exploração convencional**. Dissertação de mestrado apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, USP, São Paulo, 2012. 152 p.
- CATERPILLAR. Disponível em: <http://www.cat.com/cda/layout?m=308810&x=7> , acessado 5 de abril de 2012.

- CHAMBERS, J. Q., HIGUCHI, N., SCHIMEL, J. P., FERREIRA, L. V., MELACK, J. M. Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests of the Central Amazon. **Oecologia**, v. 122, pp. 380-388. 2000.
- CHEHEBE, J. R. **Análise do Ciclo de Vida de produtos: ferramenta gerencial da ISO 14000**. Rio de Janeiro: Qualitymark Ed., CNI, 1997. 120 p.
- CHERUBINI, F., STRØMMAN A. H., HERTWICH, E. Effects of boreal forest management practices on the climate impact of CO₂ emissions from bioenergy. **Ecological Modelling**, v. 223, p. 59–66. 2011.
- CLUB OF ROME. Disponível em <http://www.clubofrome.org/> acessado em 15 de outubro de 2012.
- COLTRO, L. **Avaliação do ciclo de vida como instrumento de gestão**. Campinas: CETEA/ITAL, 2007. 75 p.
- CURRAN, M. A. **Life Cycle Assessment: Principles and Practice**. EPA – Environmental Protection Agency: Cincinnati, EUA, 2006. 88 p.
- EPA. **Life-Cycle Assessment: Inventory guidelines and principles**. Environmental Protection Agency: Cincinnati, EUA, 1993. 128 p.
- EPD. Disponível em: <http://www.environmentalproductdeclarations.com/>, Environmental Products Declaration, acessado em 15 de outubro de 2012.
- ESHUN, J. F., POTTING, J., LEEMANS, R. LCA of the timber sector in Ghana: preliminary life cycle impact assessment (LCIA). **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 16, pp. 625-638. 2011.
- EUROPEAN COMMISSION. **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – General guide for Life Cycle Assessment – Detailed guidance**. Joint Research Center, Institute for Environment and Sustainability: Luxembourg, 2010. 417 p.
- EUROPEAN COMMISSION. **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Framework and requirements for Life Cycle Impact Assessment – models and indicators**. Joint Research Center, Institute for Environment and Sustainability: Luxembourg, 2010. 116 p.

- DUONG, T. T. T. **Dynamics of plant residue decomposition and nutrient release.** Dissertação de mestrado apresentada à School of Earth and Environmental Science, University of Adelaide, Australia, 2009. 126 p.
- FEARNSIDE, P.M. Greenhouse Gases from Deforestation in Brazilian Amazonia: Net Committed Emissions. **Climatic Change**, 3. v. 35, 1997. p. 321–360.
- FRÜWALD, A., SOLBERG, B. **Life-Cycle Analysis – a Challenge for Forestry and Forest Industry.** EFI – European Forest Institute Proceedings, nº 8, 3-5 may 1995, Hamburg, Germany. pp. 5.
- GIANNETTI, B. F., ALMEIDA, C. M. V. B. de. **Ecologia Industrial: Conceitos, ferramentas e aplicações.** São Paulo: Edgard Blucher Ed., 2006. 109 p.
- GUINÉE, J. B., GORRÉE, M., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., KLEIJIN, R., KONING, A. de, VAN OERS, L., SLEESWIJK, A. W., SUH, S., DE HAES, H. A. U. de., BRUJIN, H. de, VAN DUIN, R., HUIJBREGTS, M. A. J., LINDEIJER, E., ROORDA, A. A. H., DER VEN, B. L. V., WEIDEMA, B. P. **Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards.** Dordrecht, Holanda: Kluwer Academic Publishers, 2004. 687 p.
- HOFSTETTER, P. **Perspectives in Life Cycle Assessment: a structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere and valuesphere.** Tese de doutorado (Abstract) apresentada à Swiss Federal Institute of Technology, Zurique, Suíça, 1998. 5 p.
- HOLMES, T. P., BLATE G. M., ZWEEDE J. C., PEREIRA JUNIOR, R., BARRETO, P., BOLTZ, F. **Custos e benefícios financeiros da exploração de impacto reduzido em comparação à exploração florestal convencional na Amazônia Oriental.** Belém: Fundação Floresta Tropical, 2004. 68 p.
- HOUGHTON, R. A. et al. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. **Nature**, v. 403, n. 6767, 2000. p. 301–304.
- IMAZON. **Fatos Florestais da Amazônia 2010.** Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia: Belém, 2010. 124 p.
- IPCC. **Climate Change 2007: The physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** Cambridge, UK. 2007. 996 p. Disponível em:

http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_wg1_report_the_physical_science_basis.htm

ISO. **International Standard 14040: Environmental management – Life cycle assessment – Principles and Framework.** International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland, 2006. 28 p.

ISO. **International Standard 14044: Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines.** International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland, 2006. 54 p.

ITTO. **Annual review and assessment of the world timber situation.** International Tropical Timber Organization. Yokohama, Japan, 2011. 206 p.

KELLER, M., PALACE, M., ASNER, G. P., PEREIRA JR, R., SILVA, J. N. M. Coarse woody debris in undisturbed and logged forests in the eastern Brazilian Amazon. **Global Change Biology**, v. 10, pp. 784-795. 2004.

KINJO, M., OHUCHI, T., KII, H., MURASE, Y. Studies on Life Cycle Assessment on Sugi Lumber. **Journal of the Faculty of Agriculture, Kyushu University**, v. 50, n. 2, p. 343-351. 2005.

LEE, J., CHO, H., CHOI, B., SUNG, J., LEE, S., SHIN, M. Life Cycle Assessment of tractors. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 5, n. 4, pp. 205-208. 2000.

LEGIFRANCE. **LOI n° 2010-788 du 12 juillet 2010 – Article 228: portant l’engagement national pour l’environnement.** Disponível em:
http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexteArticle.do;jsessionid=5CC932075C1106B897A7CBA83C508092.tpdjo11v_1?idArticle=JORFARTI000022471699&cidTexte=JORFTEXT000022470434&dateTexte=29990101&categorieLien=id, acessado em 15 de outubro de 2012.

LIPPKE, B., ONEIL, E., HARRISON, R., SKOG, K., GUSTAVSSON, L., SATHRE, R. Life cycle impacts of forest management and wood utilization on carbon mitigation: knows and unknowns. **Carbon Management**, v. 2, n. 3, p. 303-333. 2011.

- LINDHOLM, E. L. **Energy Use and Environmental Impact of Roundwood and Forest Fuel Production in Sweden.** Tese de doutorado apresentada à Swedish University of Agricultural Science, Uppsala, Sweden, 2010. 81 p.
- LPF. **Database of Brazilian Wood.** Laboratório de Produtos Florestais: Brasília. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/lpf/madeira/>
- MURPHY, R. J. **Review on information on life cycle analysis of tropical timber products.** ITTO – International Tropical Timber Organization. Yokohama, Japan, 2004. 66 p.
- NASCIMENTO, H. E. M., LAURANCE, W. F. Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: a landscape-scale study. **Forest Ecology and Management**, v. 168, n. 1-3, pp. 311-321. 2002.
- NASCIMENTO, S. M., DUTRA, R. I. J. P., NUMAZAWA, S. Resíduos de indústria madeireira: caracterização, consequências sobre o meio ambiente e opções de uso. **Holos Environment**, v. 6, n. 1, pp. 8-21. 2006.
- PAÏVINEN, R., LINDNER, M., RÓSEN, K., LEXER, M. J. A concept for assessing sustainability impacts of forestry wood chains. **European Journal of Forest Research**, v. 131, n. 1, p. 7-19, 2012.
- PE. **Life Cycle Assessment of Rough-sawn Kiln-dried Hardwood Lumber.** PE International AG, Final Report. Leinfelden-Echterdingen , Germany, 2012. 89 p.
- PIER, P. A., KELLY, J. M. Measured and estimated methane and carbon dioxide emissions from sawdust waste in the Tennessee valley under alternative management strategies. **Bioresource Technology**, v. 61, pp. 213-220. 1997.
- PINTA, F., Rousset, P. **Etude de pré-faisabilité d'implantation d'une centrale énergétique à bois aux usines ALECRIM e ALGIMI à Santarém.** Relatório Final para o Projeto Floresta em Pé, 2009. 26 p.
- RICHTER, K. **Life cycle analysis of wood products.** *In: Life-Cycle Analysis – a Challenge for Forestry and Forest Industry.* EFI – European Forest Institute Proceedings, nº 8, 3-5 may 1995, Hamburg, Germany. pp. 69-77.
- ROUSSEAUX, P. **Analyse du cycle de vie – Évaluation des Impacts.** *In: Techniques de l'ingénieur.* Disponível em:

<http://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/environnement-securite-th5/systemes-de-management-environnemental-42442210/analyse-du-cycle-de-vie-g5610/>, acessado em 15 de outubro de 2012.

SFB/IMAZON. **A atividade madeireira na Amazônia brasileira: produção, receita e mercados.** Serviço Florestal Brasileiro/Instituto do Homem e do Meio Ambiente na Amazônia: Belém, 2010. 32 p.

SILVA, D. A. L. **Avaliação do Ciclo de Vida da produção do painel de madeira MDP no Brasil.** Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ciência e Engenharia de Materiais, USP, São Carlos, 2012. 207 p.

STRAKA, T. J., LAYTON, P. A. Natural Resources Management: Life Cycle Assessment and Forest Certification and Sustainability Issues. **Sustainability**, v. 2, p. 604-623. 2010.

THOROE, C., SCHWEINLE, J. **Life cycle analysis in forestry.** *In: Life-Cycle Analysis – a Challenge for Forestry and Forest Industry.* EFI – European Forest Institute Proceedings, nº 8, 3-5 may 1995, Hamburg, Germany. pp. 15-24.

UDO DE HAES, H.A., LINDEIJER, E. **The conceptual structure of Life Cycle Impact Assessment.** Final draft for the Second Working Group on Impact Assessment of SETAC-Europe (WIA-2), Brussels. 2001.

UNEP. **Evaluation of Environmental Impacts in Life Cycle Assessment.** United Nations Environment Program. Paris, France, 2003. 108 p.

UNEP/SETAC. **Life Cycle Approaches – the road from analysis to practice.** United Nations Environment Program/Society of Environmental Toxicology and Chemistry. Paris, France, 2005. 89 p.

UNEP/SETAC. **The Life Cycle Initiative – International Life Cycle Partnerships for a Sustainable World.** Disponível em: <http://lcinitiative.unep.fr/> acessado em 15 de outubro de 2012.

VALÉRIO, A. F., WATZALAWICK, L. F., SANTOS, R. T. dos, BRANDELERO, C., KOEHLER, H. S. Quantificação de resíduos e rendimento no desdobro de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze. **Floresta**, v. 37, n. 3, pp. 387-398. 2007.

WEIDEMA, B. **System expansions to handle co-products of renewable material.** *In:* 7th
LCA Case Studies Symposium SETAC-Europe, 1999. pp. 45-48.

**Capítulo 4 CONSTRUÇÃO E AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE UMA
CADEIA DE APROVEITAMENTO DE SERRAGEM PARA PRODUÇÃO
DE BIOÓLEO**

4.1. INTRODUÇÃO

O capítulo 1 demonstrou que a serragem é um recurso abundante e disponível no norte do Brasil e seu aproveitamento é tecnicamente viável. No entanto, ela não tem sido manejada de forma racional e atualmente é um passivo ambiental para muitas empresas do setor madeireiro da região amazônica. A destinação inadequada da serragem acarreta em sua decomposição e gera gases do efeito estufa que contribuem para o aquecimento global, conforme foi constatado no capítulo 3.

No capítulo 2 ficou certificado que a pirólise rápida apresenta-se como uma possibilidade promissora. A serragem é um recurso que dispensa pré-tratamentos por se encontrar nas condições ideais de granulometria para a produção de bioóleo na maioria das tecnologias correntes e é um recurso sem custos adicionais além dos envolvidos em seu transporte. Estas características da serragem fazem com que a pirólise rápida esteja entre as melhores formas de agregar valor a ela, além de evitar os efeitos deletérios da decomposição da serragem.

Por sua vez, o bioóleo pode ter uma grande diversidade de aplicações que o tornam bastante atrativo a vários setores produtivos. O bioóleo é uma substância de composição complexa que pode ser beneficiado e gerar uma série de novos compostos. Esta gama de possibilidades faz do bioóleo um potencial substituto ao petróleo cru de origem fóssil nas refinarias. Tal substituição teria implicações ambientais importantes, que demandam atenção especial por acontecerem em um contexto amazônico.

Portanto, este capítulo tem como objetivo principal avaliar o desempenho ambiental do bioóleo produzido a partir da serragem gerada nas serrarias do estado do Pará. Os objetivos secundários são quantificar os fluxos de massa e energia envolvidos no processo de pirólise rápida, definir o perfil ambiental do bioóleo e discutir os impactos ambientais inerentes ao produto. O capítulo inicia com uma revisão sobre a aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) em processos de pirólise rápida a fim de identificar lacunas e oportunidades. Em seguida, passa-se à ACV do bioóleo de serragem no estado do Pará.

4.2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.2.1. Avaliação do Ciclo de Vida do Óleo de Pirólise Rápida

O crescente interesse em alternativas às fontes fósseis e não renováveis de recursos se justifica basicamente em dois aspectos: o primeiro é econômico, devido à expectativa de escassez destes recursos em um futuro próximo, o que implica em insegurança quanto à oferta e especulação dos preços; o segundo é ambiental, pois parte-se da ideia que tais alternativas sejam renováveis e portanto, mitigadoras dos males inerentes aos fósseis.

A pirólise rápida se insere neste contexto. BRIDGWATER (2012) observa que o aumento da disponibilidade do bioóleo provoca maior atenção aos aspectos ambientais, de saúde e segurança ligados a ele. XIU & SHAHBAZI (2012) afirmam que o bioóleo tem diversas vantagens ambientais sobre os combustíveis fósseis, como a neutralidade na emissão de GEEs, a não emissão de óxidos de enxofre (SOx) devido às baixíssimas concentrações de enxofre na biomassa, as baixas emissões de NOx, entre outros aspectos. No entanto, tais afirmações referem-se exclusivamente à fase de uso e negligenciam todos os outros processos envolvidos de forma direta e indireta na cadeia produtiva do bioóleo. A abordagem da ACV possibilita avaliar tal cadeia de forma sistêmica e verificar as reais vantagens do bioóleo. No entanto, há poucos estudos que avaliam o bioóleo nesta perspectiva, a maioria são estudos técnico-econômicos (HSU, 2012). Quando tratam da esfera ambiental, as pesquisas se atêm a categorias específicas de impactos ambientais ou em relação ao seu uso final como matéria-prima em outras cadeias produtivas. CHERUBINI e STRØMMAN (2011) realizaram uma extensa revisão sobre a ACV de sistemas bioenergéticos e destacam que estudos ACV de tecnologias avançadas de conversão da biomassa como a pirólise tendem a crescer, mas os poucos existentes baseiam-se mais em uma perspectiva de balanço de massa (Carbono) e/ou energia

4.2.2. Toxicidade e bioóleo

Vários estudos relacionados aos potenciais impactos dos bioóleos à saúde humana evidenciam a toxicidade como uma das categorias de impacto mais avaliadas. Em 1997, o Laboratório Nacional de Energia Renovável dos Estados Unidos, NREL em inglês, realizou uma extensa pesquisa sobre o tema (DIEBOLD, 1997), com justificativa de que o aumento da escala dos sistemas de pirólise rápida para plantas comerciais acarretaria na exposição de um maior

número de pessoas a potenciais riscos à saúde. Neste estudo, DIEBOLD destaca que os bioóleos são compostos principalmente por aldeídos e furanos, que constituem os piores riscos para a saúde humana, via oral ou por inalação. A severidade do processo de pirólise rápida gera quantidades significativas de benzeno e de Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (HAP). No entanto, durante o armazenamento do bioóleo ocorrem reações químicas que reduzem gradativamente sua toxicidade. Ao final, DIEBOLD conclui que o bioóleo tem baixa toxicidade para a pele e alta para os olhos e as vias respiratórias, principalmente devido à exposição durante a sua produção. A toxicidade do bioóleo é função da sua composição, por consequência, das condições do processo de pirólise e das propriedades da matéria-prima.

Em 2005, o Centro Internacional de Apoio à Pesquisa Agronômica para o Desenvolvimento – CIRAD em francês – avaliou as propriedades físico-químicas, a toxicidade e a ecotoxicidade de 19 amostras de bioóleo obtidas a partir de biomassas e processos diferentes (CIRAD, 2005). Nesta pesquisa, os resultados foram que as amostras tinham alta variabilidade na composição química, porém pouca diferença nas propriedades toxicológicas. Isto se deve às altas proporções em massa de compostos de baixa toxicidade nos bioóleos, como ácido acético, hidroxiacetaldeído e açúcares anidro. Assim, os bioóleos não demandam maiores precauções para o armazenamento e transporte, embora sejam corrosivos, irritantes à pele e aos olhos, exigindo o uso de equipamentos de proteção durante o seu manuseio. Em geral, os bioóleos avaliados têm toxicidade, ecotoxicidade e biodegradabilidade semelhantes e são menos tóxicos que os derivados de petróleo.

A biodegradabilidade é uma propriedade importante, na medida em que acarreta na emissão de CO₂ equivalentes à atmosfera. Se por um lado, a degradação do material diminui os riscos de toxicidade inerentes à sua exposição, por outro há um retorno do CO₂ que havia sido fixado na biomassa, de acordo com o grau de biodegradabilidade do bioóleo. BLIN *et al* (2007) afirmam que o grau de biodegradabilidade dos bioóleos deve ser conhecido para que seja possível avaliar os impactos de um derramamento acidental. Eles avaliaram nove amostras de bioóleo produzidas nas três principais tecnologias: leito fluidizado, leito fluidizado circulante e reatores ablativos. Os bioóleos avaliados se degradaram entre as taxas de 41% e 50% em 28 dias, consideradas semelhantes diante das diferenças de composição dos mesmos. Os bioóleos se degradam melhor que os óleos de origem fóssil, mas não tão bem quanto os óleos vegetais.

Embora os estudos apresentados abordem uma área de proteção de interesse da ACV, a Saúde Humana, eles não foram realizados em uma perspectiva sistêmica.

4.2.3. Aquecimento global e bioóleo

Já outra grande preocupação dos estudos de impactos ambientais relativos à pirólise rápida é o balanço de emissões de Gases de Efeito Estufa (GEEs), que mesmo voltados a apenas uma variável do ciclo de vida do bioóleo, abrangem se não todas, várias fases da sua cadeia produtiva. A maior parte destes se interessa pelo uso energético do bioóleo em substituição aos combustíveis fósseis e o balanço de carbono se torna o fator determinante na comparação. SORSA (2011) avaliou a redução das emissões de GEEs pela produção de bioóleo a partir de resíduos da exploração florestal na Finlândia para geração combinada de calor e eletricidade (GCCE). Segundo a Diretiva da Energia Renovável (RED em inglês) de 2009 da União Europeia, os biocombustíveis devem compor 20% da matriz energética na Europa até 2020 e um biocombustível deve reduzir ao menos 35% das emissões de GEE em relação aos combustíveis fósseis. No estudo de SORSA o bioóleo substitui o óleo pesado fóssil em uma planta GCCE, em duas situações: um sistema único com o reator de pirólise e a planta GCCE combinados em uma unidade e um sistema onde o reator de pirólise e a planta GCCE são unidades separadas. Os resultados foram que, de maneira geral, a substituição do óleo pesado acarreta em reduções de GEEs e a definição das fronteiras do sistema (uma ou duas unidades) tem influências significativas nos resultados e trazem muitas incertezas.

FAN *et al.* (2011) realizaram um estudo sobre a geração de eletricidade a partir da queima de bioóleo de diferentes fontes (resíduos florestais, florestas energéticas de duas espécies de rápido crescimento e resíduos de madeira processada) em três sistemas (cocombustão em termelétricas convencionais, ciclo combinado gás-turbina e geradores à diesel) nos Estados Unidos. As emissões de GEEs foram comparadas com as provenientes da geração de eletricidade com combustíveis fósseis e com a combustão direta da biomassa. O uso do bioóleo promoveu reduções na emissão de GEEs entre 77% e 99%, dependendo da biomassa e da tecnologia de queima utilizadas. O processo de pirólise é o maior contribuinte às emissões porque a eletricidade que utiliza é proveniente da rede, que no caso norte americano é bastante poluente por basear-se em grande parte no carvão mineral. Os resíduos de madeira processada têm as menores contribuições em relação às outras biomassas, pois não há maiores intervenções como uso de fertilizantes ou preparo do solo. Entretanto, as biomassas cultivadas

têm menores emissões no transporte devido a maior produtividade por área. Os sistemas de combustão com menores contribuições são os geradores à diesel e o ciclo combinado gás-turbina. Os autores ainda destacam o aumento das emissões de GEEs e outros gases importantes a outras categorias de impacto como os óxidos de nitrogênio (NOx), o monóxido de carbono (CO), materiais particulados e cinzas, em função do aumento da distância do transporte da biomassa e de sua densidade energética.

ZHONG *et al.* (2010) também avaliaram os impactos da produção de eletricidade a partir de bioóleo produzido de resíduos de madeira em Cingapura, em uma abordagem ACV que contemplou mais categorias de impacto além do aquecimento global. Neste estudo os resíduos de madeira são cominuídos em partículas menores que três milímetros e em seguida são compactados na forma de briquetes. O carvão gerado durante a pirólise é queimado para gerar o calor necessário à reação. O processo que mais contribui com a emissão de GEEs é a geração de eletricidade utilizada na combustão do bioóleo, com 64%. Além disso, este processo é responsável por 81% das emissões de oxidantes fotoquímicos. Os compostos químicos e orgânicos presentes no bioóleo são responsáveis pela quase totalidade dos potenciais impactos referentes à depleção do ozônio, à ecotoxicidade e à toxicidade humana. Já a combustão do bioóleo tem uma pequena participação no aquecimento global, no entanto é responsável por praticamente 100% das emissões relativas à acidificação e à eutrofização.

Outra possibilidade promissora de uso do bioóleo é na produção de biocombustíveis para o transporte, como gasolina e diesel. HSU (2012) quantificou as emissões de GEEs e o Valor Líquido de Energia (VLE) da gasolina e do diesel produzidos a partir da pirólise rápida de resíduos florestais e comparou com os valores encontrados para a gasolina fóssil e o etanol produzido via gaseificação. Nestes sistemas, a produção dos biocombustíveis requer processos adicionais de melhoria do bioóleo, basicamente hidrotratamento e hidrocraqueamento, os quais necessitam de hidrogênio. As emissões e o balanço energético são relativos a um quilômetro percorrido em um veículo leve de passageiros. O VLE é calculado pela diferença entre a energia contida no biocombustível e a quantidade de energia fóssil usada na produção do mesmo. As emissões GEEs dos biocombustíveis da pirólise rápida são 65% menores que o fóssil, 98 g GEE/km para o diesel e 117 g GEE/km para a gasolina contra 300 g GEE/km para a gasolina fóssil. O VLE é de 1,09 MJ/km para a gasolina renovável e 0,92 MJ/km para o diesel renovável contra -1,2 MJ/km para a gasolina fóssil. A geração de eletricidade e a produção de H₂ contribuem com 37% e 51% das emissões líquidas

de GEEs respectivamente. Os autores destacam que a eletricidade pode ser produzida a partir da biomassa, apenas 1,1% dela supriria a demanda e os biocombustíveis emitiriam 62 g GEE/km com diesel e 74 g GEE/ km com gasolina e ainda 1,51 MJ/km para o diesel e 1,80 MJ/km para a gasolina. As emissões podem ser reduzidas caso a eletricidade e o H₂ sejam produzidos a partir da biomassa. O autor afirma que os biocombustíveis da pirólise rápida emitem menos GEEs e tem VLE maior que a gasolina fóssil, porém o etanol via gaseificação tem melhor performance, já que este processo não requer energia fóssil.

Um estudo do laboratório de energia norte americano *Argonne*, organizado por HAN e colaboradores (2011) avaliou as emissões de GEEs e o uso de energia de várias vias de pirólise para a produção de biocombustíveis equivalentes em uso ao diesel e à gasolina, em uma perspectiva de ciclo de vida. O estudo é um sumário de dois ACVs: da pirólise da palha de milho e da pirólise de resíduos florestais, ambos seguidos de processos para produção de gasolina e diesel renováveis. De maneira geral, os resultados demonstram que quanto maior o rendimento em bioóleo, menor o consumo em petróleo por unidade de biomassa consumida, porém menores são as reduções nas emissões de GEEs. A gasolina e o diesel renováveis podem reduzir o uso de combustíveis fósseis entre 50% e 90% e as emissões de GEE entre 51% e 96%. A possibilidade de geração interna de um insumo como o H₂ tem o potencial de reduzir significativamente o uso de combustíveis fósseis e as consequentes emissões GEEs. Neste estudo, ainda foi constatado um efeito importante de um coproduto, o uso do carvão no solo pode gerar créditos significativos de CO₂.

Outro estudo ACV realizado sobre a produção de biocombustíveis para o transporte – gasolina e diesel – a partir da pirólise rápida foi realizado por IRRIBAREN *et al.* (2012). Neste os pesquisadores abordaram sete categorias de impacto: demanda cumulativa de energia, aquecimento global, depleção do ozônio, criação de ozônio fotoquímico, uso da terra, acidificação e eutrofização. O pré-tratamento da biomassa (secagem e moagem), a pirólise rápida e a produção de hidrogênio são os subsistemas com as maiores contribuições para todas as categorias. O pré-tratamento é grande consumidor de energia elétrica, que sozinha contribui com 34% da acidificação e 28% da eutrofização. As emissões relativas a este subsistema contribuem com 58% ao aquecimento global e 50% à criação do ozônio fotoquímico. A pirólise rápida também demanda muita energia elétrica, que por sua vez contribui com 28% das emissões da acidificação e 23% da eutrofização. Já a produção do H₂ utiliza gás natural, por isso é responsável por 56% da demanda cumulativa de energia, 66% da

depleção do ozônio e suas emissões têm participação de 53% no aquecimento global. Mais uma vez evidencia-se a importância da matriz energética no perfil ambiental dos produtos da pirólise rápida e as possibilidades de mitigação dos impactos quando da substituição de fontes fósseis pelo uso de coprodutos dos sistemas sob avaliação.

A síntese desta revisão evidencia que os poucos estudos ACV sobre a pirólise rápida se ambientam em zonas temperadas em que a biomassa em vários casos é composta por resíduos florestais. Portanto há um entendimento da necessidade de se avaliar o aproveitamento da biomassa residual e não há nenhum caso baseado nas condições tropicais. Assim, a presente pesquisa se mostra bastante pertinente ao avaliar o desempenho ambiental do bioóleo produzido a partir da serragem gerada no desdobro de toras de florestas nativas provenientes do manejo florestal na floresta amazônica.

4.3. CONSTRUÇÃO DO CENÁRIO DE REFERÊNCIA

A serragem apresenta características que a tornam adequada à produção de bioóleo através da pirólise rápida, conforme já discutido nos capítulos anteriores. As informações levantadas sobre os principais pólos madeireiros no estado do Pará, permitiram avaliar a disponibilidade da serragem e assim, desenhar um sistema de produção de bioóleo a partir desta matéria-prima. O cenário base propõe uma Unidade de Pirólise Rápida (UPR) centralizada em um dos pólos madeireiros, alimentada por serragem proveniente das cidades principais de cada zona madeireira do estado. O bioóleo é transportado até refinaria mais próxima, em Fortaleza.

A construção deste cenário se baseou em uma pontuação a partir do somatório dos valores de indicadores socioeconômicos (IDH), técnicos (distâncias e quantidade de serragem) e ambientais (área desmatada e eficiência do desdobro das toras). Os valores para os municípios de cada pólo madeireiro e a pontuação destes se encontram no apêndice A.

Assim, o município de Tucuruí com IDH de 0,76, distante 391 km das zonas madeireiras, com a melhor relação resíduos/serrado bruto (58%/42%) entre os municípios classificados, com 30 mil m³ de serragem disponível e área desmatada de 36%, somou 53 pontos e foi eleito o pólo sede da UPR. Belém teve pontuação final bastante superior à Tucuruí como com 253 pontos, principalmente devido à quantidade de resíduos. Mas é justamente a quantidade de resíduos que determinou a preferência por Tucuruí, pois explicita a menor eficiência do desdobro das toras em Belém. A figura 4.1 ilustra o cenário proposto, com os limites das zonas madeireiras, os principais pólos de cada zona e as rodovias que os interligam, além de informações sobre o estágio de desmatamento na região. Embora Paragominas e Belém sejam individualmente os pólos que processam os maiores volumes de madeira por ano, eles se encontram nas frentes mais antigas da exploração florestal no estado (ZL), portanto as toras têm origem cada vez mais distante. Há uma tendência de mudança gradual de desenvolvimento do setor madeireiro para as zonas central (ZC) e oeste (ZO), onde a exploração é mais recente, conseqüentemente há florestas mais densas e mais matéria-prima para o setor.

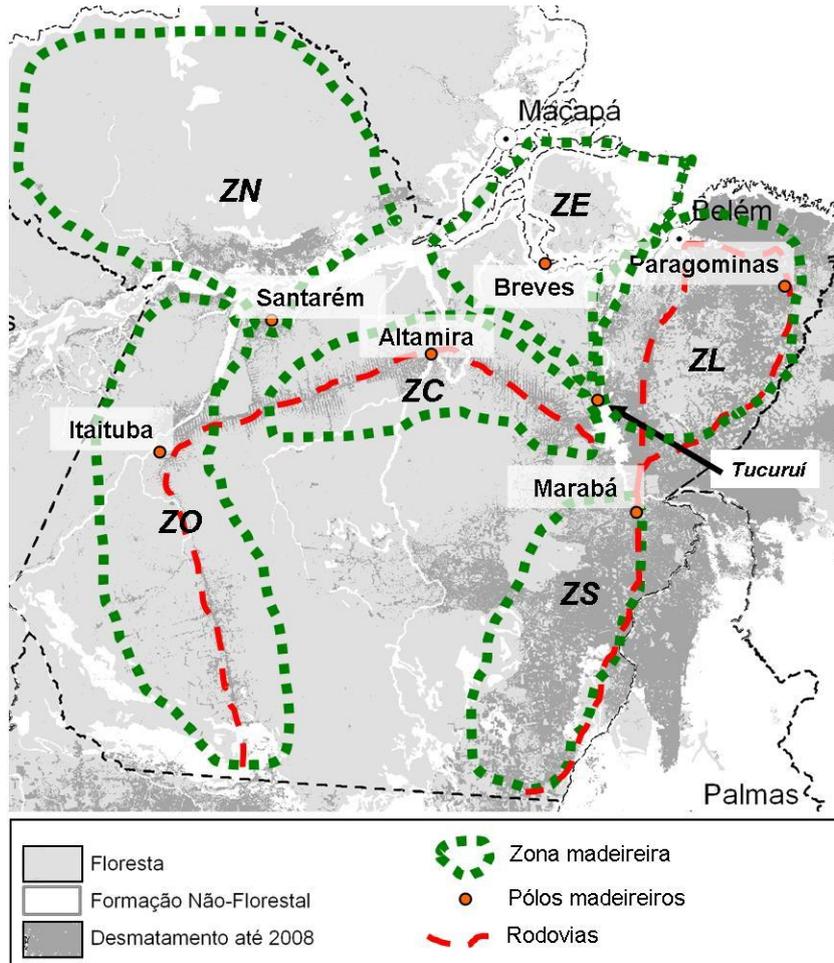


Figura 4.1 – Cenário de referência para produção de bioóleo a partir de serragem no estado do Pará.

4.4 MATERIAL E MÉTODOS

• ACV DO ÓLEO PIROLÍTICO

4.4.1. Definição dos objetivos & escopo

O presente estudo foi realizado seguindo os preceitos e requisitos da norma internacional ISO 14044 – *Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Requisitos e orientações*.

O *objetivo* deste estudo ACV é avaliar o desempenho ambiental da produção de bioóleo ou óleo pirolítico através da tecnologia de pirólise rápida, a partir da serragem gerada no desdobro primário de toras provenientes do manejo florestal. Este estudo se ampara na possibilidade de valorização de um passivo ambiental de uma cadeia produtiva que se baseia na sustentabilidade para obtenção de seus produtos (Exploração de Impacto Reduzido). Os resultados indicarão quais são os potenciais impactos do sistema proposto e assim será possível avaliar a carga ambiental do óleo pirolítico produzido nestas condições.

A *função do sistema* é produzir matéria-prima para substituir o petróleo cru em refinarias. Tal sistema compreende todos os processos principais e secundários envolvidos na produção de bioóleo de serragem. A *unidade funcional* é 582,62 kg de óleo pirolítico entregues no portão da refinaria, massa relativa à quantidade potencial de bioóleo a ser produzido a partir da serragem gerada no desdobro primário de 30 m³ de toras extraídas de um hectare de floresta nativa sob regime de manejo florestal.

As *fronteiras do sistema* englobam desde o portão da serraria, passando pela UPR, até chegar ao portão da refinaria. Trata-se de uma avaliação do “*portão ao portão*”. Na serraria são determinados os fluxos em relação à quantidade de serragem gerada no desdobro primário das toras e na UPR são quantificados os fluxos relativos à produção do bioóleo. Embora haja uma série de processos unitários dentro de uma UPR, para efeito de avaliação ambiental, estes foram agregados em um processo global de produção de bioóleo. Esse procedimento se justifica pela falta de informações específicas para cada subprocesso dentro de uma UPR aliada à certeza que, globalmente, os fluxos de massa e energia não foram negligenciados, apenas não podem ser separados para cada subprocesso. A figura 4.2 ilustra o sistema sob avaliação. O sistema apresenta a seguinte estrutura:

- Processos Principais:
 - Pirólise Rápida agregada (Alimentação Biomassa, Pirólise Rápida, Recuperação do Carvão, Condensação, Recuperação Bioóleo, Aquecimento Gás Vetor e Combustão Carvão);
- Processos Auxiliares:
 - Produção de Diesel;
 - Geração de Eletricidade;
 - Produção de Nitrogênio;
 - Transporte da Serragem;
 - Transporte do Bioóleo.

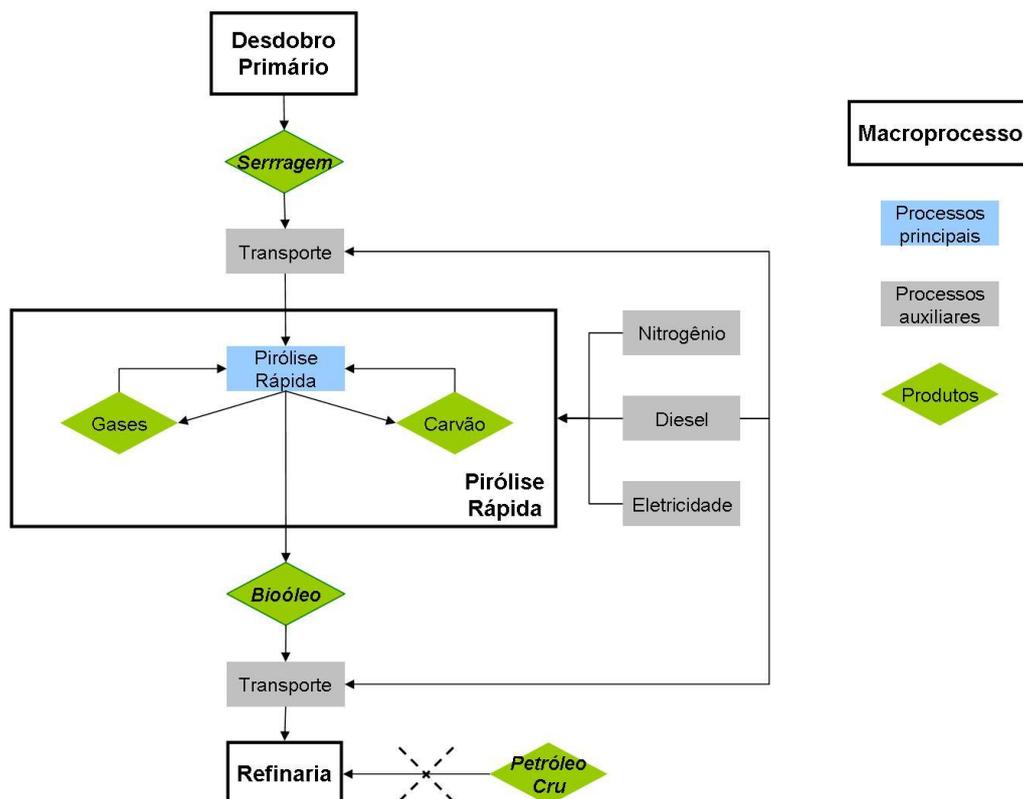


Figura 4.2 – Fluxograma geral do sistema de produção de óleo pirolítico a partir da serragem do desdobra primário de toras.

O sistema sob avaliação abrange do estado do Pará ao Ceará. A serragem provém das cinco zonas madeiras do Pará. Ela é transportada em caminhões de todas as zonas até Tucuruí, onde é transformada em bioóleo. O bioóleo é transportado de caminhão até Fortaleza onde será processado em uma refinaria (Figura 4.3). A Pirólise Rápida é realizada em uma planta de Leito Fluidizado Borbulhante de escala comercial que, a princípio, pode absorver toda serragem gerada nas zonas madeiras anualmente.

Os dados sobre a disponibilidade de serragem foram obtidos a partir das informações da produção do setor madeireiro do estado do Pará em 2009, apresentados no capítulo 1 e 3. O ciclo da pirólise rápida considerado na UPR dimensionada para esta pesquisa é de um mês, ou seja, leva-se um mês entre o início da operação do reator de pirólise rápida e sua parada para manutenção antes de um novo ciclo produtivo. Durante esse período, a UPR opera de forma contínua.

O bioóleo produzido substitui em parte o petróleo cru na refinaria de Fortaleza. O critério para a substituição é o conteúdo energético destes, em que o poder calorífico do bioóleo é de 20,42 MJ/kg (capítulo 2) e o do petróleo cru é de 41,14 MJ/kg. Portanto, o bioóleo substitui aproximadamente a metade do petróleo cru.

A escolha das categorias de impacto ambiental foi determinada pela qualidade da informação a ser gerada, assim foram escolhidas categorias do tipo *midpoint* ou intermediárias. Entende-se que estas são mais factíveis de serem observadas e mensuradas no momento inicial de sua intervenção no ambiente (consumo ou emissão), ao contrário das categorias finais ou *endpoint* que remetem aos efeitos finais nas Áreas de Proteção como Saúde Humana, Ambiente Natural e Recursos Naturais (EUROPEAN COMMISSION, 2010).

Para tanto, foi escolhido o método de avaliação CML 2001 – Dezembro 2007, método proposto por pesquisadores holandeses do Centre of Environmental Science (CML) da universidade de Leiden, que contempla categorias de impacto intermediárias. As categorias de impacto consideradas nesta pesquisa foram: Potencial de Depleção Abiótica (PDA), Potencial de Acidificação (PA), Potencial de Eutrofização (PE), Potencial de Ecotoxicidade de Água Fresca (PEAF), Potencial de Aquecimento Global (PAG), Potencial de Toxicidade Humana (PTH) e Potencial de Criação de Oxidantes Fotoquímicos (PCOF).

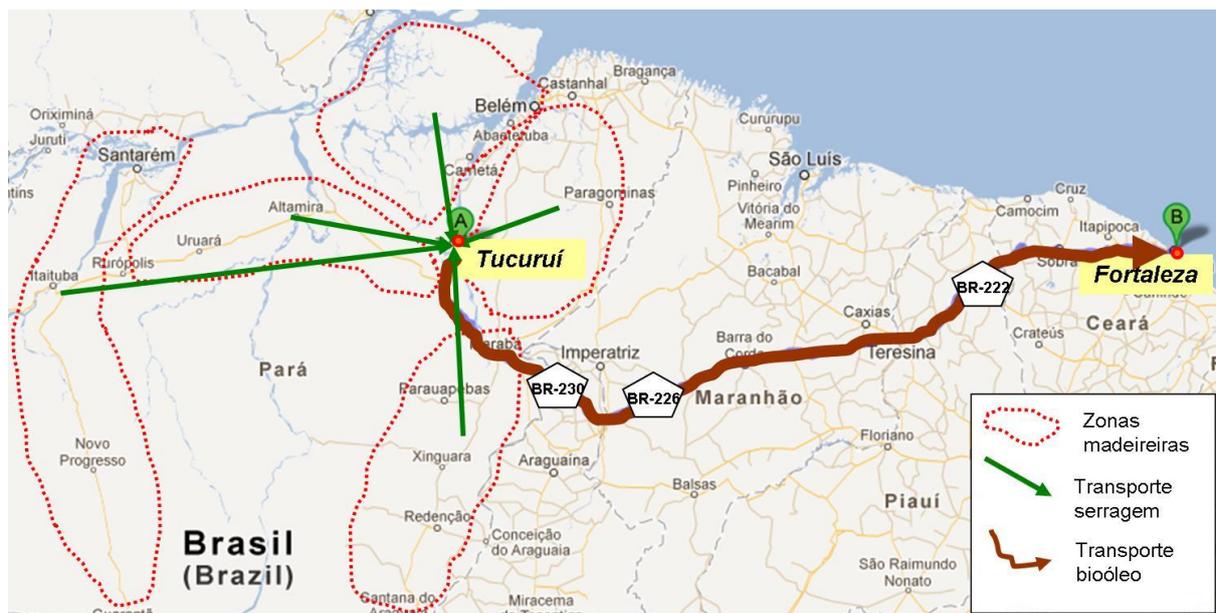


Figura 4.3 – Fronteiras do sistema de Produção de Bioóleo a partir de serragem.

4.5. RESULTADOS

4.5.1. Inventário do Ciclo de Vida do Bioóleo

- Coleta dos dados

A associação das informações do processo principal e dos auxiliares com as informações relativas à disponibilidade de serragem no estado do Pará no ano de 2009 possibilitou a construção do Inventário do Ciclo de Vida (ICV). Todas as informações são relativas à unidade funcional, 582,62 kg de óleo pirolítico, provenientes da conversão de 832,32 kg de serragem geradas no desdobro de 30 m³ de toras provenientes do manejo de um hectare de floresta. O ICV do óleo pirolítico foi realizado através da coleta de dados primários, durante os experimentos, e secundários em diversas publicações técnicas-científicas de pesquisas realizadas nas mesmas áreas ou em áreas semelhantes à do presente estudo.

O sistema tecnológico para obtenção do bioóleo, a Pirólise Rápida (PR), foi elaborado a partir do conhecimento adquirido em um estágio científico realizado no Centro Internacional de Pesquisa Agrônômica para o Desenvolvimento (CIRAD em francês), em Montpellier na França, no ano de 2010. Na ocasião, foi possível conhecer o funcionamento de uma planta piloto de PR com tecnologia de Leito Fluidizado Borbulhante (LFB), assim como produzir e analisar o bioóleo de três amostras de serragem de espécies amazônicas, conforme discutido no capítulo 2. Esta tecnologia é a mais desenvolvida em escala comercial (ROGERS &

BRAMMER, 2011) e representa adequadamente o processo sob avaliação. O estágio forneceu dados para a modelagem de um sistema PR/LFB em escala compatível com os dados relativos à disponibilidade de serragem no estado do Pará. A construção do processo principal PR se deu através da agregação de todos os insumos e emissões em um processo único. Para quantificar cada entrada do processo PR foi criado um parâmetro específico relativo à quantidade de serragem disponível ou a quantidade de bioóleo produzida. As saídas seguem o mesmo método, valores medidos e calculados que multiplicam variáveis relativas à quantidade de serragem e produzem basicamente o bioóleo e as emissões. Os parâmetros são apresentados na tabela 4.1.

Tabela 4.1 – Parâmetros globais para determinação dos fluxos de massa e energia no sistema de produção de bioóleo a partir de serragem.

Parâmetros	Valor	Mínimo	Máximo	Unidade	Origem	Comentários
<i>Dens. serragem</i>	277,44	214,02	370,92	kg/m ³	Calculado	TU \approx 12%
<i>Serragem</i>	183083,95			ton/ano	Calculado	Disponibilidade em 2009 no Pará (Capítulo 1)
<i>Ciclo PR</i>	28			dias/mês	Calculado	24 h/dia
<i>Bioóleo</i>	68	64	71	%	Medido	Rendimento gravimétrico ^a
<i>Carvão</i>	15	14	16	%	Medido	
<i>Incondensáveis</i>	10	7	12	%	Medido	
<i>Composição Incondensáveis</i>	CO ₂ (39,7%), CO (46,7%), CH ₄ (9,5%), C ₂ H ₄ (1,9%), H ₂ (2,2%)				Medido	
<i>PCI bioóleo</i>	20	19	22	MJ/kg	Calculado	
<i>PCI carvão</i>	25	24	27	MJ/kg	Calculado	
<i>PCI Serragem</i>	19	19	20	MJ/kg	Calculado	
<i>Biomassa</i>	24,77			ton/h	Calculado	7392 h/ano
<i>Nitrogênio</i>	1,34 kg/kg Biomassa			kg	Literatura	Luo <i>et al.</i> , 2005
<i>Eletricidade</i>	0,5 MJ/kg biomassa			kg	Literatura	Iribaren <i>et al.</i> 2012
<i>Energia térmica</i>	3,5 MJ/kg biomassa			MJ	Literatura	Thamburaj, 2000

^a rendimento gravimétrico não fecha em 100%, pois há perdas inerentes ao processo.

As quantidades de serragem e bioóleo a serem transportadas definiram os processos auxiliares. Assim, foi escolhido o caminhão *EURO 3/ capacidade total 34 – 40 t/ capacidade de carga 27 t* (ELCD). O caminhão é um processo global e tem parâmetros livres que podem ser alterados de acordo com as condições específicas do sistema sob avaliação. Portanto a quantidade de diesel consumida tem relação com a quantidade de material a ser transportada associada a outros parâmetros de distância e velocidade média de deslocamento. As saídas destes processos são emissões próprias da queima do diesel associadas aos parâmetros específicos de cada caminhão e do sistema proposto (distâncias, velocidades e proporção de enxofre no diesel).

Os outros processos auxiliares – produção de nitrogênio, produção de diesel e geração de eletricidade – são provenientes da base de dados do software e são representativos do sistema sob avaliação, com exceção do nitrogênio, por se tratar de um processo alemão.

- Descrição qualitativa e quantitativa dos processos

O sistema de produção de óleo pirolítico é composto por serrarias distribuídas nas cinco zonas madeireiras do Pará que fornecem a serragem, por uma Unidade de Pirólise Rápida (UPR) centralizada em Tucuruí com a tecnologia de Leito Fluidizado Borbulhante (LFB) e por uma refinaria em Fortaleza que processará o bioóleo. O transporte dos insumos e produtos é feito em caminhões.

A serragem é proveniente do desdobro primário das toras extraídas das florestas sob regime de manejo florestal no estado do Pará. A proporção de serragem adotada na presente pesquisa é de 10% do volume inicial da tora. Esta proporção varia bastante em função das características anatômicas das toras, do tipo de tora (folhosa ou conífera) da manutenção do maquinário da serraria e do nível tecnológico destas máquinas (BATISTA & CARVALHO, 2007; BIASI, 2005; BRAND *et al.*, 2002; NASCIMENTO *et al.*, 2006; VALÉRIO *et al.*, 2007).

Ela é gerada no momento de contato do fio de corte das serras com as toras e segue em esteiras rolantes até caírem em caixas metálicas. As caixas cheias são levadas até o local onde serão esvaziadas. A serragem se acumula em montes, sem cobertura contra o sol ou chuva (Figura 4.4). Nestas condições a serragem se degrada e emite gases de efeito estufa como CO₂ e CH₄, porém o sistema proposto evita tais emissões. Assim, para a avaliação do sistema considera-se apenas o CH₄ evitado, pois o CO₂ emitido é a mesma quantidade fixada na

biomassa durante o crescimento das árvores. Para cada kg de serragem há 0,078 kg de CH₄ neutralizados (PIER & KELLY, 1997).

No sistema proposto, a serragem é transferida para caminhões basculantes tipo EURO 3 com capacidade de carga para 27 toneladas. A serragem é transportada ao pólo principal de cada zona madeireira, de onde seguirá para Tucuruí. A distância média percorrida neste trajeto a partir das cinco zonas é de 450 km. O estado do Pará tem 5540 km de malha rodoviária asfaltada, pistas simples de mão dupla (97%), 0,8% estão em ótima qualidade, 10,6% estão boas, 34,7% em qualidade de regular, 36,9% são ruins e péssimas são 17%, segundo pesquisa da Confederação Nacional dos Transportes (CNT, 2012).



Figura 4.4 – Ciclo da serragem: a) Geração da serragem; b) Caixa de serragem; c) Descarregamento da caixa; d) Monte de serragem.

A UPR foi dimensionada para funcionar durante 11 meses do ano, 28 dias por mês, 24 horas por dia, com dois dias de parada por mês para manutenção. Nestas condições a UPR tem capacidade de processar cerca de 25 toneladas por hora de biomassa, considerando que há disponível 183,1 mil toneladas de serragem por ano a serem processadas em 7392 horas, conforme descrito na tabela 4.2.

Tabela 4.2 – Dimensionamento da UPR a partir da disponibilidade de serragem no estado do Pará em 2009.

Serragem – Disponibilidade		
Material	Quantidade	Unidade
Volume de toras processadas ^a	6,60x10 ⁶	m ³
Volume de serragem (10%)	6,60x10 ⁵	m ³
Massa de serragem (277,44 kg/ m ³)	1,83x10 ⁸	kg
UPR - Funcionamento		
11 meses/ano	28 dias/mês	24 horas/dia
7392 horas/ano		
UPR – Capacidade nominal		
2,48x10⁴ kg de serragem/hora		

^a *IMAZON, 2010.*

Ao chegar à UPR a serragem é despejada no solo para secagem até estabilizar em aproximadamente 12%. Em seguida é depositada em um silo dosador, que determinará a velocidade de alimentação do reator de pirólise. A seguir o funcionamento da planta é descrito de acordo com seus principais fluxos de entrada e saída.

Para que a reação ocorra, além da biomassa, é necessária a injeção de um gás vetor previamente aquecido que garantirá a fluidização do leito de areia juntamente com a biomassa. No início do processo, este gás é o Nitrogênio aquecido pela combustão de diesel. O gás deve circular por todo o sistema para que o reator atinja a temperatura de reação, por volta de 500°C. Para que a fluidização ocorra, o fluxo do gás vetor deve ser aproximadamente 1,4 vezes a quantidade de biomassa em massa (LUO *et al.*, 2005). Assim que o sistema atinge a temperatura ideal, inicia-se a alimentação do reator com a serragem.

Para determinar a quantidade necessária de Nitrogênio, foi preciso assumir uma duração máxima de 10 segundos do ciclo do gás vetor: inicia no reator, onde a biomassa é lançada por uma rosca sem fim e entra em contato com o leito borbulhante de areia aquecida nas condições que deflagram a reação de pirólise. Os gases da pirólise não permanecem mais que dois segundos dentro do reator, o gás vetor (N₂) os conduz através dos ciclones aquecidos, onde ocorre a coleta dos sólidos (carvão), até chegarem aos condensadores para a coleta da fração líquida, o bioóleo. Os gases incondensáveis retornam ao reator, onde aos poucos substituirão o N₂ como gás vetor. A figura 4.5 ilustra o esquema da UPR.

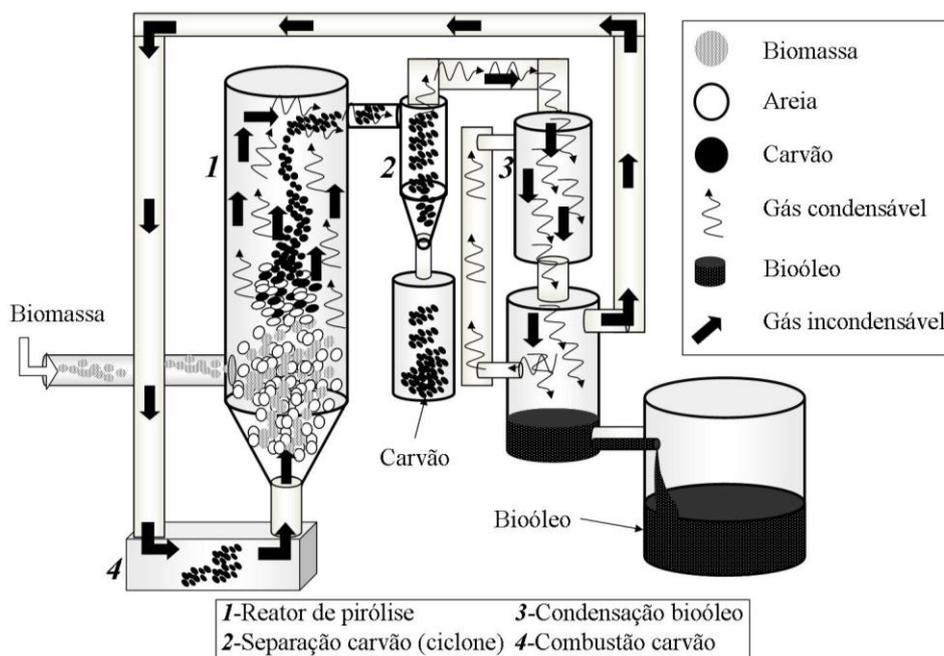


Figura 4.5 – Esquema da Unidade de Pirólise Rápida de Leito Fluidizado Borbulhante e seus produtos. As setas azuis indicam o sentido do fluxo da biomassa ao bioóleo.

Ao passar pelos condensadores os gases incondensáveis resfriam-se, portanto necessitam ser novamente aquecidos antes de entrar no reator. O carvão formado passa a ser queimado na câmara de combustão no lugar do diesel.

A entalpia da pirólise rápida é de aproximadamente 1,5 MJ/kg de biomassa (DAUGAARD & BROWN, 2003; THAMBURAJ, 2000). O gás vetor (G.V.) deve ser aquecido da temperatura ambiente (25°C) até 500°C, portanto $\Delta T = 475^\circ\text{C}$ ou 475 K. Os principais gases incondensáveis dos experimentos de pirólise rápida das três amostras de serragem e

constituintes do G.V. são o monóxido de carbono (47%), o dióxido de carbono (40%) e o metano (10%). Os valores de calor específico (c) para estes gases, a volume constante, são: $CO = 1,02 \text{ J/g.K}$; $CO_2 = 0,84 \text{ J/g.K}$; $CH_4 = 2,22 \text{ J/g.K}$ (THE ENGINEERING TOOL BOX). A média ponderada para os três gases resultou em um calor específico de $1,07 \text{ J/g.K}$. Assim, a energia necessária para aquecer o G.V. é dada pela equação:

$$Q = mG.V. * c * \Delta T$$

A soma da energia para aquecer o G.V. (Q) com a entalpia da pirólise rápida de biomassa resulta na energia necessária ao processo de pirólise rápida como um todo.

Já a energia disponível no processo está contida no subproduto passível de aproveitamento, o carvão. Segundo os valores médios dos experimentos de pirólise rápida, o carvão tem PCI de aproximadamente 26 MJ/kg e são produzidos por volta de $0,15 \text{ kg}$ de carvão/ kg de biomassa, assim há $3,91 \text{ MJ}$ disponíveis pela queima do carvão. Portanto, a quantidade de carvão gerada na pirólise é capaz de atender a demanda energética do processo conforme resumido na tabela 4.3:

Tabela 4.3 – Cálculo do balanço energético da pirólise

Pirólise Rápida			
1 kg serragem	Energia necessária	Energia disponível	Referência e comentário
	MJ/kg		
Entalpia pirólise + aquecimento serragem	1,50	-	DAUGAARD & BROWN, 2003
Aquecimento gás vetor	0,71	-	1,4 kg G.V./kg serragem (LUO, 2005)
<i>subtotal</i>	<i>2,21</i>	-	
0,15 kg carvão	-	3,91	PCI carvão = 26 MJ/kg *
<i>subtotal</i>	-	<i>3,91</i>	Rendimento gravimétrico = 15% *
	SALDO	1,70	

*valores médios obtidos para as biomassas utilizadas nesta pesquisa.

Após os 28 dias de funcionamento contínuo, o sistema é parado para manutenção. O gás vetor (gases incondensáveis) é lançado à atmosfera. Ele é composto principalmente por CO₂, CO, CH₄, H₂ e C₂H₄ (Capítulo 2). As emissões da combustão do carvão também vão ao ar livre e liberam essencialmente CO₂, além de CO, CH₄, C₂H₄, NO_x, N₂O, H₂ e material particulado (ANDREAE & MERLET, 2001). O bioóleo é coletado continuamente e armazenado para posterior transporte até a refinaria.

O bioóleo armazenado é então transferido para um caminhão especial de transporte de cargas líquidas. O caminhão adotado para este processo é do tipo EURO 3 com capacidade de carga de 27 t. O deslocamento é feito em rodovias estaduais e federais, desde Tucuruí, passando pelos estados do Maranhão e Piauí até chegar ao Ceará e em Fortaleza, percorrendo 1649 km.

Segundo estudo do CNT (2012), 20% do trajeto é de estradas em péssimas condições, 61% são estradas regulares ou ruins e 19% são estradas boas ou ótimas. Estas porcentagens determinam as velocidades médias que os caminhões desenvolvem, e associadas à distância, interferem no consumo de diesel.

Ao chegar a Fortaleza, os caminhões com bioóleo são descarregados na refinaria. A quantidade de bioóleo fornecida reflete indiretamente na quantidade de petróleo cru consumida pela refinaria. Isto quer dizer que o bioóleo substitui o petróleo cru. Para saber quantos quilogramas de bioóleo são necessários para substituir um quilograma de petróleo, utilizou-se o conteúdo energético de cada substância. O petróleo tem 41,14 MJ/kg, portanto, para sua substituição na refinaria, são necessários 2,02 kg de bioóleo, que tem 20,42 MJ/kg. Cada kg a menos de petróleo implica na redução do consumo de uma série de insumos e consequentemente nas respectivas emissões.

Neste estudo não foram considerados os transportes do diesel e do nitrogênio até a UPR. Tampouco foram contabilizados os fluxos mássicos e energéticos relativos à infraestrutura física da UPR ou da refinaria. Não foram consideradas perdas de serragem ou de bioóleo durante o transporte.

4.5.2. Avaliação dos Impactos Ambientais

Os dados levantados no ICV são associados às diferentes categorias de impacto e seus respectivos fatores, o que permite definir o perfil ambiental do sistema e quantificar a contribuição de cada processo. A tabela 4.4 apresenta o perfil ambiental em valores absolutos.

Tabela 4.4 – Perfil ambiental do Bioóleo produzido a partir da serragem gerada no desdobro primário de toras na região amazônica.

CML 2001 – Dezembro, 2007		U.F.= 582,62 Kg de Bioóleo	
Categoria de Impacto	Unidade	Quantidade	
		kg/U.F.	kg/kg bioóleo
PDA	kg Sb-eq.	-5,63	-0,001
PA	kg SO ₂ -eq.	0,70	0,001
PE	kg fosfato-eq.	0,13	0,0002
PEAF	kg DCB-eq.	0,65	0,001
PAG	kg CO ₂ -eq.	-873,33	-1,50
PTH	kg DCB-eq.	1912,15	3,28
PCOF	kg Eteno-eq.	4,33	0,007

A avaliação dos processos que compõem o sistema de pirólise rápida denota a maior ou menor presença de cada categoria de impacto na carga ambiental do bioóleo. A figura 4.6 ilustra a relação entre os processos e as categorias de impacto avaliadas.

O PDA é totalmente atribuído à cadeia produtiva do petróleo, por isso sua substituição pelo bioóleo na refinaria compensa largamente o consumo de diesel na cadeia do bioóleo. O petróleo evitado responde por -6,17 kg Sb eq. enquanto que a produção do diesel demandada para a produção do bioóleo consome 0,27 kg Sb eq., cerca de 23 vezes menos.

A emissão de gases com potencial de acidificação está presente em quase todos os processos, principalmente os que envolvem o diesel como insumo, o caso dos transportes. No entanto, a pirólise é o principal emissor devido à combustão do carvão que emite NOx em quantidades maiores. O PA é atenuado pela substituição do petróleo, que seria o principal contribuinte nesta categoria.

A eutrofização neste sistema se caracteriza pela emissão de NOx. Este gás é emitido em maior volume na combustão do carvão no processo de pirólise rápida e nos processos de transporte do bioóleo e da serragem. Ambos contabilizam uma baixa quantidade, associados ao efeito da substituição do petróleo e com baixo fator de equivalência ao fosfato computam 0,14 kg de Fosfato-Equivalente.

Impactos Ambientais na Pirólise Rápida - CML 2001, Dez. 2007

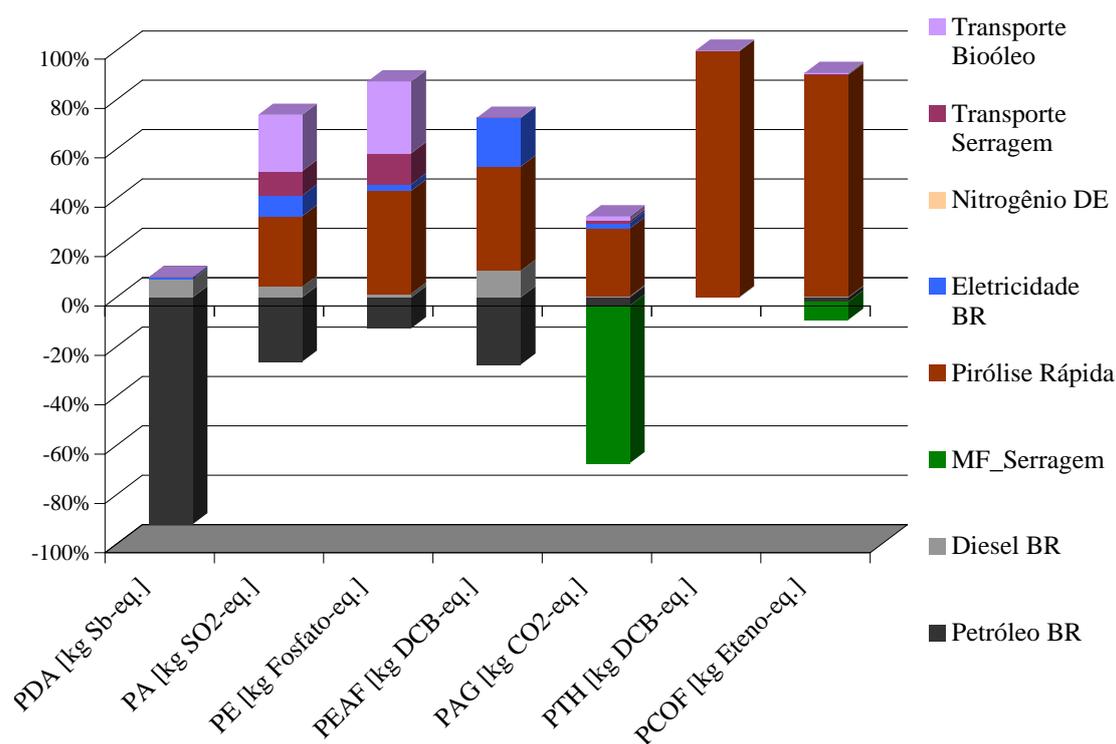


Figura 4.6 – Participação relativa dos processos do sistema de produção de bioóleo em cada categoria de impacto ambiental.

A Ecotoxicidade da Água Fresca está relacionada à emissão de HAPs gerada na combustão do carvão e à emissão de vanádio na geração de eletricidade e na produção do diesel, ambos altos fatores de equivalência ao diclorobenzeno. Porém, estes gases são emitidos em baixa quantidade e implicam em 0,67 kg DCB-Equivalentes.

A serragem é o principal agente no Potencial de Aquecimento Global, pois o seu uso na produção do bioóleo evita a emissão de 64,92 kg de metano ou ainda 1623 kg de CO₂eq. O carbono retorna à atmosfera pelo processo de pirólise rápida, nos gases incondensáveis e na queima do carvão. Ao final da pirólise haverá 582,62 kg de bioóleo ou 208,68 kg de carbono, o que significa que o processo reteve 58% do carbono presente na serragem (361,84 kg). Os 42% de carbono (153,16 kg) que são emitidos ao ar estão principalmente no CO₂ biogênico com 107,45 kg (70%), no CO com 34,72 kg (23%) e no CH₄ com 8,92 kg (6%). Estes três gases perfazem 97% do total das emissões de carbono para o ar e contribuem com mais de 90% das emissões equivalentes de CO₂. Mas além do carbono, o nitrogênio é outro elemento muito importante, presente na composição da serragem e nas emissões da pirólise. Como gás de saída, sua forma mais impactante é o N₂O, com fator de equivalência ao CO₂ de 298 vezes.

No entanto, sua quantidade implica em baixa participação no aquecimento global, com menos de 1%. O CO₂ inorgânico proveniente da produção e combustão do diesel e na geração de eletricidade contribui com 12% das emissões. Ao final, a substituição do petróleo pelo bioóleo reduz em 10% as emissões de CO₂-eq. e ao lado da serragem, define um balanço negativo do PAG no sistema.

O Potencial de Toxicidade Humana está baseado praticamente em um tipo de emissão: Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (HAP) carcinogênicos, provenientes mais uma vez da combustão incompleta do carvão, assim como da sua formação (CARUSO e ALABURDA, 2008). HAP tem um fator de equivalência ao diclorobenzeno extremamente alto, da ordem de 500 mil vezes. Por isso, sozinho é responsável por 99% da contribuição relativa a essa categoria de impacto. O restante está associado às irrisórias emissões de metais pesados (vanádio, níquel, etc.) na geração de eletricidade.

O Potencial de Criação de Ozônio Fotoquímico também pode ser atribuído exclusivamente à pirólise rápida. Dois gases são os protagonistas: o CO e o próprio eteno (C₂H₄). Apesar de ter baixa equivalência ao eteno, a relativa grande quantidade de CO emitida (12% do total de emissões para o ar) compensa sua contribuição ao PCOF. O CO é o gás mais abundante na composição dos incondensáveis. Já o eteno é o quinto gás mais emitido, presente tanto nos incondensáveis como nas emissões da combustão do carvão. Outros gases importantes, mas com baixa participação no PCOF, são os NO_x, os compostos orgânicos voláteis não metânicos (COVNM) e o SO₂. A substituição do petróleo pouco interfere nesta categoria de impacto, menos de 2% de redução da emissão de equivalentes de eteno.

A tabela 4.5 apresenta a participação relativa dos processos em cada categoria de impacto. A Pirólise Rápida é o processo mais influente, pois tem contribuições expressivas para todas as categorias de impacto consideradas. Destaque para o PTH com 99,8% das emissões equivalentes ao diclorobenzeno, o PCOF com 110% das emissões equivalentes ao eteno e o PEAf com 92,6% das emissões equivalentes ao diclorobenzeno que afeta a água.

A substituição proporcionada pelo seu produto, o bioóleo, faz com que a produção de petróleo cru compense completamente o PDA. O PA e o PEAf também são bastante afetados pela diminuição do uso de petróleo cru na refinaria, com uma redução de 54,4% e 59,8% respectivamente. Caso contrário, a extração de petróleo cru seria o segundo processo mais influente nestas categorias de impacto, atrás apenas do processo de pirólise rápida.

Tabela 4.5 – Contribuição relativa dos processos ao perfil ambiental do bioóleo.

Processo	PDA	PA	PE	PEAF	PAG	PTH	PCOF
Petróleo BR	-110%	-54%	-17%	-60%	-10%	0%	-2%
Diesel BR	9%	9%	2%	24%	1%	0%	0%
MF_Serragem	0%	0%	0%	0%	-186%	0%	-9%
Pirólise Rápida	0%	60%	56%	93%	80%	100%	110%
Eletricidade BR	1%	17%	3%	44%	7%	0%	0%
Nitrogênio DE	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Transporte Serragem	0%	21%	17%	0%	2%	0%	0%
Transporte Bioóleo	0%	48%	39%	0%	5%	0%	1%

O uso da serragem gerada pelo desdobro primário das toras reflete a não emissão de metanos, um dos gases mais importantes para o aquecimento global. Por isso, o aproveitamento da serragem é o maior atenuante do PAG com participação relativa de -186%.

A geração de eletricidade tem participação significativa no PEAF com 43,5%. Este processo também participa com 17,4% do PA e 10,3% do PAG.

Os processos de transporte, tanto da serragem à UPR quanto o transporte do bioóleo da UPR à refinaria, têm comportamento semelhantes. Ambos contribuem mais para a acidificação e para a eutrofização, devido aos gases gerados na combustão do diesel. O transporte do bioóleo tem maior participação em ambas as categorias de impacto, com 47,8% para o PA e 38,8% para o PE contra 20,7% e 16,9% para o transporte da serragem respectivamente. Esta diferença é em razão da maior distância percorrida até a refinaria, causando um maior consumo de diesel.

A produção do diesel tem baixa participação na carga ambiental do bioóleo com 23,6% das emissões referentes ao PEAF, além de 9% das emissões do PA e do PDA. A produção do nitrogênio tem contribuição praticamente nula para os impactos ambientais do sistema, o que pode ser explicado pela pequena quantidade demandada.

4.5.3. Interpretação do Ciclo de Vida do Bioóleo

A avaliação dos impactos ambientais denotou a importância do processo pirólise rápida no perfil ambiental do bioóleo. Este processo é o agente exclusivo para a toxicidade humana, além de ser o principal na criação do ozônio fotoquímico, na ecotoxicidade da água fresca, na

eutrofização e na acidificação. Os resultados explicitam o maior volume de fluxos deste processo em relação aos outros.

O aproveitamento da serragem compensa largamente todas as emissões de CO₂ equivalente ao evitar as emissões de metano de sua potencial decomposição.

A contribuição do processo de produção do petróleo cru é indireta, a sua substituição por bioóleo em uma refinaria implica na sua “não extração” e conseqüentemente em impactos evitados referentes a este processo. Isto não quer dizer que há uma diminuição das emissões dos demais processos, mas que as emissões e a depleção de recursos abióticos que normalmente ocorreriam para abastecer uma refinaria com petróleo cru e que são evitadas, compensam parte das emissões e depleção reais. Há, por assim dizer, um “desconto” nos impactos diretamente relacionados à produção do bioóleo. Assim, o bioóleo produzido substitui aproximadamente 50% de petróleo cru em uma refinaria e as emissões evitadas mitigam 17% das emissões reais, o PAG reduz mais 18% e são poupados cerca de 10 vezes mais recursos abióticos do que são consumidos.

- Limitações

A Pirólise Rápida é o processo mais influente no perfil ambiental do bioóleo e, portanto, é o processo que requer mais rigor em sua construção. No entanto, algumas das suas emissões não foram medidas, mas sim calculadas a partir de informações da literatura. Os gases incondensáveis puderam ser medidos à medida que eram gerados. Já os gases da combustão do carvão foram calculados a partir dos valores obtidos por ANDREAE & MERLET (2001). Os autores apresentam fatores de emissão para diversos gases gerados na queima de diferentes tipos de biomassa, entre elas o carvão vegetal. Estes fatores vêm de outras publicações e certamente os carvões queimados são produzidos a partir de várias biomassas e em condições distintas das consideradas neste estudo. Mas convém ressaltar que mesmo o carvão produzido a partir da serragem do desdobro de toras amazônicas terá propriedades heterogêneas. A serragem é parte de árvores de florestas nativas que cresceram em condições edafoclimáticas variáveis.

O sistema, tal como foi planejado, se baseia nas situações mais próximas da realidade brasileira, sobretudo da região norte do país. Assim, alguns processos podem não ser os mais adequados do ponto de vista ambiental. O transporte do bioóleo se encaixa nesta discussão. A logística do transporte de carga brasileiro está baseada no modal rodoviário com 61,1% do total da carga transportada (CNT, 2011). A maior parte da produção do país chega aos seus

destinos em caminhões que percorrem estradas de baixa qualidade, em especial nos estados da região norte. E essa região tem uma vocação natural ao transporte aquaviário em virtude da alta concentração de rios navegáveis durante todo o ano. O presente sistema seria bastante privilegiado com esta modalidade de transporte, pois a unidade de pirólise rápida estaria em Tucuruí, cidade às margens do rio Tocantins, que tem sua foz no Oceano Atlântico. A cidade sede da refinaria é Fortaleza, localizada no litoral do mesmo oceano. A distância entre os portos das duas cidades é de 1740,8 km. Embora o trajeto seja um pouco maior que o percorrido em rodovias, a eficiência do transporte aquaviário é muito maior. Para transportar a mesma quantidade de bioóleo o consumo de combustível é muito menor pelos rios em razão da correnteza a favor em direção ao mar. No entanto, tal mudança de via de escoamento da produção, acarreta em impactos a mais um sistema. Os corpos hídricos, os rios e o mar, passam a ser diretamente afetados pelo deslocamento de barcos e balsas transportando bioóleo. Novas variáveis passam a fazer parte do sistema e devem ser avaliadas a fim de se averiguar as reais vantagens deste modal de transporte de cargas na região.

A unidade de conversão da serragem em bioóleo, tal qual foi dimensionada, prevê o aproveitamento de toda a serragem gerada no desdobro primário das toras na região amazônica. Trata-se de uma planta centralizada, de funcionamento contínuo durante 28 dias do mês, portanto há também emissões contínuas para o ar. Por estar virtualmente instalada em Tucuruí, as emissões provocarão impactos diretos à população da cidade, devido ao volume de serragem a ser processado. Entre os gases emitidos, os HAP trazem grande preocupação, pois têm ação local e são carcinogênicos. Conforme já destacado, o PTH deste sistema está diretamente vinculado a este gás. Outro problema ligado à centralização é o transporte da serragem. Esta biomassa apresenta baixa massa específica, portanto é muito volumosa, característica que diminui a eficiência do transporte. O bioóleo, por sua vez, é muito denso, ao menos quatro vezes mais que a biomassa. Esta diferença evidencia a vantagem em transportar bioóleo no lugar de serragem.

Então, a descentralização da UPR em unidades menores instaladas nas principais cidades-pólo das zonas de exploração madeireira interfere diretamente em duas frentes: emissões HAP e distância de transporte da serragem. As emissões absolutas não se alteram, pois se referem à quantidade total de carvão queimada, que está diretamente relacionada com a serragem processada em todo o estado do Pará. Mas a abrangência local/regional do PTH, permite afirmar que duas UPRs serão menos impactantes que uma, mesmo que a emissão absoluta

seja a mesma. Uma UPR centralizada emite 1912,15 kg de DCB equivalente de acordo com a quantidade de serragem identificada na pesquisa. Duas unidades descentralizadas processarão a metade de serragem disponível cada e conseqüentemente emitirão 956,2 kg de DCB equivalente. Por se tratar de uma categoria de impacto local, é mais interessante diluir as emissões em unidades menores. Os 1912,15 kg DCB equivalentes continuam a ser emitidos, porém divididos em pontos distintos, o que equivale a menores emissões por ponto. No entanto, para que tal divisão surta efeito, é necessário que as plantas sejam instaladas nas mesmas condições se fossem apenas uma. Isto quer dizer que as plantas devem ser instaladas em áreas equidistantes de centros urbanos, assim a área de influência da UPR deve ser a mesma para ambos os casos, caso contrário a emissão relativa (kg DCB equivalente por habitante ou por área) pode ser a mesma e o efeito benéfico da descentralização se anula.

Os impactos dos transportes da serragem e do bioóleo são avaliados a partir da relação entre as distâncias, a massa e o consumo de combustíveis. A relação é direta, quanto maiores as distâncias percorridas e as quantidades de carga transportada, maior será o consumo de diesel e conseqüentemente haverá mais emissões para o ar. A descentralização implica em menores distâncias percorridas para o transporte da mesma quantidade de serragem (dependendo do número de UPRs), o que acarreta em um pequeno aumento da distância referente ao transporte do bioóleo que também é em menor quantidade, 70% da massa inicial da serragem. Mas a maior parte do trajeto percorrido pelo bioóleo será por via aquática, já que toda a produção descentralizada seria enviada à Tucuruí, de onde partiria para Fortaleza. Assim, a descentralização provocaria uma diminuição do consumo de diesel que implica na redução das emissões para o ar.

4.6. CONCLUSÕES

Os resultados da Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida do bioóleo mostram que os potenciais impactos ambientais a ele associados se referem basicamente ao processo de Pirólise Rápida (PR). De fato, é a etapa que mais concentra insumos e como consequência as maiores emissões. A PR se caracteriza por não gerar subprodutos para fora dos seus limites, uma vez que o carvão produzido no processo é consumido internamente e os gases incondensáveis são utilizados como gás vetor.

O aproveitamento da serragem e a substituição do petróleo cru por bioóleo desempenham papéis semelhantes no sistema, pois ambos interferem no perfil ambiental por evitar emissões. O bioóleo tem importante papel na substituição do petróleo cru em uma refinaria, o que implica na redução de praticamente todas as categorias de impacto, em especial na depleção dos recursos abióticos. Na outra ponta da cadeia, o uso da serragem evita as emissões da sua decomposição e promove a remoção de CO₂ equivalentes, diminuindo o potencial de aquecimento global.

Em função das hipóteses assumidas ao longo do estudo, há a necessidade de avaliações posteriores. As questões de transporte e de descentralização da UPR refletem a importância de uma avaliação de cenários a fim de se determinar quais são as opções que causam menos impactos ambientais. Em relação aos parâmetros obtidos em consulta à literatura, há alguns sobre os quais não se sabe seus limites de variação, portanto suas influências podem estar sendo subestimadas ou superestimadas. Este é o caso dos consumos energéticos térmico e elétrico, que devem ser alvo de análises de sensibilidade para se determinar o grau de confiança da escolha. Já o rendimento em incondensáveis tem uma faixa de variação do rendimento gravimétrico mínimo e máximo definida, portanto sua influência pode ser avaliada em uma análise de incerteza.

REFERÊNCIAS

- ANDREAE, M. O., MERLET, P. Emissions of trace gases and aerosols from biomass burning. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 15, n. 4, pp. 955-966. 2001.
- BATISTA, D. C., CARVALHO, A. M. Avaliação do desempenho operacional de uma serraria através do estudo do tempo, rendimento e eficiência. **Scientia Forestalis**, v. 75, pp. 31-38. 2007.
- BIASI, C. P. **Rendimento e Eficiência no Desdobro de Três Espécies Tropicais**. Dissertação apresentado ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005. 72 p.
- BLIN, J., VOLLE, G., GIRARD, P., BRIDGWATER, T., MEIER, D. Biodegradability of biomass pyrolysis oils: Comparison to conventional petroleum fuels and alternative fuels in current use. **Fuel**, v. 86, pp. 2679-2686. 2007.
- BRAND, M. A., MUÑIZ, G. I. B., SILVA, D. A. da, KLOCK, U. Caracterização do rendimento e quantificação dos resíduos gerados em serraria através do balanço de materiais. **Revista Floresta**, v. 32, n. 2, pp. 247-259. 2002.
- BRIDGWATER, A. V., TOFT, A. J., BRAMMER, J. G. A techno-economic comparison of power production by biomass fast pyrolysis with gasification and combustion. **Renewable & sustainable Energy reviews**, v. 6, pp. 181-248. 2002.
- BRIDGWATER, A. V. Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. **Biomass & Bioenergy**, v. 38, pp. 68-94. 2012.
- CARUSO, M. S. F., ALABURDA, J. Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos – benzo(a)pireno: uma revisão. **Revista Instituto Adolfo Lutz**, v. 67, n. 1, pp. 1-27. 2008.
- CHERUBINI, F., STRØMMAN, A. H. Life cycle assessment of bioenergy systems: State of the art and future challenges. **Bioresource Technology**, v. 102, pp. 437-451. 2011.
- CIRAD. **An assessment of bio-oil toxicity for safe handling and transportation**. Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement: Montpellier, France. 2005. 57 p.
- CNT. **Pesquisa CNT de rodovias 2012: relatório gerencial**. Confederação Nacional do Transporte: Brasília, 2012. 408 p.

- CNT. **Plano CNT de Transporte e Logística 2011**. Confederação Nacional do Transporte: Brasília, 2011. 374 p.
- DAUGAARD, D. E., BROWN, R. C. Enthalpy for pyrolysis for several types of biomass. **Energy & Fuels**, v. 17, pp. 934-939. 2003.
- DIEBOLD, J. P. **A review of the Toxicity of Biomass Pyrolysis Liquids Formed at Low Temperatures**. National Renewable Energy Laboratory – NREL: Colorado, USA. 1997. 42 p.
- THE ENGINEERING TOOL BOX. Disponível em:
http://www.engineeringtoolbox.com/specific-heat-capacity-gases-d_159.html
- EUROPEAN COMMISSION. **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Framework and requirements for Life Cycle Impact Assessment – models and indicators**. Joint Research Center, Institute for Environment and Sustainability: Luxembourg, 2010. 116 p.
- FAN, J., KALNES, T. N., ALWARD, M., KLINGER, J., SADEHVANDI, A. Life cycle assessment of electricity generation using fast pyrolysis bio-oil. **Renewable Energy**, v. 36, pp. 632-641. 2011.
- HAN, J., ELGOWAINY, A., PALOU-RIVERA, I., DUNN, J. B., WANG, M. Q. **Well-to-Wheels Analysis of Fast Pyrolysis Pathways with GREET**. Argonne National Laboratory: Oak Ridge, Tennessee, USA, 2011. 76 p.
- HSU, D. Life cycle assessment of gasoline and diesel produced via fast pyrolysis and hydroprocessing. **Biomass & Bioenergy**, v. 45, pp. 41-47, 2012.
- IMAZON. **Fatos Florestais da Amazônia 2010**. Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia: Belém, 2010. 124 p.
- IRRIBAREN, D., PETERS, J. F., DUFOUR, J. Life cycle assessment of transportation fuels from biomass pyrolysis. **Fuel**, v. 97, pp. 812-821. 2012.
- LUO, Z., WANG, S., CEN, K. A model of wood flash pyrolysis in fluidized bed reactor. **Renewable Energy**, v. 30, pp. 377-392. 2005.
- NASCIMENTO, S. M., DUTRA, R. I. J. P., NUMAZAWA, S. Resíduos de indústria madeireira: caracterização, consequências sobre o meio ambiente e opções de uso. **Holos Environment**, v. 6, n. 1, pp. 8-21. 2006.

- ROGERS, J. G., BRAMMER, J. G. Estimation of the production cost of fast pyrolysis bio-oil. **Biomass & Bioenergy**, v. 36, pp. 208-217. 2012.
- SORSA, R. **The Life Cycle Assessment of Pyrolysis Oils Derived from Logging Residues**. Master's thesis presented to Lappeenranta University of Technology, Finland. 2011. 109 p.
- THAMBURAJ, R. **Fast Pyrolysis of Biomass for Green Power Generation (DynaMotive Energy Systems Corporation)**. In: 1st World Conference and Exhibition on Biomass for Energy and Industry. 5-9 June 2000, Sevilla, Spain. 7 p.
- VALÉRIO, A. F., WATZALAWICK, L. F., SANTOS, R. T. dos, BRANDELERO, C., KOEHLER, H. S. Quantificação de resíduos e rendimento no desdobro de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze. **Floresta**, v. 37, n. 3, pp. 387-398. 2007.
- XIU, S., SHAHBAZI, A. Bio-oil production and upgrading research: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, pp. 4406-4414. 2012.
- ZHONG, Z. W., SONG, B., ZAKI, M. B. M. Life-cycle assessment of flash pyrolysis of wood waste. **Journal of Cleaner Production**, v. 18, pp. 1177-1183. 2010.

Capítulo 5 – AVALIAÇÃO AMBIENTAL DA EXPANSÃO DO SISTEMA DE PRODUÇÃO DE MADEIRA SERRADA COM USO DA SERRAGEM PARA PRODUÇÃO DE BIOÓLEO

5.1. INTRODUÇÃO

A produção do óleo pirolítico requer uma estrutura com certo grau de industrialização, além da logística de transporte da serragem e do óleo para futuros beneficiamentos. Esta nova cadeia produtiva acarreta em impactos ambientais que devem ser avaliados. O perfil ambiental do bioóleo de serragem foi avaliado e discutido no capítulo 4. O sistema de produção do bioóleo promove a mitigação do aquecimento global e da depleção de recursos abióticos, mas também pode causar a toxicidade humana.

A produção do bioóleo não é um sistema isolado, mas sim um subsistema do sistema inicial de produção de serrado bruto. A pirólise rápida é uma consequência potencial da oferta de serragem, uma extensão do sistema (Figura 5.1). Os impactos ambientais relativos ao bioóleo não podem ser desvinculados do serrado bruto. Portanto, o presente capítulo tem como objetivo geral analisar as consequências ambientais da integração dos sistemas de produção do bioóleo com o de produção do serrado bruto. Os objetivos específicos são comparar cenários de produção do bioóleo e identificar o cenário com o perfil ambiental de menor impacto e verificar a influência das incertezas sobre os perfis ambientais sob avaliação.

O capítulo inicia com uma revisão sobre a gestão de resíduos em trabalhos de Avaliação do Ciclo de Vida e passa à discussão dos problemas gerados pelas incertezas inerentes a este tipo de estudo. Em seguida, a construção de cenários é apresentada como uma ferramenta capaz de avaliar os efeitos de mudanças nos sistemas. Então dois cenários para a pirólise da serragem são propostos e comparados ao cenário de referência do capítulo 4. Após a definição do cenário de menor impacto ambiental, passa-se a análise dos efeitos das incertezas sobre os perfis ambientais do serrado bruto e do bioóleo. Ao final, são analisados os potenciais efeitos da integração dos dois sistemas.

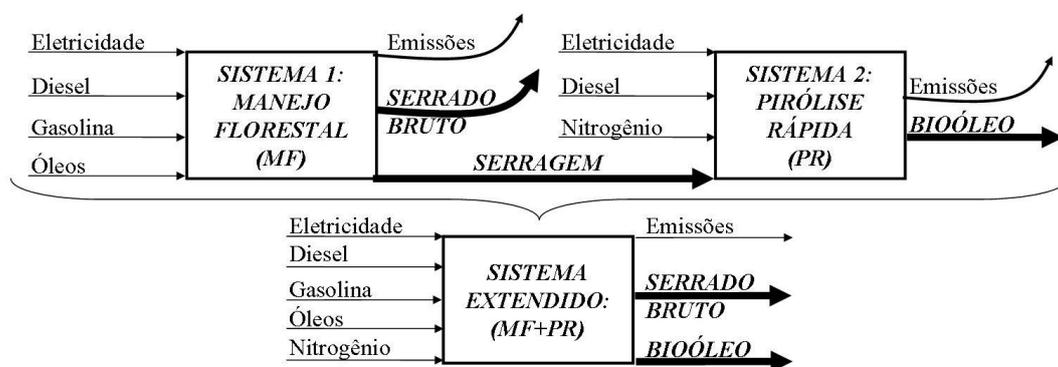


Figura 5.1 – Integração dos sistemas de produção de serrado bruto (MF) e de bioóleo (PR).

5.2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

5.2.1. Gestão de Resíduos em ACV

Os resíduos são inerentes a qualquer sistema de produto, a sua destinação é o que determina se eles serão encarados como coprodutos ou como rejeitos. A diferença está na utilidade do material: se ele pode ter uma função em outro sistema ou mesmo dentro do sistema em que foi gerado, ele é um subproduto ou coproduto, caso contrário trata-se de um rejeito que contabilizará como emissão do sistema.

Os resíduos seguem uma hierarquia para mitigação de seus impactos: redução da geração, reuso, reciclagem, queima com recuperação da energia e disposição em aterros (FINNVEDEN *et al.*, 2005). A redução dos resíduos é muitas vezes alcançada com avanços tecnológicos que aumentam a eficiência dos processos, mas normalmente eles são inevitáveis. Então o reuso é o mais indicado, pois ele demanda poucas interferências para tornar o resíduo reutilizável da mesma forma que a matéria-prima original. Quando o material sofre transformações tais que inviabilizam seu reuso, mas as substâncias que o compõem foram pouco alteradas, a reciclagem passa a ser indicada. No caso da impossibilidade da reciclagem pelo alto grau de degradação das substâncias originais de um material residual, a última valorização que resta é a sua queima para geração de energia.

FINNVEDEN e colaboradores (2009) destacam que existem várias ferramentas ACV, dentre as quais, as mais proeminentes e tradicionais são as de gestão de resíduos. HEIJUNGS e GUINÉE (2007) afirmam que a gestão de resíduos é bastante popular em estudos de ACV, principalmente pela necessidade de alternativas à disposição final em aterros.

A avaliação do desempenho ambiental do aproveitamento de resíduos pela abordagem ACV é a mais indicada porque as consequências ambientais de tal atividade podem depender mais dos sistemas adjacentes que das emissões da própria gestão dos resíduos (EKVALL, 1999). Por sua vez, os benefícios provindos da gestão dos resíduos podem ser atestados pela ACV pelos mais diversos processos como: queima para geração de energia que substitui fontes fósseis, reciclagem de materiais que evitam a extração de matéria-prima, tratamento biológico que reduz o uso de fertilizantes sintéticos, entre outros (EKVALL *et al.*, 2007).

5.2.2. Incerteza e sensibilidade

A interpretação dos resultados de um estudo de ACV implica invariavelmente em novas avaliações, uma vez que é neste momento em que se identifica o efeito das incertezas. Estas se referem à falta de conhecimento ou à aleatoriedade inerente ao sistema e podem estar relacionadas à base de dados, ao modelo proposto, aos erros estatísticos ou de medidas, à subjetividade e às mudanças futuras no sistema (BAKER, 2009). HUIJBREGTS (1998) destaca seis fontes de incerteza e variabilidade na ACV: parâmetros, modelo, escolhas, variação do espaço, variação do tempo e variabilidade entre fontes e objetos.

As incertezas estão presentes em todas as fases da ACV e quantificá-las aumenta a transparência do estudo (BAKER, 2009). Após a identificação das questões significativas, a avaliação dos resultados finais é realizada para determinar a confiança e a robustez do estudo (ISO, 2006). Esta avaliação final parte do pressuposto de que há dados/parâmetros imprecisos ou ausentes que foram identificados na checagem da integridade do ICV e/ou da AICV e que podem alterar o desempenho ambiental do sistema, portanto devem ser avaliados com o intuito de determinar o seu grau de interferência. Para tanto, pode-se variar algum(ns) parâmetro(s) e avaliar as mudanças nos resultados do ICV e AICV em relação à situação de referência. (CHEHEBE, 1997).

A análise da incerteza analisa a variabilidade dos dados da Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida (AICV) e a análise de sensibilidade mede o efeito sobre os indicadores de impacto devido às mudanças no Inventário do Ciclo de Vida (ICV) (CURRAN, 2006). Enquanto que na análise de sensibilidade as mudanças são deliberadamente introduzidas, na análise de incerteza dados empíricos são utilizados nas faixas de incerteza de parâmetros específicos (GUINÉE *et al.*, 2004).

5.2.3. Cenários

A construção de cenários parte do princípio que o futuro é imprevisível e incerto e que é preciso preparar-se para diferentes circunstâncias futuras. Neste contexto a SETAC (Sociedade de Toxicologia Ambiental e Química) da Europa estabeleceu um grupo de trabalho dedicado ao desenvolvimento de cenários em ACV (PESONEN *et al.*, 2000). A definição de cenário proposta pelo grupo é *a descrição de uma situação futura possível e relevante para aplicações específicas de ACV, baseado em hipóteses específicas sobre o*

futuro e, quando relevante, incluindo a apresentação do desenvolvimento do passado para o futuro.

O uso de cenários é um método de estudo prospectivo que considera as incertezas inerentes ao futuro e prevê que a modelização leva a diferentes situações que podem ser descritas na forma de cenários. Estudos ACV demandam a modelização do futuro tanto para estudos consequenciais, onde os impactos de decisões futuras são avaliados, quanto para estudos atribucionais que visam avaliar tecnologias e sistemas futuros (FINNVEDEN *et al.*, 2009).

Estudos de cenários vislumbram basicamente situações futuras possíveis, prováveis e preferíveis. Desta forma, os cenários ainda podem ser categorizados em preditivos (o que vai acontecer?), explorativos (o que pode acontecer?) e normativos (Como atingir uma situação específica?) (BÖRJESON *et al.*, 2006). Em estudos ACV, todas as categorias podem acontecer e duas abordagens mais específicas são identificadas: *what-if* (e se?) e *cornerstone* (PESONEN *et al.*, 2000). O cenário *what if* é o mais aplicado em ACV e é utilizado para comparar duas ou mais opções em uma situação de curto prazo, bem definida, na qual o pesquisador pode estabelecer hipóteses baseado em dados existentes. Os resultados são comparações quantitativas das opções selecionadas que determinarão a pior e a melhor entre elas. O cenário *cornerstone* oferece informações estratégicas para longos períodos de planejamento e serve de base para estudos futuros mais específicos, estes idealizados como cenários *what if*.

Esta revisão traz à tona os problemas intrínsecos ao estudo ACV, ocasionados pelo acúmulo de incertezas ao longo da sua elaboração. Tais incertezas podem abalar a confiança nos resultados do estudo, portanto a própria ferramenta propõe medidas para avaliar o grau de interferência destas, como as análises de incerteza e sensibilidade. Já a construção de cenários é uma das alternativas disponíveis para verificar a opção que causa menos impactos ambientais entre duas ou mais situações escolhidas. Assim, o presente capítulo pretende comparar os cenários propostos que vislumbram a melhoria do processo de pirólise rápida e, a partir dos resultados destas comparações, chega-se ao objetivo principal: avaliar as consequências ambientais da integração do sistema de produção de bioóleo ao sistema de produção de madeira serrada sob regime de manejo florestal no estado do Pará.

5.3. MATERIAL E MÉTODOS

A avaliação do ciclo de vida do bioóleo de serragem possibilitou a identificação de pontos críticos no sistema que interferem no seu desempenho ambiental. No intuito de melhorar as consequências ambientais da pirólise rápida, propõe-se cenários alternativos com modificações específicas, que também devem ser factíveis. As recomendações realizadas anteriormente no capítulo 4 definem a construção de dois cenários: transporte aquaviário do bioóleo e descentralização das Unidades de Pirólise Rápida (UPRs). Estes são avaliados segundo os mesmos princípios da situação de base a fim de se determinar os benefícios ou prejuízos com as potenciais mudanças.

Outra questão que requer atenção é a respeito das incertezas inerentes ao estudo. Os dados/parâmetros imprecisos que devem ser avaliados estão tanto no sistema de produção de madeira serrada quanto no sistema de produção de bioóleo. Duas análises são propostas: incerteza e sensibilidade.

Para a análise de incerteza, faz-se uma variação dos parâmetros entre os valores limites mínimo e máximo previamente determinados, desta forma, é possível verificar o grau de interferência ambiental de um parâmetro quando alterado para valores conhecidos. Os parâmetros analisados quanto à incerteza são: porcentagem de carbono emitido durante a decomposição da serragem e a porcentagem de serragem disponível após o desdobro das toras.

Na análise de sensibilidade verifica-se a interferência ambiental de parâmetros que não foram calculados ou medidos, sendo provenientes diretamente da literatura. Para tanto se faz uma variação destes dentro de limites mínimo e máximo estabelecidos pelo pesquisador. No caso da presente pesquisa, definiu-se uma variação de 50%, para mais e para menos. Os parâmetros analisados quanto à sensibilidade são: a eletricidade consumida na serraria, a quantidade de metano emitida em relação à serragem decomposta, a distância percorrida para a realização das atividades pré-exploratórias do manejo florestal, a eletricidade consumida na planta de pirólise rápida, a quantidade de nitrogênio consumida como gás vetor na fluidização e a quantidade de diesel consumido na inicialização da planta de pirólise.

5.4. RESULTADOS

5.4.1. Cenário 1: Transporte Aquaviário do bioóleo

O sistema de produção do bioóleo é composto pelos mesmos processos que no cenário base até a saída do produto (Geração de Serragem, Transporte Rodoviário da Serragem e Pirólise Rápida). O bioóleo é então transferido para um navio tanque com capacidade de carga entre 500 e 2000 toneladas, que navega pela costa. Trata-se de um modelo global proveniente da base de dados para transporte do software GaBi 4.4[®] que consome óleo combustível leve. O único parâmetro livre é a distância, a qual foi ajustada para 1740,8 km, a serem percorridos entre Tucuruí e Fortaleza, de acordo com as informações da Agência Nacional de Transportes Aquaviários (ANTAQ, 2009). Ao chegar a Fortaleza, o navio tanque transfere o bioóleo diretamente à refinaria, como no cenário base. A figura 5.2 ilustra o novo cenário proposto.

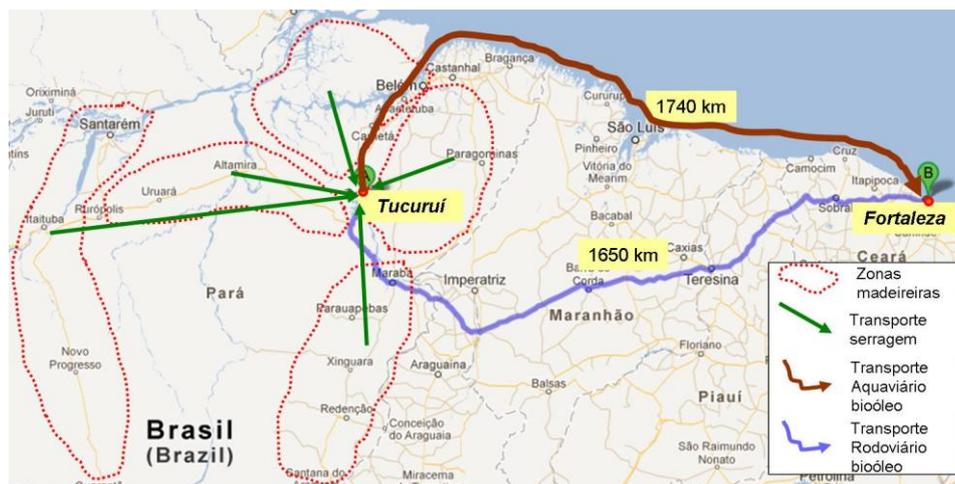


Figura 5.2 – Alternativas de transporte do bioóleo.

As diferenças marcantes entre os dois cenários são a redução do consumo de diesel e o consumo de óleo combustível leve, além do tipo de transporte (navio). Como previsto, o transporte pela água é mais eficiente que por terra. O consumo de óleo combustível leve no navio é 0,001 kg/km enquanto que é consumido 0,009 kg de diesel/km no caminhão para transportar 582,62 kg de bioóleo.

O menor consumo de diesel é o fator principal que remete às melhorias no perfil ambiental do bioóleo (Tabela 5.1). Há a óbvia diminuição da participação deste combustível em todas as categorias de impacto, mas algumas merecem destaque maior. O transporte rodoviário do

bioóleo é o maior consumidor de diesel no cenário base, portanto a sua substituição pelo aquaviário implica na redução de 27% e 28% das emissões responsáveis pela acidificação (PA) e eutrofização (PE) respectivamente, as duas categorias onde o transporte do bioóleo é mais influente. Menos diesel também quer dizer menores emissões para o Potencial de Ecotoxicidade da Água Fresca (PEAF) no processo de produção do combustível, provocando uma redução de 15% no sistema aquaviário.

Tabela 5.1 – Perfis ambientais do Bioóleo transportado até a refinaria por modal rodoviário e aquaviário.

CML 2001 – Dezembro, 2007		U.F.= 582,62 Kg de Bioóleo	
Categoria de Impacto	Unidade	Rodoviário	Aquaviário
PDA	kg Sb-eq.	-5,63	-5,92 (-5%)
PA	kg SO ₂ -eq.	0,70	0,51 (-27%)
PE	kg fosfato-eq.	0,13	0,1 (-28%)
PEAF	kg DCB-eq.	0,65	0,55 (-15%)
PAG	kg CO ₂ -eq.	-873,33	-920,22 (-5%)
PTH	kg DCB-eq.	1912,15	1910,64 (-0,1%)
PCOF	kg Eteno-eq.	4,33	4,31 (-0,4%)

O consumo do óleo combustível leve contribui menos justamente pelo fato do modal aquaviário ser mais eficiente, os navios consomem menos combustível que os caminhões por tonelada-quilômetro. Além disso, a produção de óleo combustível leve é menos impactante que a produção do diesel em cinco das sete categorias de impacto consideradas nesta pesquisa, com exceção do Potencial de Depleção Abiótica (PDA) e da PE.

Portanto, com a mudança do tipo de transporte, há uma redução em todas as categorias de impacto avaliadas. Tal redução se justifica principalmente pelas reduções no PA, no PE e no Potencial de Aquecimento Global (PAG), conforme pode ser visto na figura 5.3.

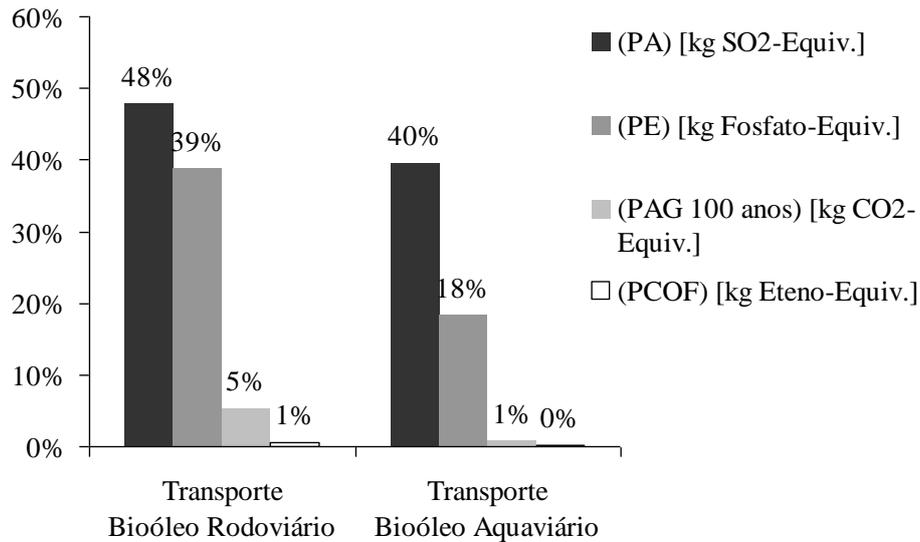


Figura 5.3 – Contribuições relativas dos modais de transporte do bioóleo em quatro categorias de impacto ambiental.

5.4.2. Cenário 2: Descentralização das Unidades de Pirólise Rápida

O sistema descentralizado é composto por cinco UPRs menores ao invés de uma, instaladas em cidades-pólo centrais de cada zona madeireira: Tucuruí, Moju, Itaituba, Altamira e Parauapebas (Figura 5.4). Cada uma destas recebe a serragem do desdobro de toras dos pólos madeireiros respectivos. As cinco zonas geram quantidade de serragem suficiente para operação de uma UPR comercial, em média 5 t/h estão disponíveis para uso em cada uma delas. A distância média percorrida pelos caminhões com serragem diminui para 250 km, pois eles se deslocam dentro dos limites das zonas madeireiras. Logo o transporte do bioóleo aumenta um pouco, ele é transportado por caminhão até Tucuruí, de onde partirá em navios tanque até Fortaleza. Os caminhões com bioóleo percorrem cerca de 240 km até o porto de Tucuruí. O trajeto até Fortaleza é de 1740 km.

A redução do consumo de diesel é novamente o fator que influencia no sistema. Apesar do aumento das distâncias a serem percorridas pela necessidade de transporte rodoviário do bioóleo até o porto, a massa transportada neste trecho é menor, o que implica em um menor consumo global de diesel em relação ao sistema centralizado. Há um consumo cerca de 13% menor, que reflete nas emissões do transporte rodoviário: somados, serragem e bioóleo emitem em média 13% menos gases equivalentes de todas as categorias de impacto avaliadas que o transporte somente da serragem no sistema centralizado.

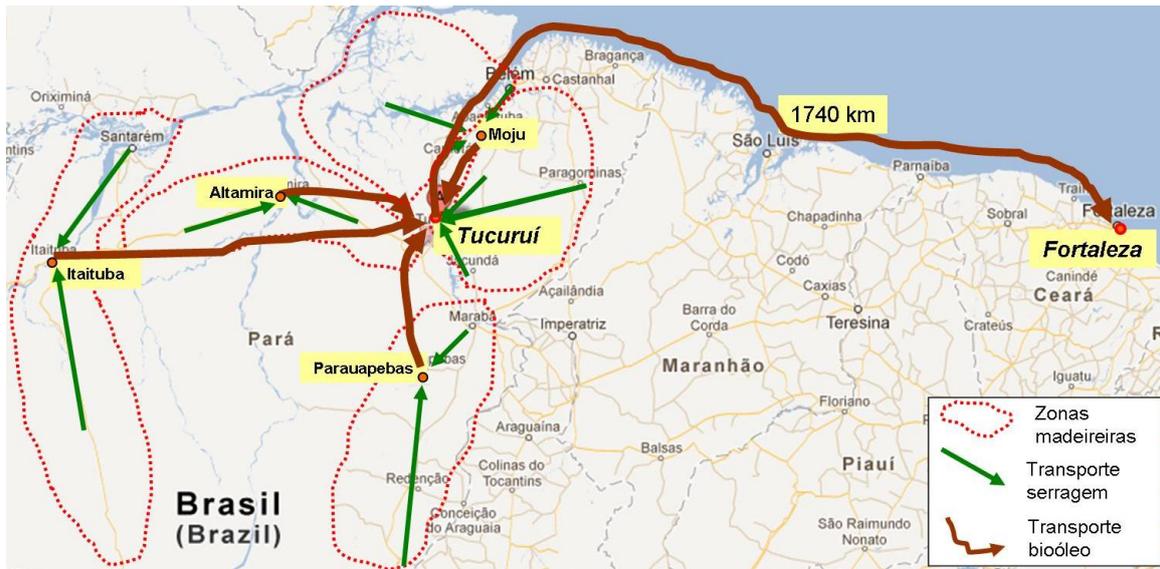


Figura 5.4 – Descentralização da produção de bioóleo.

A tabela 5.2 ilustra os efeitos da descentralização no perfil ambiental do bioóleo. De maneira geral, as alterações foram pequenas. As mais significativas foram as reduções de 8,6% na acidificação e 9,9% na eutrofização. Tais diminuições em ambas as categorias estão diretamente relacionadas ao menor consumo de diesel no sistema descentralizado.

O esperado benefício da descentralização está relacionado com a diminuição dos impactos locais. A implantação de cinco UPRs no lugar de apenas uma, diminui em 80% as emissões para cada unidade. Haverá menos emissões relativas em mais pontos, o que significa dizer que os impactos locais em cada um destes cinco pontos são menores que em uma UPR central.

Mas essa alternativa levanta outra questão: é melhor do ponto de vista ambiental ter menos emissões de gases de interferência local em mais pontos ao invés de emissões concentradas em um ponto? Para respondê-la é necessário compreender os reais efeitos do impacto no ambiente, nos seus componentes bióticos e abióticos. Trata-se de tarefa complexa, pois há diversas variáveis que devem ser consideradas, em especial quando se refere à saúde humana. Neste caso, para o PTH, passa-se de 1910 kg DCB-eq. emitidos em Tucuruí para 382 kg DCB-eq. emitidos além de Tucuruí, em Altamira, Itaituba, Parauapebas e Moju. Para Tucuruí a vantagem é evidente, mas para as outras cidades ocorre o surgimento de uma nova situação, negativa, onde quatro novas populações serão expostas.

Tabela 5.2 – Perfis ambientais do Bioóleo produzido em sistema centralizado e descentralizado.

CML 2001 – Dezembro, 2007		U.F.= 582,62 Kg de Bioóleo	
Categoria de Impacto	Unidade	Centralizado	Descentralizado
PDA	kg Sb-eq.	-5,92	-5,96 (-0,6%)
PA	kg SO ₂ -eq.	0,51	0,47 (-8,6%)
PE	kg fosfato-eq.	0,10	0,09 (-9,9%)
PEAF	kg DCB-eq.	0,55	0,53 (-4,5%)
PAG	kg CO ₂ -eq.	-920,22	-926,47 (-0,7%)
PTH	kg DCB-eq.	1910,64	1910,39 (-0,01%)
PCOF	kg Eteno-eq.	4,31	4,31 (-0,04%)

A ação local de uma categoria de impacto leva a entender que seria melhor apenas um ponto de emissão, no entanto, as relações entre as emissões de DCB equivalentes e a densidade populacional podem revelar o contrário. Assim, com base em dados do censo do IBGE (2010) para a região sob análise, no sistema centralizado em Tucuruí há a emissão de 92188,03 kg DCB eq.*hab/km² enquanto que no sistema descentralizado, as emissões totais de todas as UPRs juntas somam 30622,06 kg DCB eq.*hab./km². A tabela 5.3 sintetiza o cálculo destas emissões.

A avaliação dos cenários propostos denota que as alterações no transporte do bioóleo e a descentralização das UPRs trazem benefícios ao seu perfil ambiental. O transporte aquaviário diminui o consumo de diesel e a opção por UPRs menores distribuídas nos pólos madeireiros dilui as emissões. Portanto, o sistema de produção de bioóleo a integrar-se ao sistema de produção de serrado bruto incorpora estas mudanças.

Tabela 5.3 – Emissões equivalentes de DCB para a toxicidade humana por área e por habitante nos sistemas centralizado e descentralizado de produção de bioóleo.

Centralizado	Município	Área (km ²)	Habitantes	kg DCB Equiv.	hab./km ²	kg DCB Equiv.* hab./km ²
		Tucuruí	2086,17	100651	1910,64	48,25
Descentralizado	Município	Área (km ²)	Habitantes	kg DCB Equiv.	hab./km ²	kg DCB Equiv.* hab./km ²
	Parauapebas	7007,74	153942	382,02	21,97	8394,38
	Altamira	159695,94	105030	382,02	0,66	251,32
	Itaituba	62040,95	97704	382,02	1,58	601,79
	Moju	9093,85	69921	382,02	7,69	2938,12
	Tucuruí	2086,17	100651	382,02	48,25	18436,46
					SOMA	30622,06

5.4.3. Análises de Incerteza e de Sensibilidade

Após a definição do cenário menos impactante – *produção descentralizada com transporte aquaviário* – passa-se à averiguação dos efeitos das incertezas sobre os resultados do estudo.

Os parâmetros escolhidos para a análise de sensibilidade se caracterizam por serem dados não medidos ou calculados, obtidos diretamente na literatura. Para tanto se definiu uma variação de 50%, para mais e para menos, por não haver informação mais precisa sobre valores mínimos ou máximos para eles.

Já para a análise de incerteza, há informações sobre os limites máximos e mínimos, portanto faz-se uma variação dos parâmetros dentro destes limites para verificar seus efeitos nos perfis ambientais do serrado bruto e do bioóleo em relação ao valor padrão destes no cenário base. A tabela 5.4 apresenta estes parâmetros com suas variações.

Tabela 5.4 – Parâmetros sob análise de sensibilidade e incerteza.

MADEIRA SERRADA						
Processo	Parâmetro	Variação		Sensibilidade		
		mín.	máx.	-50%	Padrão	50%
Infraestrutura Viária	C emitido (%) Padrão = 80%	68	80			
	Serragem (%) Padrão = 10%	10	16			
Serraria	Eletricidade (kWh/m ³)			21,38	42,75	64,13
	CH ₄ (kg/kg serragem)			0,039	0,078	0,117
Atividades Pré-exploratórias	Deslocamento (km)			50	100	150
BIOÓLEO						
Processo	Parâmetro	Variação		Sensibilidade		
		mín.	máx.	-50%	Padrão	50%
Pirólise Rápida	Eletricidade (kWh/m ³)			0,25	0,50	0,75
	N ₂ kg			0,67	1,34	2,00
	Diesel ciclo (segundos)			7,5	15	22,5

Nas análises relativas ao serrado bruto, a variação do parâmetro da quantidade de carbono emitido devido à decomposição da biomassa suprimida na implantação da infraestrutura viária, teve pouca influência no perfil ambiental do serrado bruto. Como esperado, com uma menor emissão de carbono (68%), apenas o PAG e o PCOF tiveram uma redução de 7% e de 2% respectivamente.

Já a variação do rendimento volumétrico de serragem teve uma influência maior nas mesmas categorias de impacto. Com o aumento para 16% em serragem houve um acréscimo de 16% no PAG e 23% no PCOF. Os efeitos das variações de emissão de carbono e rendimento volumétrico em serragem podem ser observados na figura 5.5.

Para a análise de sensibilidade dos parâmetros da madeira serrada, o deslocamento mostrou ser pouco influente, com uma mudança máxima de 3%, para mais ou para menos, no PDA e no PEAFF. Mas as mudanças na quantidade de metano emitida em relação à quantidade de serragem e da demanda de eletricidade são representativas no perfil ambiental do serrado bruto. A mudança da demanda de eletricidade teve influência importante no PEAFF e no PA, com mudanças de 27% e 13% respectivamente, para mais e para menos, além de 3% no PAG e 2% no PE. Para o metano emitido, houve mudanças de 13% para o PAG e de 19% para o PCOF. A figura 5.6 expõe a sensibilidade dos parâmetros da produção de madeira serrada.

A análise de sensibilidade dos parâmetros do bioóleo mostrou que as quantidades de diesel e de N₂ não interferem no perfil ambiental do bioóleo nos intervalos propostos. Já a demanda de eletricidade proporcionou alterações de 13% para o PA, 2% para o PE, 27% para o PEA e 3% para o PAG, para mais e para menos. A sensibilidade do sistema à mudança da demanda em eletricidade está na figura 5.7.

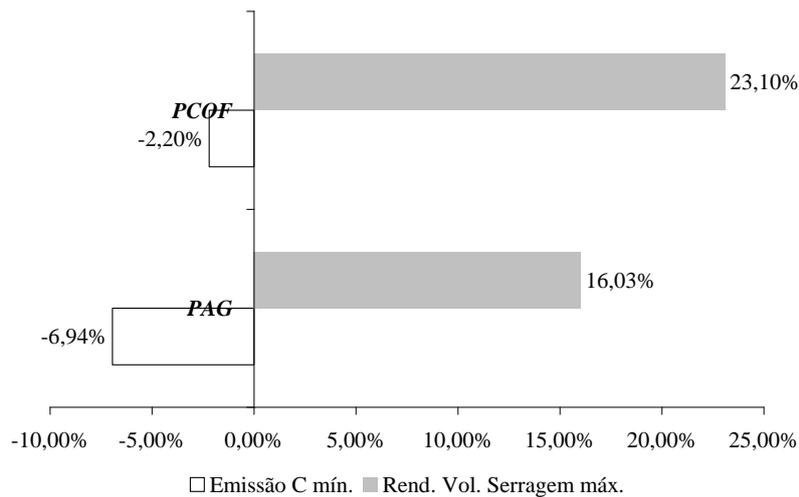


Figura 5.5 – Efeitos da variação dos parâmetros emissão de carbono (Infraestrutura viária) e rendimento volumétrico de serragem (Serraria).

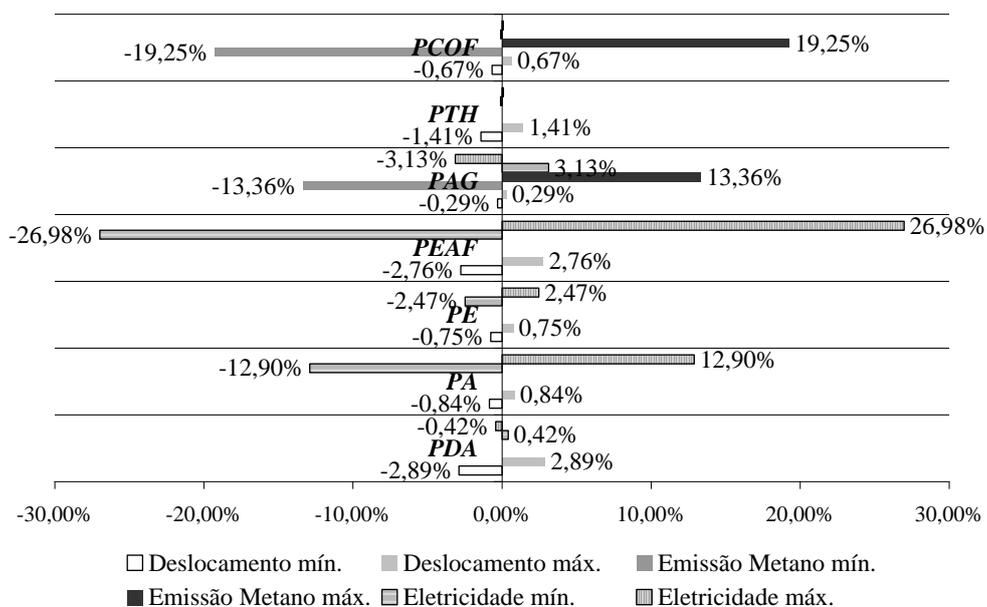


Figura 5.6 – Sensibilidade da produção de madeira serrada às mudanças nos parâmetros de deslocamento (Inventário Florestal) e emissão de metano (Serraria).

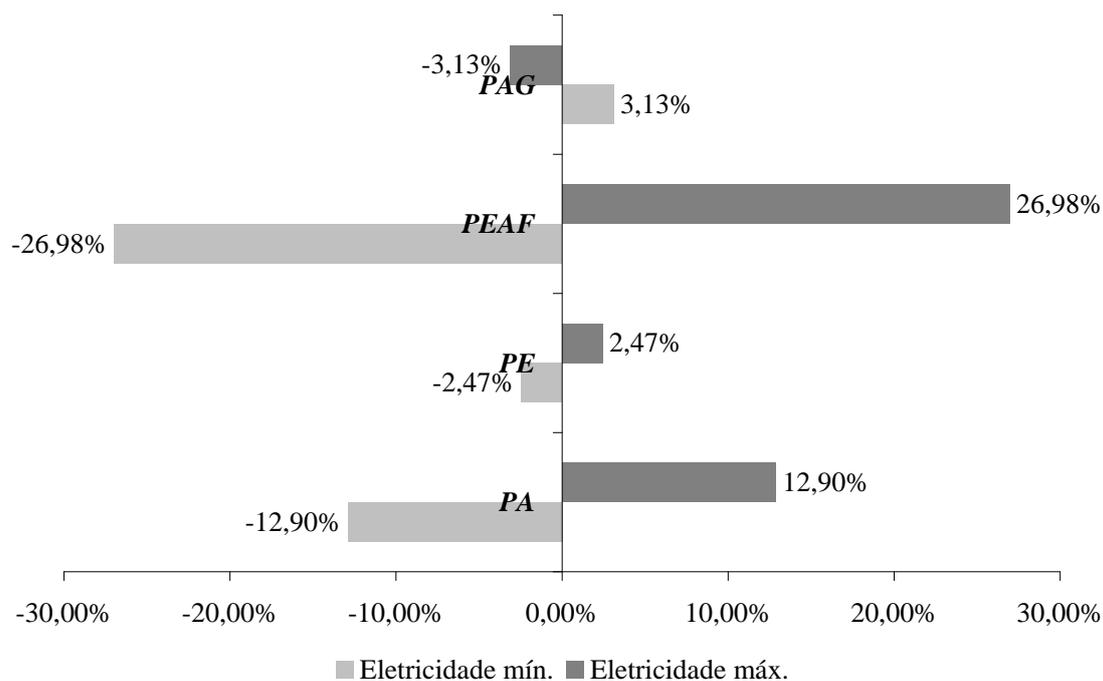


Figura 5.7 – Sensibilidade da produção de bioóleo às mudanças no parâmetro de eletricidade (Pirólise Rápida)

5.4.4. Integração dos Sistemas (Madeira Serrada+Bioóleo)

Após a realização dos estudos ACVs dos dois sistemas em separado e da determinação do cenário de produção de bioóleo mais adequado, faz-se necessário combiná-los para uma nova avaliação. Como um sistema é consequência do outro, os impactos ambientais não devem ser desvinculados. A figura 5.8 ilustra a participação relativa de cada sistema nas categorias de impacto avaliadas. A unidade funcional é 1 hectare de floresta, que provê 30 m³ de madeira em tora, que ao ser processada gera 832,32 kg de serragem que por sua vez se converte em 582,62 kg de bioóleo.

Há três situações distintas nos perfis ambientais do Manejo Florestal e da Pirólise Rápida. Na primeira situação, em duas categorias, no PDA e no PAG, a Pirólise Rápida contribui negativamente, o que significa que há mitigação destas. No caso do PDA, há uma forte redução do consumo de recursos abióticos em função da substituição do petróleo cru pelo bioóleo. Enquanto que no Manejo Florestal a produção do diesel consome cerca de 3 kg de Sb-eq., na Pirólise Rápida o bioóleo substitui quase o dobro, com aproximadamente 6 kg Sb-eq. de petróleo cru não extraídos. Por sua vez, o PAG é fortemente influenciado pelas emissões de metano provenientes da biodegradação da serragem no MF, com 1298,42 kg

CO₂-eq liberados para a atmosfera. Entretanto, na Pirólise Rápida estas emissões são evitadas pelo aproveitamento da serragem, além das emissões evitadas pela substituição do petróleo.

A segunda situação diz respeito às expressivas contribuições positivas da Pirólise Rápida. O PCOF mais de cinco vezes maior, enquanto que o PTH é mais de 100 vezes maior na Pirólise Rápida que no Manejo Florestal. Esta diferença se deve à presença de gases com alto fator de equivalência nas emissões da pirólise, o CO e o próprio eteno para o PCOF e os HAPs para o PTH. Estes gases têm baixa participação no Manejo Florestal.

A terceira situação é a maior contribuição do Manejo Florestal para o PA, o PE e o PEAf. O PA e o PE são relativos ao transporte das toras, que emitem mais da metade dos gases equivalentes de SO₂ e de fosfato. O PEAf é causado basicamente pela produção de diesel. Na Pirólise Rápida, estas três categorias são bastante afetadas pela substituição do petróleo cru, portanto suas emissões são baixas.

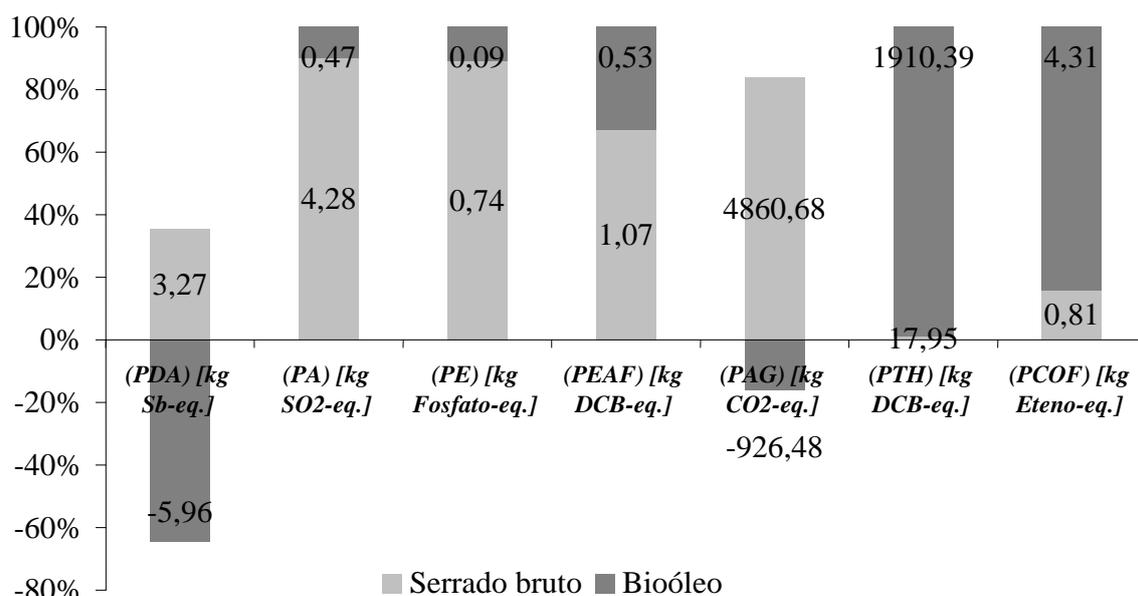


Figura 5.8 – Participação relativa dos sistemas (Serrado bruto e Bioóleo) em cada categoria de impacto ambiental.

Como o objetivo da produção de bioóleo é valorizar o passivo ambiental da produção de serrado bruto, estes dois sistemas devem ser somados. Assim, as emissões relativas à biodegradação da serragem já não acontecem. Porém, conforme discutido anteriormente, há uma série de novas emissões referentes ao aproveitamento da serragem que passarão a ser

responsabilidade indireta do sistema serrado bruto. A tabela 5.5 apresenta os resultados da soma dos sistemas.

Assim, um novo cenário se apresenta: a produção de bioóleo como uma ramificação da cadeia produtiva da madeira de florestas nativas, a serragem passa a ser o insumo principal da cadeia produtiva do bioóleo. Neste novo cenário o consumo de recursos abióticos para produção do diesel é compensado pela substituição do petróleo cru por bioóleo na refinaria, portanto o PDA se torna negativo. O PA, assim como o PE têm pequenos aumentos de 11% e 12% respectivamente, promovidos pelas emissões de SO₂, NO_x e N₂O nos processos de transporte e na reação de pirólise rápida. O PEAf aumenta em 49% devido às emissões de HAP também da pirólise.

Tabela 5.5 – Soma do perfil ambiental dos sistemas de produção do serrado bruto e do bioóleo.

CML 2001 – Dez., 2007		U.F.= 35500 kg de tora		
Categoria de Impacto	Unidade	Serrado Bruto (I)	Bioóleo (II)	I + II
PDA	kg Sb-eq.	3,27	-5,96	-2,69
PA	kg SO ₂ -eq.	4,28	0,47	4,75
PE	kg PO ₄ ⁻ -eq.	0,74	0,09	0,83
PEAF	kg DCB-eq.	1,07	0,53	1,60
PAG	kg CO ₂ -eq.	4860,68	-926,48	3934,21
PTH	kg DCB-eq.	17,95	1910,39	1928,34
PCOF	kg C ₂ H ₄ -eq.	0,81	4,31	5,12

O PAG encontra-se em uma situação particular. Antes da integração dos sistemas a biodegradação da serragem emitia CH₄ para o ar. Ao aproveitar a serragem tais emissões foram evitadas, mas outras foram criadas pela conversão desta em bioóleo. Somadas as emissões positivas dos dois sistemas com o CH₄ evitado pelo aproveitamento da serragem, o PAG teve uma redução de 19%.

O PTH foi a categoria que sofreu a mudança mais drástica, ele cresceu 10742% com as novas emissões da pirólise rápida. O PCOF também teve um expressivo acréscimo, da ordem de 632%. Ambas as categorias devem seus expressivos aumentos à falta de tratamento dos gases

da pirólise, os incondensáveis e os gases da combustão do carvão. A figura 5.9 ilustra essas mudanças, sendo o Serrado bruto como o cenário de referência, igual a 100%, e a soma com o Bioóleo o novo cenário.

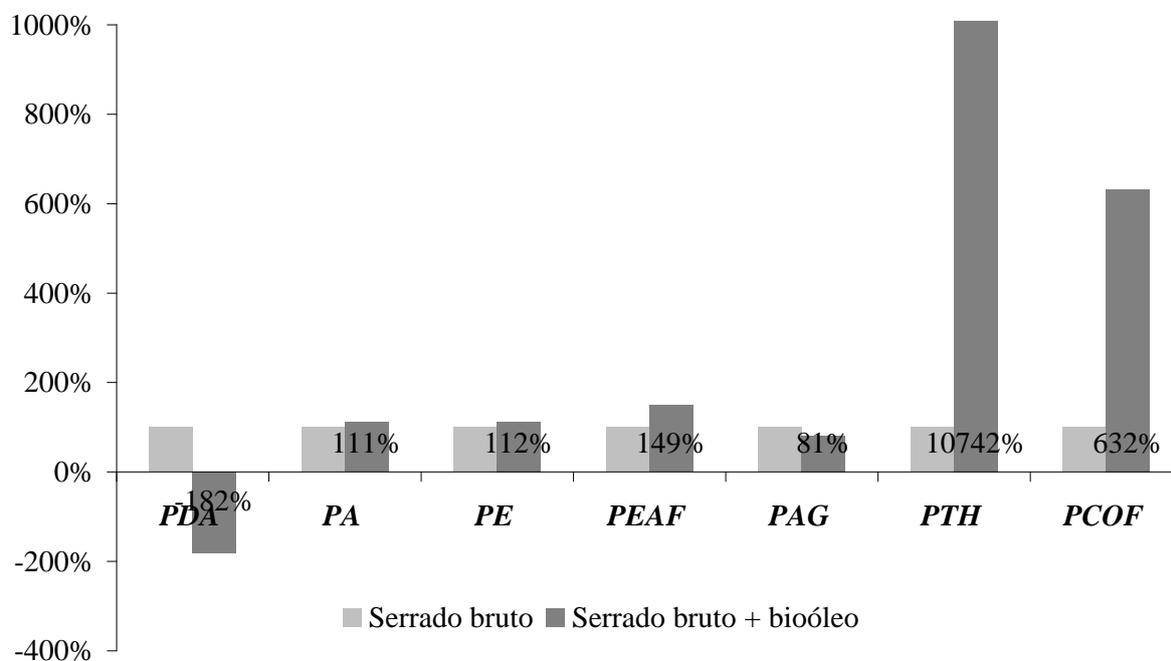


Figura 5.9 – Variação relativa dos impactos do Manejo Florestal com a produção de bioóleo a partir da serragem.

O gráfico demonstra os efeitos relativos da integração (soma) dos dois sistemas. A produção de bioóleo traz mudanças expressivas no perfil ambiental do serrado bruto: favoráveis em duas categorias de impacto (*PDA* e *PAG*), extremamente desfavoráveis em outras duas (*PTH* e *PCOF*) e levemente desfavoráveis nas três restantes (*PA*, *PE* e *PEA*).

5.5. CONCLUSÕES

Este capítulo avaliou as potenciais consequências ambientais da produção de óleo de pirólise ou bioóleo a partir do aproveitamento da serragem gerada no desdobro primário de toras de florestas nativas na região amazônica através do regime de manejo florestal. Para tanto, foram realizados estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) do Manejo Florestal (capítulo 3) e da Pirólise Rápida (capítulo 4). Então, de posse dos perfis ambientais das toras e do bioóleo, foi realizada uma análise da integração destes dois sistemas e seus efeitos sobre o cenário de base, no qual não há aproveitamento da serragem.

Dois cenários foram propostos para melhoria do sistema de produção de bioóleo: o transporte aquaviário do bioóleo à refinaria e a descentralização da pirólise rápida em unidades menores. O transporte aquaviário se mostrou mais vantajoso que o rodoviário, causando reduções em todas as categorias de impacto, com reduções mais expressivas para o PA e o PE. A descentralização não trouxe muitas melhorias ao sistema. Em geral, houve poucas reduções relativas em todas as categorias de impacto. No entanto, os impactos de ação local podem ser mitigados, pois há uma importante redução nas emissões quando se compara a densidade populacional da UPR centralizada com a das UPRs descentralizadas.

As análises de incerteza e de sensibilidade demonstraram que alguns parâmetros têm forte influência nos perfis ambientais avaliados. A mudança na disponibilidade de serragem afeta significativamente o PAG e o PCOF, assim como a quantidade de metano a ser emitida pela sua decomposição. A alteração na demanda de eletricidade afeta tanto o perfil ambiental do serrado bruto quanto o do bioóleo, principalmente para o PEAf. A redução dos rendimentos gravimétricos dos produtos da pirólise interfere em várias categorias de impacto. Enquanto os incondensáveis reduzem o PAG e o PCOF, o bioóleo aumenta o PDA e o PEAf, devido ao aumento do consumo de petróleo cru na refinaria. A menor quantidade de carvão produzida acarreta na redução do PA, do PE, do PEAf e do PTH, mas a quantidade produzida ainda atende a demanda de energia térmica da pirólise.

A integração do sistema Pirólise Rápida ao sistema Manejo Florestal trouxe mudanças em todas as categorias de impacto. A Pirólise Rápida tem muita influência no PTH e no PCOF, enquanto que para a PA, PE e PEAf ela pouco contribui. O uso da serragem e a substituição do bioóleo têm influência importante no PAG e no PDA respectivamente. Ao final, o sistema integrado aumenta em 10642% as emissões para PTH, 532% para PCOF, 11% para PA, 12%

para PE e 49% para PEAFF e reduz em 182% o PDA e em 19% o PAG em relação ao sistema de produção de serrado bruto sem aproveitamento da serragem.

REFERÊNCIAS

- ANTAQ. Distância entre os principais portos brasileiros – em milhas. **Agência Nacional de Transportes Aquaviários**. Disponível em:
<http://www.antaq.gov.br/portal/anuarios/portuario2004/Tabelas/DistanciaEntrePortos.pdf>
- BAKER, J.W., LEPECH, M. (2009) **Treatment of Uncertainties in Life Cycle Assessment**, *In: Proceedings of the 10th International Conference on Structural Safety and Reliability* Osaka, Japan. September 13-17, 2009. 8 p.
- BÖRJESON, L., HÖJER, M., DREBORG, K. H., EKVALL, T., FINNVEDEN, G. Scenario types and techniques: Towards a user's guide. **Futures**, 2006, v. 38, p. 723-739.
- CHEHEBE, J. R. **Análise do Ciclo de Vida de produtos: ferramenta gerencial da ISO 14000**. Rio de Janeiro: Qualitymark Ed., CNI, 1997. 120 p.
- CURRAN, M. A. **Life Cycle Assessment: Principles and Practice**. EPA – Environmental Protection Agency: Cincinnati, EUA, 2006. 88 p.
- EKVALL, T. Key methodological issues for life cycle inventory analysis of paper recycling. **Journal of Cleaner Production**, 1999, v. 7, p. 281–294.
- EKVALL, T., ASSEFA, G., BJÖRKLUND, A., ERIKSSON, O., FINNVEDEN, G. What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. **Waste Management**, 2007, v. 27, p. 989-996.
- FINNVEDEN, G., JOHANSSON, J., LIND, P., MOBERG, A. Life Cycle Assessment of energy from solid waste – part 1: general methodology and results. **Journal of Cleaner Production**, 2005, v. 13, p. 213-229.
- FINNVEDEN, G., HAUSCHILD, M. Z., EKVALL, T., GUINÉE, J., HEIJUNGS, R., HELLWEG, S., KOEHLER, A., PENNINGTON, D., SUH, S. Recent Developments in Life Cycle Assessment. **Journal of Environmental Management**, 2009, v. 91, n. 1, p. 1-21.
- GUINÉE, J. B., GORRÉE, M., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., KLEIJIN, R., KONING, A. de, VAN OERS, L., SLEESWIJK, A. W., SUH, S., DE HAES, H. A. U. de., BRUJIN, H. de, VAN DUIN, R., HUIJBREGTS, M. A. J., LINDEIJER, E., ROORDA, A. A. H., DER VEN, B. L. V., WEIDEMA, B. P. **Handbook on life cycle assessment:**

operational guide to the ISO standards. Dordrecht, Holanda: Kluwer Academic Publishers, 2004. 687 p.

HEIJUNGS, R., GUINÉE, J. B. Allocation and ‘what-if’ scenarios in life cycle assessment of waste management systems. **Waste Management**, 2007, v. 27, p. 997-1005.

HUIJBREGTS, M. A. J. Part I: General Framework for the Analysis of Uncertainty and Variability in Life Cycle Assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**, 1998, v. 3, n. 5, p. 273-280.

IBGE. Cidades @. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.** Disponível em:

<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>

ISO. **International Standard 14044: Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines.** International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland, 2006. 54 p.

PESONEN, H. L., EKVALL, T., FLEISCHER, G., HUPPES, G., JAHN, C., KLOS, Z. S., REBITZER, G., SONNEMANN, G. W., TINTINELLI, A., WEIDEMA, B. P., WENZEL, H. Framework for Scenario Development in LCA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, 2000, v. 5, n. 1, p. 21-30.

CONCLUSÕES GERAIS

Este trabalho demonstrou que há serragem disponível no Pará e sua quantidade está diretamente relacionada à produtividade em madeira serrada nas zonas madeireiras do estado. No entanto, ainda não há um aproveitamento significativo deste material.

Em virtude da situação da serragem a produção de bioóleo através da pirólise rápida tem um grande potencial na região. A análise dos bioóleos produzidos a partir de amostras de serragens coletadas em um pólo madeireiro paraense evidenciou propriedades semelhantes às dos óleos pirolíticos padrões indicados na literatura especializada.

A serragem é um passivo ambiental do sistema de produção de madeira serrada. Através de sua decomposição ela causa impactos relativos ao aquecimento global e à criação de ozônio fotoquímico.

A pirólise rápida mitiga os impactos relativos às mudanças climáticas e o bioóleo produzido diminui a depleção de recursos abióticos ao substituir parte do petróleo cru em refinarias. Porém, este processo acarreta em outros impactos que não existiam sem o aproveitamento da serragem.

A avaliação de cenários mostrou que o sistema de produção de bioóleo pode ter seu desempenho ambiental melhorado através do transporte aquaviário do bioóleo e da descentralização das unidades de pirólise rápida.

A variação na quantidade de serragem gerada e na proporção de metano emitido influencia significativamente o aquecimento global e a criação de ozônio fotoquímico, portanto estes parâmetros devem ser melhor adaptados às condições específicas da região amazônica.

A integração do sistema de produção de bioóleo ao sistema de produção de madeira serrada mitiga impactos relacionados à decomposição da serragem e à substituição do petróleo cru pelo bioóleo em uma refinaria. Contudo, há um aumento expressivo das emissões relativas à toxicidade humana e da criação de ozônio fotoquímico. As outras categorias de impacto com eutrofização, acidificação e ecotoxicidade da água fresca sofrem leve aumento. Ao final, a integração dos sistemas promove aumentos expressivos nas emissões de duas categorias de impacto de ação local e regional, pouca interferência em outras três de ação local, a mitigação de uma categoria global e a compensação de outra local e regional.

O aumento expressivo das emissões relativas à toxicidade humana e à criação do ozônio fotoquímico deve ser analisado com cautela, pois uma unidade industrial do porte da proposta

nesta pesquisa demanda um tratamento prévio dos gases da pirólise antes de serem liberados à atmosfera justamente para evitar o lançamento de substâncias tóxicas e poluidoras.

Este estudo apresenta algumas incertezas que devem ser discutidas. Uma delas é a questão da biodegradação da biomassa residual na abertura de pátios estradas no manejo florestal. Há uma quantidade considerável de vegetação suprimida que é deixada no campo, mas não há informação precisa sobre a taxa de decomposição deste material e quanto de carbono que retorna ao solo ou é emitido ao ar como CO₂ ou como CH₄. Em relação à serragem falta informação sobre a quantidade acumulada nos terrenos das serrarias ao longo dos anos, além da sua qualidade, que determina a possibilidade de uso. Outro ponto é a neutralidade do CO₂ emitido pela degradação da serragem. Na grande maioria das vezes, as árvores cortadas em campo que serão desdobradas e gerarão a serragem são indivíduos centenários. Assim, resta a dúvida se o CO₂ fixado na madeira seria ou não CO₂ atmosférico e se ele seria contabilizado ou não como gás de efeito estufa.

Ao final, guardadas as incertezas trazidas por este estudo e os resultados obtidos, pode-se afirmar que os objetivos foram alcançados. As informações geradas corroboram para a melhor compreensão do desempenho ambiental da cadeia produtiva da madeira de extrativismo na região norte do Brasil, com destaque para talvez o seu maior passivo ambiental, a serragem. A proposta do seu aproveitamento para produção do bioóleo constitui-se em uma nova possibilidade para o setor florestal na região e seus potenciais efeitos foram discutidos. Os cenários avaliados permitiram definir as melhores alternativas ambientais para um sistema de integração da Pirólise Rápida com o Manejo Florestal, com o conhecimento prévio dos pontos críticos, assim como das suas vantagens. O bioóleo pode se tornar um produto ambientalmente viável ao trazer melhorias à exploração florestal, desde que esta interação se ampare no uso eficiente dos recursos naturais e no respeito às condições tão peculiares da região amazônica

A Amazônia é um ecossistema de alta complexidade e por isso muitos impactos ainda são pouco compreendidos. Em geral, a floresta apresenta uma alta resiliência frente a distúrbios estocásticos, porém quando as intervenções passam a ser periódicas e graduais, os efeitos podem ser permanentes e irreversíveis. O manejo florestal é periódico (a cada 30 anos), mas para afirmar se é gradual, no sentido de que seus efeitos são cumulativos, é necessária a melhor compreensão das categorias de impacto de ação local. A noção da capacidade da floresta em absorver e neutralizar a emissão de determinada substância, em quanto tempo e

até qual quantidade por área é fator chave para definir quais impactos são mais relevantes. Enquanto não houver informação suficientemente segura para uma potencial hierarquização das categorias de ação local, todas devem ser consideradas e avaliadas.

APÊNDICES

A – MÉTODO PARA DETERMINAÇÃO DA LOCALIZAÇÃO ÓTIMA DE UMA PLANTA DE PIRÓLISE RÁPIDA (PPR) NO ESTADO DO PARÁ.

A construção do sistema tecnológico de produção de bioóleo a partir de serragem no estado do Pará demanda uma análise das condições que interferem na melhor localização para a implantação de uma Planta de Pirólise Rápida (PPR). Há uma série de fatores que influenciam nesta escolha, sobretudo os econômicos. Contudo o sistema proposto apresenta características que tornam os aspectos ambientais, sociais e técnicos tão importantes quanto os econômicos, visto que se trata do aproveitamento de resíduos na região amazônica. Assim, foi elaborado um método que aborda estes aspectos para eleger o pólo madeireiro mais adequado a receber uma PPR.

O método está dividido em três fases. A primeira fase é eliminatória e baseia-se em uma pontuação obtida a partir da soma de valores específicos para quatro parâmetros. Tais parâmetros são:

- *IDH*: parâmetro socioeconômico que indica o nível de desenvolvimento de um pólo e sua capacidade de oferecer mão de obra qualificada, assistência técnica e insumos à PPR. Esta informação foi obtida no IBGE;
- *Distâncias*: parâmetro técnico-econômico que mostra a distância média percorrida de cada zona madeireira fornecedora de serragem até o pólo produtor de bioóleo, o que influencia o custo de transporte da matéria-prima serragem até a PPR. As distâncias foram medidas no Google Maps ©;
- *Volume resíduos*: parâmetro técnico-ambiental que indica a quantidade de matéria-prima disponível e conseqüentemente o rendimento do desdobro das toras. Os volumes foram estimados a partir das diferenças entre os dados de madeira em tora e serrada para cada pólo levantados pelo IMAZON;
- *Área desmatada*: parâmetro socioambiental que reflete o nível de degradação de um pólo madeireiro, que tem relação com a matéria-prima. As áreas relativas a cada pólo foram obtidas no levantamento realizado pelo INPE.

A pontuação de cada pólo se dá pela soma dos valores das diferenças em relação às médias de cada parâmetro. O *IDH* e o *Volume resíduos* têm peso positivo (*100), pois quanto maiores forem, mais benéficos serão ao sistema. Já as *Distâncias* e a *Área Desmatada* têm peso negativo (*-100) porque prejudicam o sistema. Por exemplo, se o IDH do pólo for maior que

o IDH médio do estado, este parâmetro será positivo, mas se a distância média percorrida para levar a serragem até o pólo for maior que a média das distâncias entre todas as zonas madeireiras, este parâmetro será negativo, pois será multiplicado pelo peso -100. Assim a pontuação final de cada pólo é dada pela fórmula:

$$P_{pólo} = \left[\frac{(IDH_{pólo} - IDH_{médio}) * 100}{IDH_{médio}} \right] + \left[\frac{(Dist_{pólo} - Dist_{média}) * (-100)}{Dist_{média}} \right] + \left[\frac{(Vol.res_{pólo} - Vol.res_{médio}) * (100)}{Vol.res_{médio}} \right] + \left[\frac{(\Áreades_{pólo} - \Áreades_{média}) * (-100)}{\Áreades_{média}} \right]$$

Onde:

- $P_{pólo}$ – pontuação final de cada pólo madeireiro;
- $IDH_{pólo}$ – valor do IDH de cada pólo madeireiro;
- $IDH_{médio}$ – valor do IDH médio para o estado do Pará;
- $Dist_{pólo}$ – média das distâncias percorridas de cada zona madeireira até o pólo;
- $Dist_{média}$ – média das distâncias percorridas entre todas as zonas madeireiras;
- $Vol.res_{pólo}$ – Volume de resíduos disponível em cada pólo;
- $Vol.res_{médio}$ – Volume médio de resíduos disponível no estado do Pará;
- $\Áreades_{pólo}$ – Área desmatada em cada pólo;
- $\Áreades_{média}$ – Área média desmatada nos pólos analisados.

Todos os pólos que tiveram pontuação final negativa são eliminados do processo. Nesta etapa 16 pólos foram eliminados. A segunda fase do método é também eliminatória e tem como critério de exclusão o rendimento volumétrico médio do desdobro de toras no estado do Pará em 2009, segundo dados da pesquisa sobre o setor florestal na região amazônica realizada pelo IMAZON. A escolha deste critério se deve ao fato de que o sistema proposto não deve servir de estímulo à maior geração de serragem em detrimento da produção de madeira serrada. O rendimento médio no estado foi de 39% em madeira serrada ou 61% em resíduos, portanto todos os pólos que tiveram geração de resíduos maior ou igual a 61% foram

eliminados. Então mais 10 pólos foram eliminados, restando apenas quatro pólos elegíveis. A tabela A.1 apresenta as pontuações de todos os pólos de cada zona madeireira e os pólos eliminados nas duas fases. Os pólos elegíveis estão em negrito.

Tabela A.1 – Pontuação de cada pólo madeireiro no Pará para determinação da localização ótima de uma Planta de Pirólise Rápida.

Zonas madeiras	Cidade	IDH	Pontos	Km p/ fornecedor	Pontos	m ³ Tora	m ³ serrado	m ³ resíduos	Pontos	% resíduo	Área desmatada %	Pontos	Pontuação
Estuarina	Belém	0,81	12,26	531	-0,14	697	279	418	209,71	59,97	23,11	31,17	252,99
	Breves	0,63	-12,26	531	-0,14	444	136	308	128,20	69,37	5,61	83,29	199,10
	Cametá	0,67	-6,69	531	-0,14	112	47	65	-51,84	58,04	35,97	-7,14	-65,81
	Moju	0,64	-10,86	531	-0,14	122	48	74	-45,17	60,66	45,37	-35,13	-91,31
	Portel	0,61	-15,32	531	-0,14	139	55	84	-37,76	60,43	5,76	82,84	29,62
	Afuá	0,61	-14,76	531	-0,14	64	18	46	-65,92	71,88	0,34	98,99	18,16
	Porto de Moz	0,65	-9,47	531	-0,14	62	21	41	-69,62	66,13	5,41	83,89	4,65
Almeirim	0,75	4,46	531	-0,14	230	67	163	20,77	70,87	2,39	92,88	117,97	
	Cidade	IDH	Pontos	Km p/ fornecedor	Pontos	m ³ Tora	m ³ serrado	m ³ resíduos	Pontos	% resíduo	Área desmat.	Pontos	Pontuação
Leste	Paragominas	0,69	-3,90	391,20	26,22	755	280	475	251,94	62,91	44,22	-31,71	242,55
	Tomé-açu	0,68	-5,85	391,20	26,22	396	153	243	80,04	61,36	56,87	-69,39	31,03
	Tailândia	0,70	-2,92	391,20	26,22	304	114	190	40,78	62,50	48,67	-44,96	19,11
	Ulianópolis	0,69	-4,18	391,20	26,22	247	119	128	-5,16	51,82	66,67	-98,58	-81,69
	Dom Eliseu	0,67	-7,38	391,20	26,22	273	118	155	14,84	56,78	64,10	-90,92	-57,24
	Goianésia	0,67	-7,38	391,20	26,22	201	82	119	-11,83	59,20	52,73	-57,06	-50,05
	Rondon do Pará	0,69	-4,60	391,20	26,22	162	71	91	-32,58	56,17	65,35	-94,64	-105,59
	Jacundá	0,69	-3,76	391,20	26,22	187	81	106	-21,46	56,68	72,42	-115,70	-114,70
	Breu Branco	0,67	-7,38	391,20	26,22	122	47	75	-44,43	61,48	69,23	-106,20	-131,79
Tucuruí	0,76	5,15	391,20	26,22	302	128	174	28,92	57,62	36,06	-7,40	52,89	
	Cidade	IDH	Pontos	Km p/ fornecedor	Pontos	m ³ Tora	m ³ serrado	m ³ resíduos	Pontos	% resíduo	Área desmat.	Pontos	Pontuação
Oeste	Novo Progresso	0,76	5,85	738,60	-39,30	185	72	113	-16,28	61,08	13,92	58,54	8,82
	Castelo do Sonho	0,74	2,65	738,60	-39,30	104	45	59	-56,29	56,73	4,27	87,28	-5,65
	Trairão	0,65	-9,33	738,60	-39,30	83	29	54	-59,99	65,06	9,00	73,19	-35,42
	Itaituba	0,70	-1,95	738,60	-39,30	115	49	66	-51,10	57,39	7,72	77,01	-15,34

	<i>Santarém</i>	<i>0,75</i>	<i>3,90</i>	<i>738,60</i>	<i>-39,30</i>	<i>237</i>	<i>96</i>	<i>141</i>	<i>4,47</i>	<i>59,49</i>	<i>20,05</i>	<i>40,28</i>	<i>9,36</i>
	Cidade	IDH	Pontos	Km p/ fornecedor	Pontos	m ³ Tora	m ³ serrado	m ³ resíduos	Pontos	% resíduo	Área desmat.	Pontos	Pontuação
Centro	Uruará	0,71	-0,70	453,60	14,45	125	52	73	-45,91	58,40	28,14	16,19	<i>-15,97</i>
	Altamira	0,74	2,65	453,60	14,45	108	31	77	-42,95	<i>71,30</i>	4,27	87,28	<i>61,43</i>
	Pacajá	0,66	-7,94	453,60	14,45	339	111	228	68,93	<i>67,26</i>	41,99	-25,07	<i>50,38</i>
	Novo Repartimento	0,63	-12,81	453,60	14,45	201	89	112	-17,02	55,72	43,24	-28,79	<i>-44,17</i>
	Cidade	IDH	Pontos	Km p/ fornecedor	Pontos	m ³ Tora	m ³ serrado	m ³ resíduos	Pontos	% resíduo	Área desmat.	Pontos	Pontuação
Sul	Marabá	0,71	-0,56	536,80	-1,24	156	60	96	-28,87	61,54	54,23	-61,52	<i>-92,19</i>
	Parauapebas	0,74	3,20	536,80	-1,24	95	40	55	-59,25	57,89	19,21	42,78	<i>-14,50</i>
	Santana do Araguaia	0,69	-3,90	536,80	-1,24	32	12	20	-85,18	62,50	60,90	-81,39	<i>-171,71</i>
médias		0,72		530,24		219,97	85,00	134,97		61,27	33,57		

A terceira e última fase é classificatória e subjetiva. O pólo com o maior rendimento em madeira serrada e o menor em resíduos é o local escolhido para a implantação da PPR. Apesar de a maior oferta de matéria-prima ser importante para a PPR, o sistema mais eficiente deve ser estimulado. A geração de serragem é intrínseca ao processamento da madeira, portanto a valorização de resíduos deve estar associada a um sistema que busque um desenvolvimento sustentável. Assim, o pólo escolhido foi o município de Tucuruí, pelo maior rendimento em madeira serrada, por sua posição mais centralizada que os outros classificados, além de estar às margens de um rio navegável e ter aeroporto.

B – PLANOS (FLUXOGRAMAS) E PROCESSOS.DO SOFTWARE GaBi 4.4[®]

DOUTORADO_Manejo Florestal_3

Plano de processo GaBi 4:Quantidades referenciais
Os nomes dos processos básicos são exibidos.

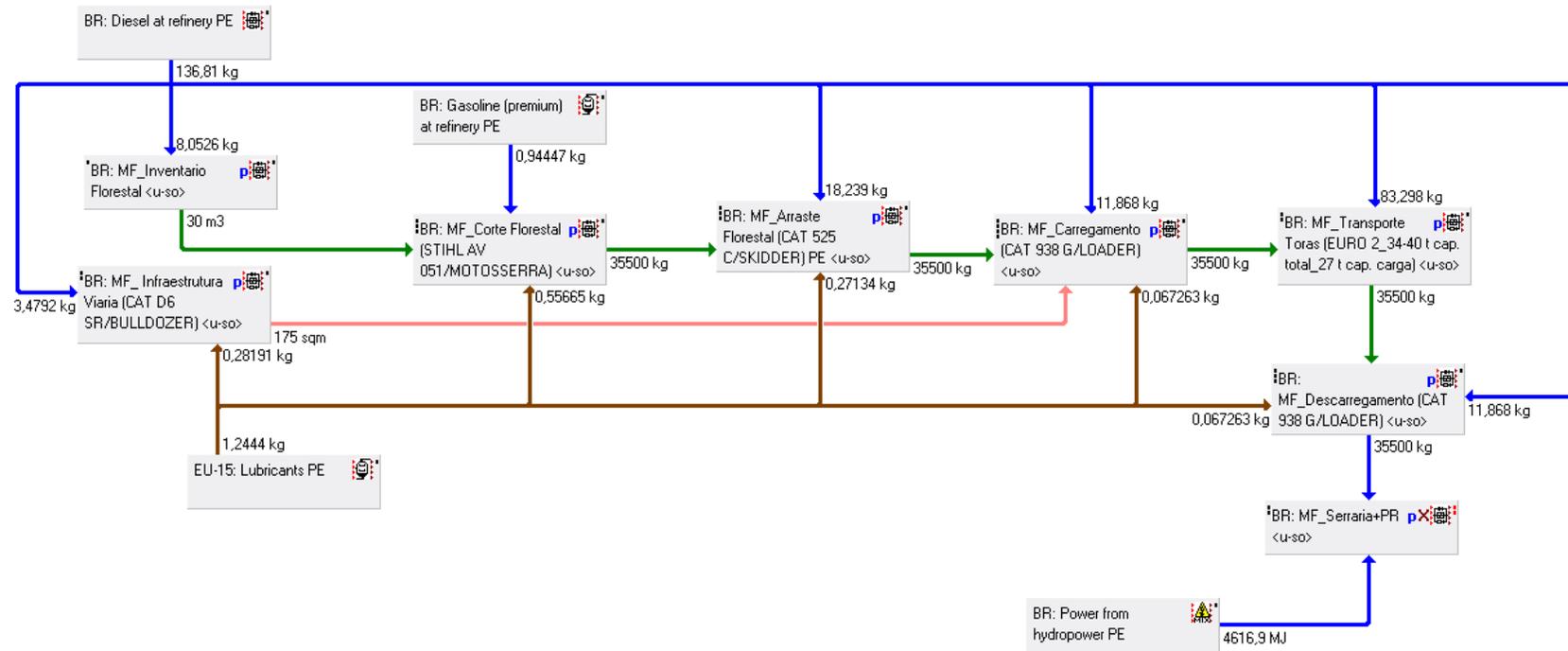


Figura B 1 – Fluxograma geral da produção de madeira serrada.

BR: MF_Inventario Florestal <u-so> [Manejo Florestal] -- BD Processo

Objeto Editar Visualização Ajuda

Nome BR MF_Inventario Florestal Origem u-so - Processo unitário, operação

Parâmetros

Parâmetro	Fórmula	Valor	Mínimo	Máximo	Desvio	Comentários, unidades, omissões
Desloc		100			0 %	[Km] distância média percorrida pela equipe de IF para 1 ha
Diesel_ha	Diesel_Kg*Desloc	8,0526				[Kg]
Diesel_Kg		0,080526			0 %	[Kg/Km] Consumo médio Car Diesel Euro 1 > 2L
Em_CH4	2,68038E-05*Diesel_ha	0,00021584				[Kg] a partir da BD GaBi - Euro 1 > 2L
Em_CO	0,006532586*Diesel_ha	0,052604				[Kg] a partir da BD GaBi - Euro 1 > 2L
Em_CO2	3,01624995*Diesel_ha	24,289				[Kg] a partir da BD GaBi - Euro 1 > 2L
Em_N2O	0*Diesel_ha	0				[Kg] a partir da BD GaBi - Euro 1 > 2L
Em_NMVOC	0,001090023*Diesel_ha	0,0087775				[Kg] a partir da BD GaBi - Euro 1 > 2L
Em_NOx	0,009594686*Diesel_ha	0,077262				[Kg] a partir da BD GaBi - Euro 1 > 2L
Em_PM2.5	0,001128208*Diesel_ha	0,009085				[Kg] a partir da BD GaBi - Euro 1 > 2L
Em_SO2	0,0000036*Diesel_ha	2,8989E-00				[Kg] a partir da BD GaBi - Euro 1 > 2L
IntCorte	[x] Tora_ha.VolumeCorte	30				[m³/ha] intensidade de corte máxima permitida pelo IBAMA
MassaSeca_arv	[x] Tora_ha.DensidadeVerde/(Umidade+1)	579,97				[kg/m³] Massa seca em 1 m³
Seq_CO2	MassaSeca_arv*Carbono_arv*(44/12)*IntCorte	31382				
Umidade	[x] Tora_ha.UmidadeVerde	1,0403				[%] teor de umidade da tora recém cortada

ACV ACC: 0 € ACTT Documentação

Completude Some relevant flows not recorded

Entradas

Alias	Fluxo	Quantidade	Quantia	Fator	Unidad	Fluxos:ra	Desvio	Origem	Comentário
Diesel_ha	Diesel [Crude oil products]	Mass	8.0526	1	kg	X	0 %	Estimated	
	Carbon dioxide [Renewable resources]	Mass	1	1	kg	*	0 %	(Nenhum enunciado)	
AreaInv	Area [Areas]	Area	10000	1	sqm		0 %	Measured	

Saídas

Alias	Fluxo	Quantidade	Quantia	Fator	Unidad	Fluxos:ra	Desvio	Origem	Comentário
IntCorte	Wood, hard, standing [Renewable energy resources]	Volume	30	1	m3	X	0 %	Literature	
AreaInv	Area [Areas]	Area	10000	1	sqm	*	0 %	Measured	
Em_CO2	Carbon dioxide [Inorganic emissions to air]	Mass	24.289	1	kg	*	0 %	Calculated	
Em_CO	Carbon monoxide [Inorganic emissions to air]	Mass	0.052604	1	kg	*	0 %	Calculated	
Em_PM2.5	Dust (PM2.5) [Particles to air]	Mass	0.009085	1	kg	*	0 %	Calculated	
Em_CH4	Methane [Organic emissions to air (group VOC)]	Mass	0.00021584	1	kg	*	0 %	Calculated	
Em_NOx	Nitrogen oxides [Inorganic emissions to air]	Mass	0.077262	1	kg	*	0 %	Calculated	
Em_N2O	Nitrous oxide (laughing gas) [Inorganic emissions to air]	Mass	0	1	kg	*	0 %	Calculated	
Em_NMVOC	NMVOC (unspecified) [Group NMVOC to air]	Mass	0.0087775	1	kg	*	0 %	Calculated	
Em_SO2	Sulphur dioxide [Inorganic emissions to air]	Mass	2.8989E-005	1	kg	*	0 %	Calculated	

Figura B 2 – Processo de inventário florestal.

BR: MF_ Infraestrutura Viária (CAT D6 SR/BULLDOZER) <u-so> [Manejo Florestal] -- BD Processo

Objeto Editar Visualização Ajuda

Nome BR MF_ Infraestrutura Viária (CAT D6 SR/BULLDOZER) Origem u-so - Processo unitário, operação

Parâmetros

Parâmetro	Fórmula	Valor	Minim	Máx	Comentários, unidades, omissões
AreaInfra		0,0175			0 [ha] 100 m2/ha de estradas secundarias + 75 m2/ha de patios, IBAMA
AreaInfrAGB	$(0,181 * 397680) * AreaInfra$	1259,7			[kg/ha] TAGB = 397,68 MgM.S./ha, 80% arvores grandes (DAP>10 cm), NASCIMENTO & LAURANCE, 2001
AreaInfrAGB_C	$AreaInfrAGB * 0,49$	617,23			[kg] 49% de C na biomassa seca da Amazônia (MCTI, 2010)
Bearb	$(10000 / (200 * 3,36)) * AreaInfra$	0,26042			[h/haInfra] Processing time from 0.5 to 3 h/ha (200 m/h, largura lâmina = 3,36 m, CATERPILLAR)
benz		150			0 [ng/MJ diesel] acc. lit. range [100 ; 200]
benz_al	$benz * 42,7 * Diesel_ha * 0,835 / 1e12$	1,8607E-00			[kg/ha]
CO_al	$(55,923 - 140,688 * Umin + 16,603 * power + 102,643 * Umin * Umin - 67,597 * Umin * power + 44,545 * power * power) * (Diesel_ha / 1000)$	0,042786			[kg/ha] CO emissions per ha
CO2	$3,18 * Diesel_ha$	11,064			[kg/ha] CO2 emission per ha
Diesel_h		16			0 [l/h] Consumption. Typical range 1 to 20 l/h
Diesel_ha	$Diesel_h * Bearb * 0,835$	3,4792			[kg/ha] Diesel consumption per hectare
Em_CH4AGB	$AreaInfrAGB_C * Fem_C * 0,03 * (16 / 12)$	19,751			[kg/AreaInfra] 3% do C emitido como CH4 (Fearnside, 1997)
Em_CO2AGB	$AreaInfrAGB_C * Fem_C * 0,97 * (44 / 12)$	1756,2			[kg/AreaInfra] 97% do C emitido como CO2 (Fearnside, 1997)
Fem_C		0,8	0,68	0,80	[%] Fator de emissão para C - 20% a 32% do C se incorpora ao solo (DUONG, 2009)
HC_al	$(22,432 - 43,165 * Umin - 11,93 * power + 26,628 * Umin * Umin + 2,06 * Umin * power + 6,505 * power * power) * (Diesel_ha / 1000)$	0,013812			[kg/ha] HC emissions per ha
NOx_al	$(77,488 - 42,963 * Umin - 21,451 * power - 3,352 * Umin * Umin + 22,886 * Umin * power + 6,362 * power * power) * (Diesel_ha / 1000)$	0,18091			[kg/ha] NOx emissions per ha
Oleo_h		1,22			[l/h] Consumption
Oleo_ha	$Oleo_h * Bearb * 0,88731$	0,28191			
Power		0,44			0 [0;1] Share of nominal power. Typical power range 30kW to 180kW (~94kW, CATERPILLAR)
Umin		0,5			0 [0.3;1.1] Share of nominal engine speed. Typical range 500 to 2500 rpm

ACV ACC: 0 € ACTT Documentação

Compleitude All relevant flows recorded

Entradas

Alias	Fluxo	Quantidade	Quantia	Fator	Unidad	Fluxos:ra	Desvio	Origem	Comentário
Diesel_ha	Diesel [Crude oil products]	Mass	3,4792	1	kg	X	0 %	Literature	
Oleo_ha	Lubricating oil [Operating materials]	Mass	0,28191	1	kg	X	0 %	Literature	
	Area [Areas]	Area	10000	10000	sqm		0 %	Measured	

Saídas

Alias	Fluxo	Quantidade	Quantia	Fator	Unidad	Fluxos:ra	Desvio	Origem	Comentário
AreaInfra	Transformation, from forest, intensive, clear-cutting [HerArea]	Area	175	10000	sqm	X	0 %	Literature	
Em_CO2AGB	Carbon dioxide [biotic] [Inorganic emissions to air]	Mass	1756,2	1	kg	*	0 %	Estimated	
Em_CH4AGB	Methane [Organic emissions to air [group VOC]]	Mass	19,751	1	kg	*	0 %	Estimated	
Bearb	Agricultural implement [Areas]	Time	0,26042	1	h		0 %	Calculated	
benz_al	Benzo(a)pyrene [Group PAH to air]	Mass	1,8607E-008	1	kg		0 %	Calculated	
CO2	Carbon dioxide [Inorganic emissions to air]	Mass	11,064	1	kg		0 %	Calculated	
CO_al	Carbon monoxide [Inorganic emissions to air]	Mass	0,042786	1	kg		0 %	Calculated	
Diesel_ha	Dust (unspecified) [Particles to air]	Mass	0,010438	0,003	kg		0 %	Calculated	
NOx_al	Nitrogen oxides [Inorganic emissions to air]	Mass	0,18091	1	kg		0 %	Calculated	
HC_al	NMVOC (unspecified) [Group NMVOC to air]	Mass	0,013812	1	kg		0 %	Calculated	
Diesel_ha	Sulphur dioxide [Inorganic emissions to air]	Mass	0,00017396	5E-005	kg		0 %	Calculated	

Figura B 3 – Processo de infraestrutura viária (estradas e patios).

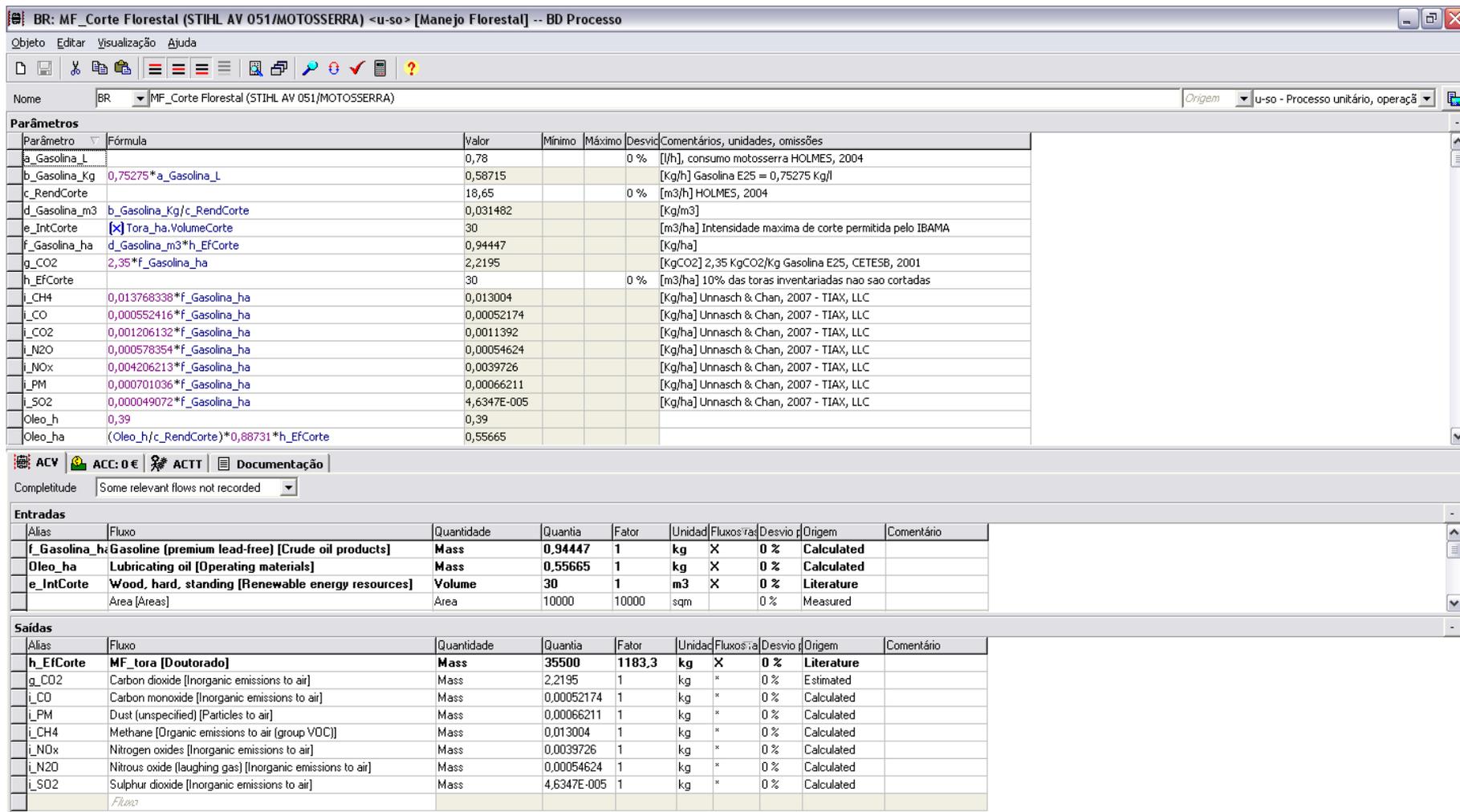


Figura B 4 – Processo corte florestal.

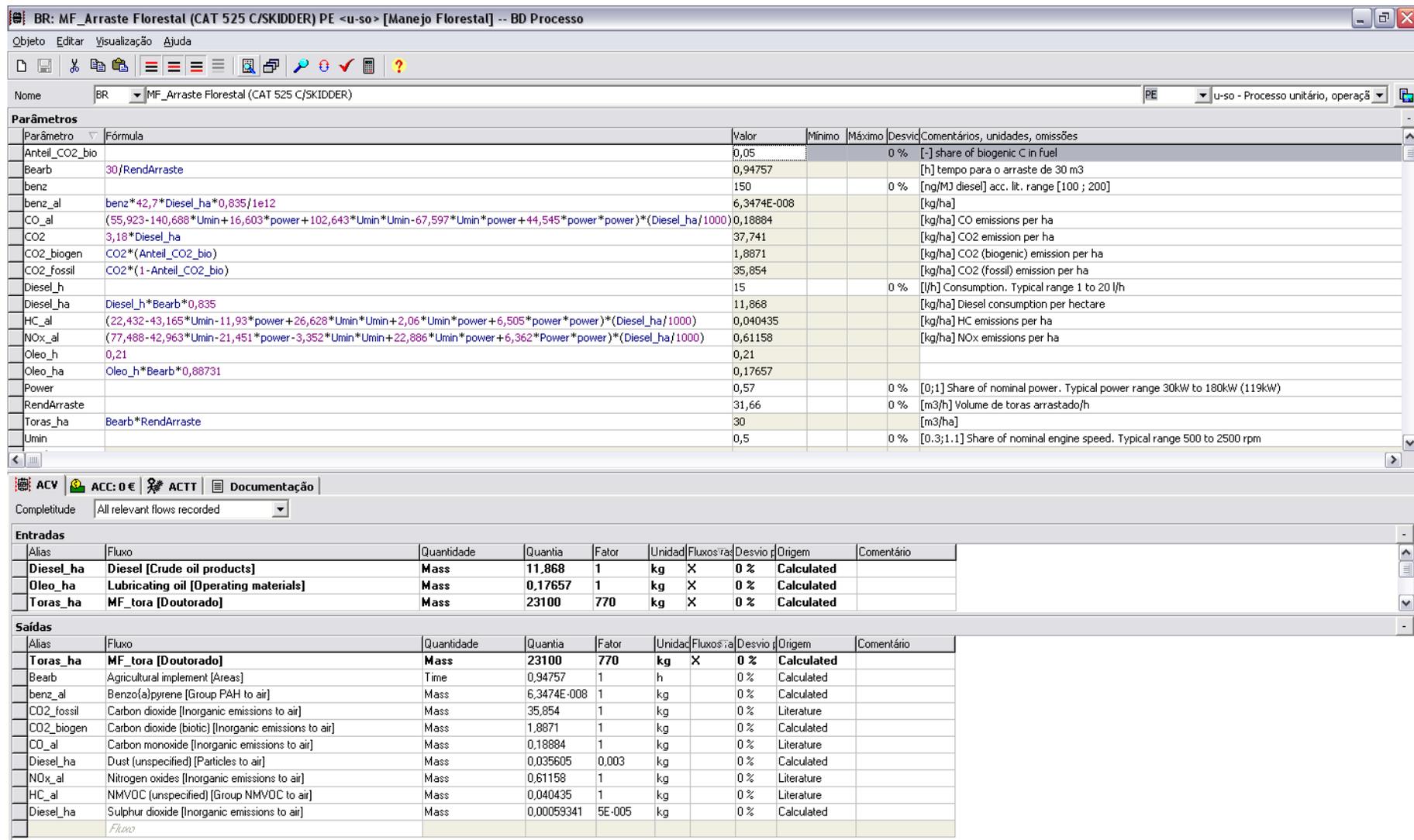


Figura B 5 – Processo arraste florestal.

BR: MF_Carregamento (CAT 938 G/LOADER) <u-so> [Manejo Florestal] -- BD Processo

Objeto Editar Visualização Ajuda

Nome BR MF_Carregamento (CAT 938 G/LOADER) Origem u-so - Processo unitário, operação

Parâmetros

Parâmetro	Fórmula	Valor	Mínimo	Máximo	Desvio	Comentários, unidades, omissões
Anteil_CO2_bio		0,05			0 %	[-] share of biogenic C in fuel
Bearb	30/RendCarreg	0,94757				[h] tempo o carregamento de um caminhão com 30 m3 de toras
benz		150			0 %	[ng/MJ diesel] acc. lit. range [100 ; 200]
benz_al	benz*42,7*Diesel_ha*0,835/1e12	6,3474E-008				[kg/ha]
CO_al	(55,923-140,688*Umin+16,603*power+102,643*Umin*Umin-67,597*Umin*power+44,545*power*power)*(Diesel_ha/1000)	0,21933				[kg/ha] CO emissions per ha
CO2	3,18*Diesel_ha	37,741				[kg/ha] CO2 emission per ha
CO2_biogen	CO2*(Anteil_CO2_bio)	1,8871				[kg/ha] CO2 (biogenic) emission per ha
CO2_fossil	CO2*(1-Anteil_CO2_bio)	35,854				[kg/ha] CO2 (fossil) emission per ha
Diesel_h		15			0 %	[l/h] Consumption. Typical range 1 to 20 l/h
Diesel_ha	Diesel_h*Bearb*0,835	11,868				[kg/ha] Diesel consumption per hectare
HC_al	(22,432-43,165*Umin-11,93*power+26,628*Umin*Umin+2,06*Umin*power+6,505*power*power)*(Diesel_ha/1000)	0,037919				[kg/ha] HC emissions per ha
NOx_al	(77,488-42,963*Umin-21,451*power-3,352*Umin*Umin+22,886*Umin*power+6,362*power*power)*(Diesel_ha/1000)	0,60967				[kg/ha] NOx emissions per ha
Oleo_h	0,08	0,08				
Oleo_ha	Oleo_h*Bearb*0,88731	0,067263				
Power		0,64			0 %	[0;1] Share of nominal power. Typical power range 30kW to 180kW (134kW)
RendCarreg		31,66			0 %	[m3/h] Volume de toras carregado no caminhão/h
Toras_ha	Bearb*RendCarreg	30				[m3/ha]

ACV ACC: 0 € ACTT Documentação

Compleitude All relevant flows recorded

Entradas

Alias	Fluxo	Quantidade	Quantia	Fator	Unidad	Fluxos	Desvio	Origem	Comentário
Diesel_ha	Diesel [Crude oil products]	Mass	11,868	1	kg	X	0 %	Estimated	
Oleo_ha	Lubricating oil [Operating materials]	Mass	0,067263	1	kg	X	0 %	Estimated	
Toras_ha	MF_tora [Doutorado]	Mass	35500	1183,3	kg	X	0 %	Estimated	
	Transformation, from forest, intensive, clear-cutting [HerArea]	Area	175	175	sqm	X	0 %	Literature	

Saídas

Alias	Fluxo	Quantidade	Quantia	Fator	Unidad	Fluxos	Desvio	Origem	Comentário
Toras_ha	MF_tora [Doutorado]	Mass	35500	1183,3	kg	X	0 %	Estimated	
Bearb	Agricultural implement [Areas]	Time	0,94757	1	h		0 %	Calculated	
benz_al	Benzo(a)pyrene [Group PAH to air]	Mass	6,3474E-008	1	kg		0 %	Calculated	
CO2_fossil	Carbon dioxide [Inorganic emissions to air]	Mass	35,854	1	kg		0 %	Literature	
CO2_biogen	Carbon dioxide (biotic) [Inorganic emissions to air]	Mass	1,8871	1	kg		0 %	Calculated	
CO_al	Carbon monoxide [Inorganic emissions to air]	Mass	0,21933	1	kg		0 %	Literature	
Diesel_ha	Dust (unspecified) [Particles to air]	Mass	0,035605	0,003	kg		0 %	Calculated	
NOx_al	Nitrogen oxides [Inorganic emissions to air]	Mass	0,60967	1	kg		0 %	Literature	
HC_al	NMVOC (unspecified) [Group NMVOC to air]	Mass	0,037919	1	kg		0 %	Literature	
Diesel_ha	Sulphur dioxide [Inorganic emissions to air]	Mass	0,00059341	5E-005	kg		0 %	Calculated	

Fluxo

Figura B 6 – Processo carregamento das toras no caminhão.

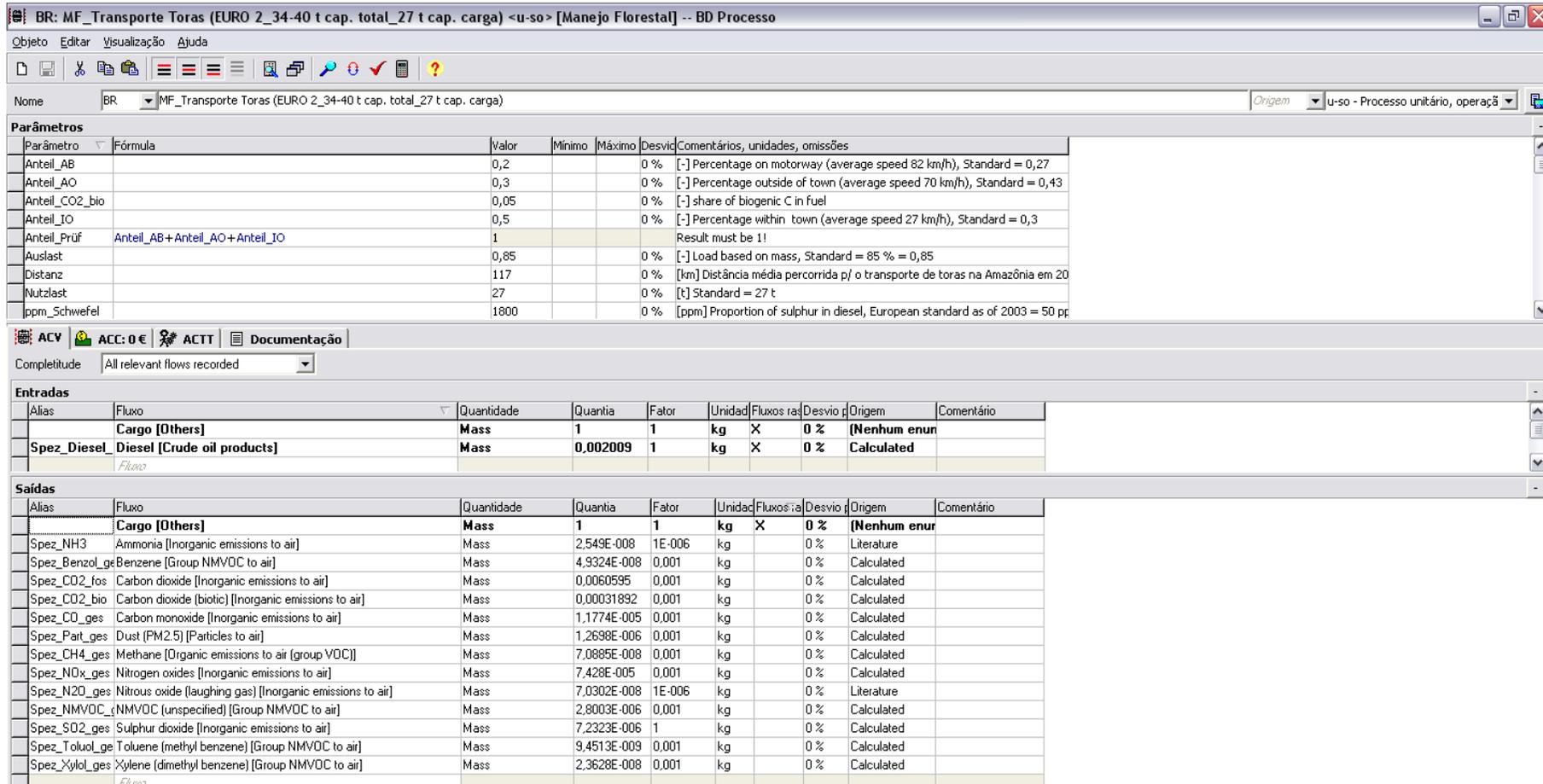


Figura B 7 – Processo transporte das toras.

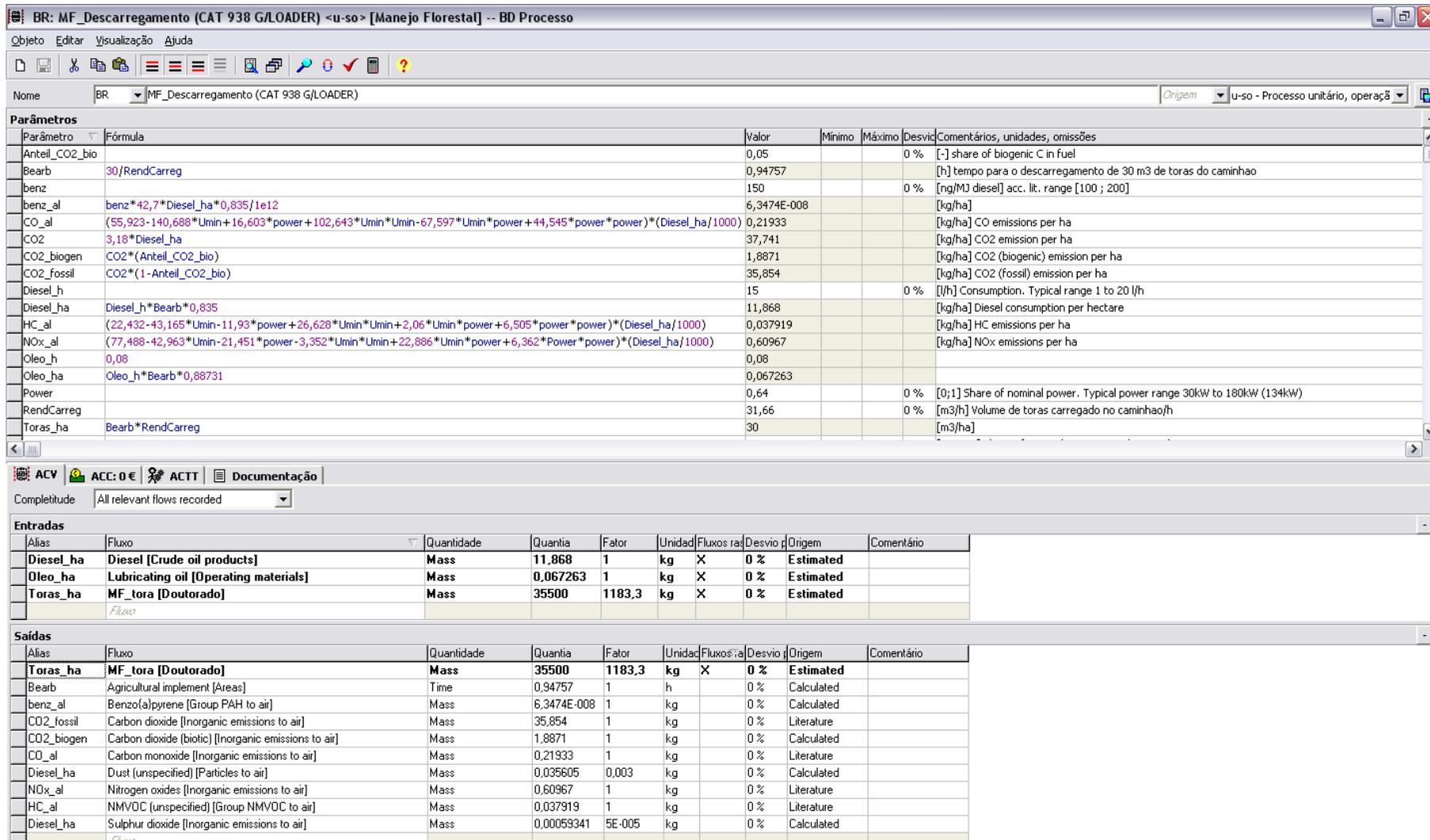


Figura B 8 – Processo descarregamento caminhão de toras.

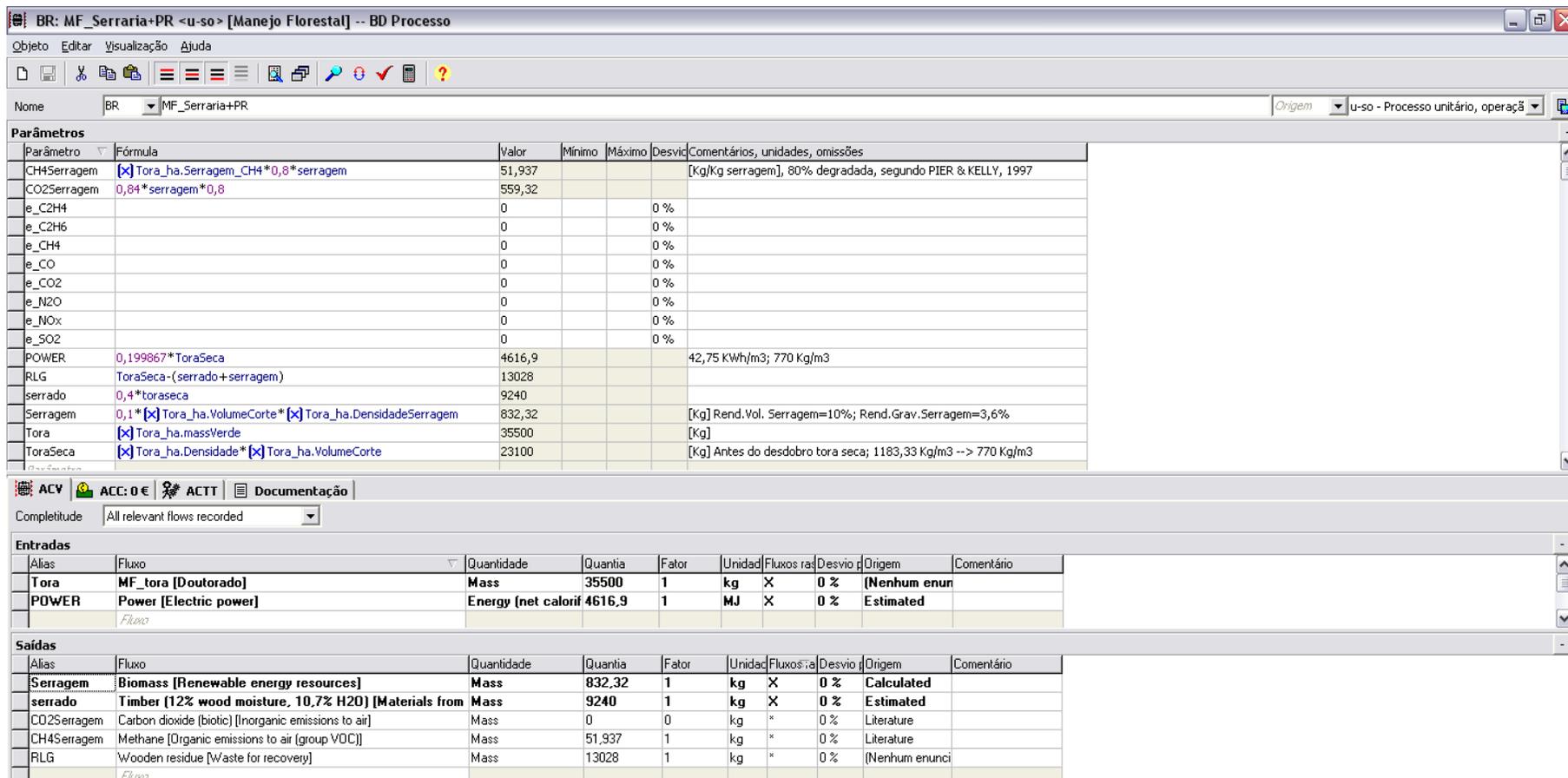


Figura B 9 – Processo serraria.

DOUTORADO_Pirolise Rapida - cenario base

Plano de processo GaBi 4:Quantidades referenciais
Os nomes dos processos básicos são exibidos.

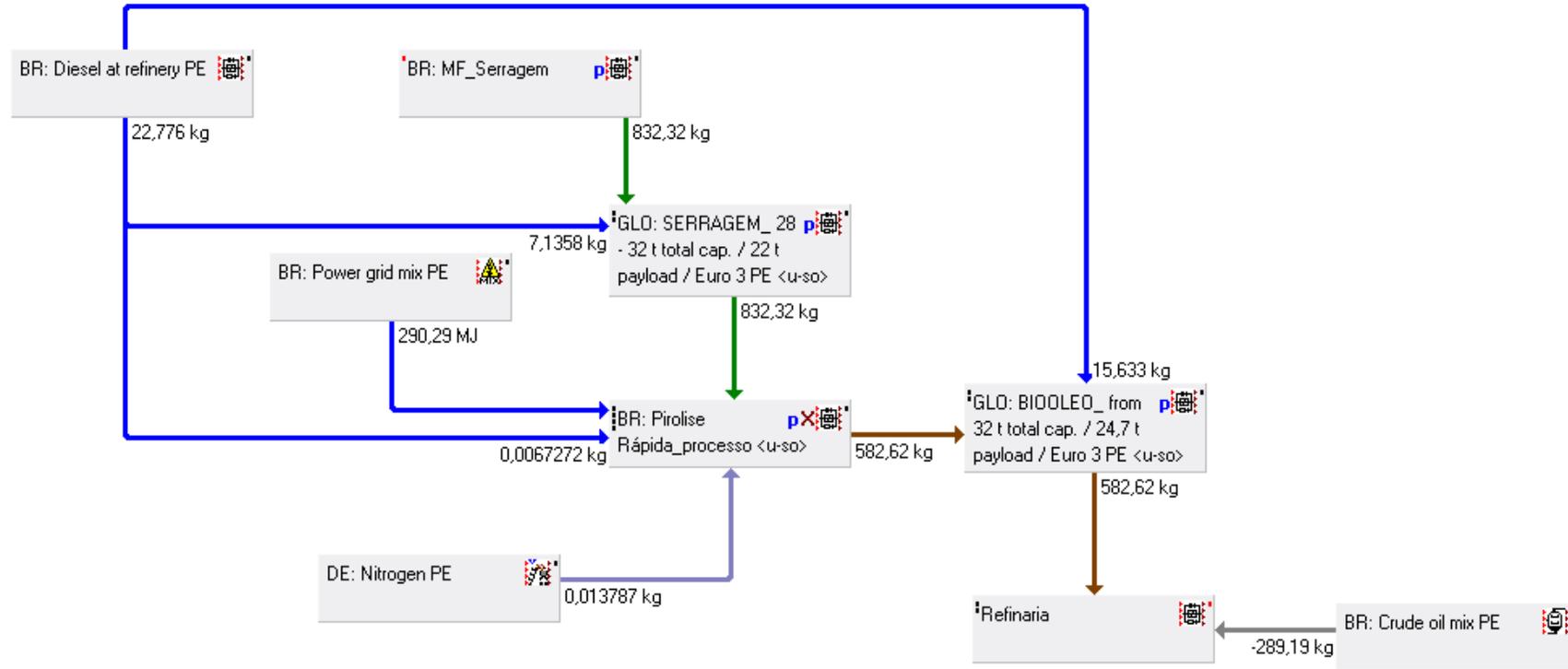


Figura B 10 – Fluxograma geral da produção de bioóleo.

BR: MF_Serragem [Processes] -- BD Processo

Objeto Editar Visualização Ajuda

Nome BR MF_Serragem Origem agg - Resultado ICV

Parâmetros

Parâmetro	Fórmula	Valor	Mínimo	Máximo	Desvio	Comentários, unidades, omissões
CarbDioxide	$0,84 * Serragem$	0,84				[Kg] emissao evitada pelo uso da serragem (80% de biodegradação), segundo PIER & KELLY, 1997
CO2seq	$SerragemSec * Tora_ha.Carbono * (44/12)$	1,5872				[kg] teor de C=49,2%
Methane	$0,078 * Serragem$	0,078				[Kg] emissao evitada pelo uso da serragem (80% de biodegradação), segundo PIER & KELLY, 1997
Serragem		1			0 %	[Kg]
SerragemSec	$Serragem - (Tora_ha.Umidade * Serragem)$	0,88				[kg] Teor de umidade=12%

ACV ACC: 0 € ACTT Documentação

Compleitude All relevant flows recorded

Entradas

Alias	Fluxo	Quantidade	Quantia	Fator	Unidad	Fluxos ra	Desvio	Origem	Comentário
Serragem	Biomass [Renewable energy resources]	Mass	1	1	kg	X	0 %	(Nenhum enur	
Methane	Methane [Organic emissions to air (group VOC)]	Mass	0,078	1	kg	*	0 %	Literature	

Saídas

Alias	Fluxo	Quantidade	Quantia	Fator	Unidad	Fluxos ra	Desvio	Origem	Comentário
Serragem	Biomass [Renewable energy resources]	Mass	1	1	kg	X	0 %	(Nenhum enur	

Figura B 11 – Processo da serragem.

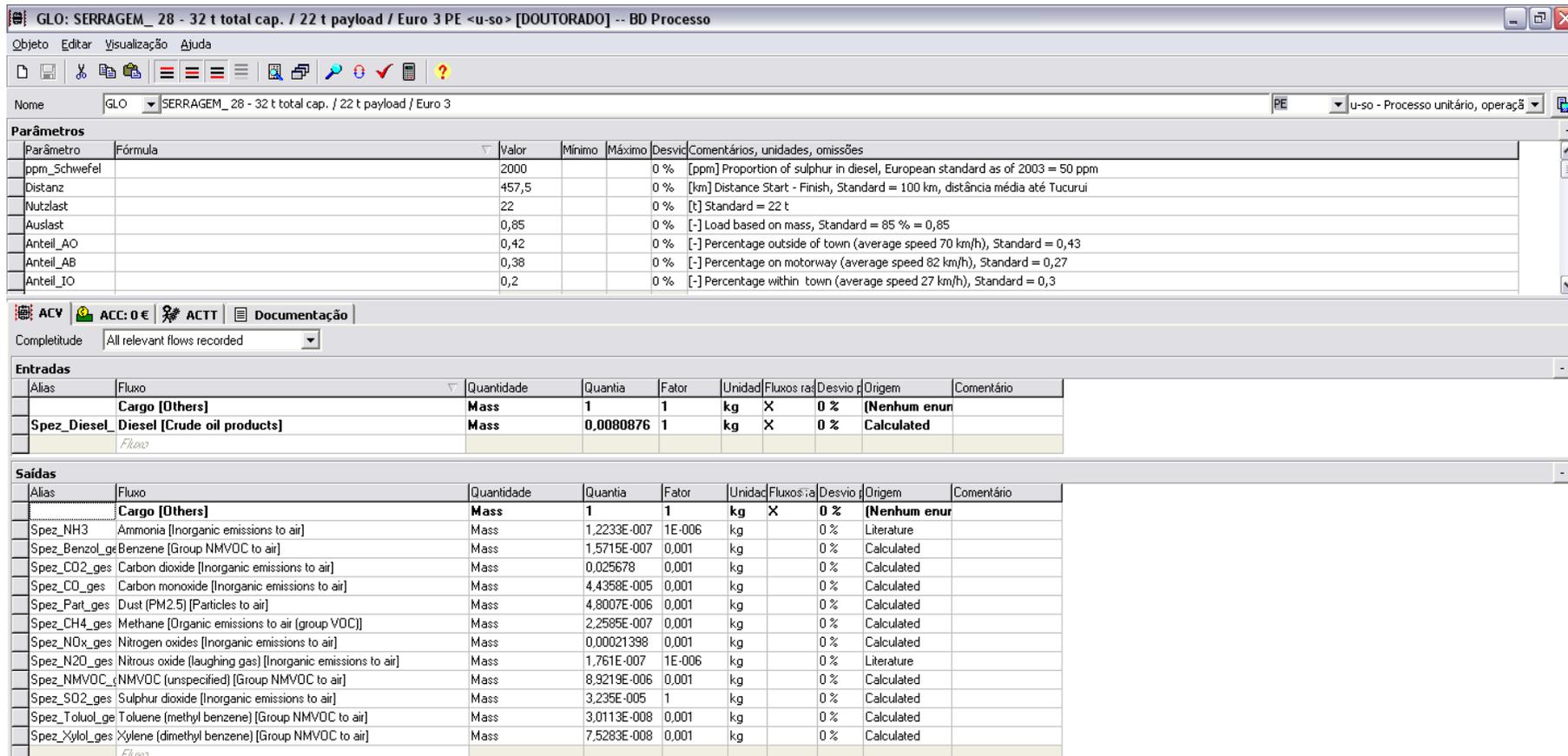


Figura B 12 – Processo transporte da serragem.

BR: Pírolise Rápida_processo <u-so> [Processes] -- BD Processo

Objeto Editar Visualização Ajuda

Nome BR | Pírolise Rápida_processo Origem u-so - Processo unitário, operação

Parâmetros ACV ACC: 0 € ACTT Documentação

Compleitude All relevant flows recorded

Entradas

Alias	Fluxo	Quantidade	Quantia	Fator	Unidad	Fluxos ra	Desvio d	Origem	Comentário
a_Serragem	Biomass [Renewable energy resources]	Mass	1,6644E007	1	kg	X	0 %	(Nenhum enun	
Diesel	Diesel [Crude oil products]	Mass	134,52	1	kg	X	0 %	(Nenhum enun	
b_Nitrogênio	Nitrogen gaseous [Inorganic intermediate products]	Mass	275,71	1	kg	X	0 %	(Nenhum enun	
d_Eletricidade	Power [Electric power]	Energy (net calorif	5,805E006	1	MJ	X	0 %	(Nenhum enun	
	Fluxo								

Saídas

Alias	Fluxo	Quantidade	Quantia	Fator	Unidad	Fluxos ra	Desvio d	Origem	Comentário
e_Biooleo	biooleo [Doutorado]	Mass	1,1651E007	1	kg	X	0 %	(Nenhum enun	
k_DieselCO2	Carbon dioxide [Inorganic emissions to air]	Mass	421,65	1	kg	*	0 %	(Nenhum enunci	
i_CO2	Carbon dioxide (biotic) [Inorganic emissions to air]	Mass	7,8787E006	1	kg	*	0 %	(Nenhum enunci	
i_CO	Carbon monoxide [Inorganic emissions to air]	Mass	1,6198E006	1	kg	*	0 %	(Nenhum enunci	
i_TPMcarvao	Dust (unspecified) [Particles to air]	Mass	31956	1	kg	*	0 %	(Nenhum enunci	
i_C2H4	Ethene (ethylene) [Group NMVOC to air]	Mass	45032	1	kg	*	0 %	(Nenhum enunci	
i_H2	Hydrogen [Inorganic emissions to air]	Mass	64445	1	kg	*	0 %	(Nenhum enunci	
i_CH4	Methane [Organic emissions to air (group VOC)]	Mass	2,3787E005	1	kg	*	0 %	(Nenhum enunci	
b_Nitrogênio	Nitrogen (atmospheric nitrogen) [Inorganic emissions to air]	Mass	275,71	1	kg	*	0 %	(Nenhum enunci	
i_NOxcarvao	Nitrogen oxides [Inorganic emissions to air]	Mass	10386	1	kg	*	0 %	(Nenhum enunci	
i_N2Ocarvao	Nitrous oxide (laughing gas) [Inorganic emissions to air]	Mass	532,6	1	kg	*	0 %	(Nenhum enunci	
i_NMVOCcarvao	NMVOC (unspecified) [Group NMVOC to air]	Mass	12862	1	kg	*	0 %	(Nenhum enunci	
i_PAH	Polycyclic aromatic hydrocarbons (carcinogenic) [Group PAH to air]	Mass	66,576	1	kg	*	0 %	(Nenhum enunci	
i_SO2	Sulphur dioxide [Inorganic emissions to air]	Mass	1065,2	1	kg	*	0 %	(Nenhum enunci	
	Fluxo								

Figura B 13 – Processo de pírolise rápida.

Refinaria [Processes] -- BD Processo

Objeto Editar Visualização Ajuda

Nome *Nação* Refinaria *Origem* agg - Resultado ICV

Parâmetros

ACV ACC: 0 € ACTT Documentação

Compleitude All relevant flows recorded

Entradas

Fluxo	Quantidade	Quantia	Unidad	Fluxos ra	Desvio p	Origem	Comentário
Crude oil Brazil [Crude oil products]	Mass	-0,024307	kg	X	0 %	(Nenhum enun	
DDUT_bioleo [Renewable primary products]	Mass	0,048972	kg	X	0 %	(Nenhum enun	
<i>Fluxo</i>							

Saídas

Fluxo	Quantidade	Quantia	Unidad	Fluxos ra	Desvio p	Origem	Comentário
DDUT_bioleo [Renewable primary products]	Mass	0,048972	kg	X	0 %	(Nenhum enun	
<i>Fluxo</i>							

Figura B 14 – Processo refinaria.

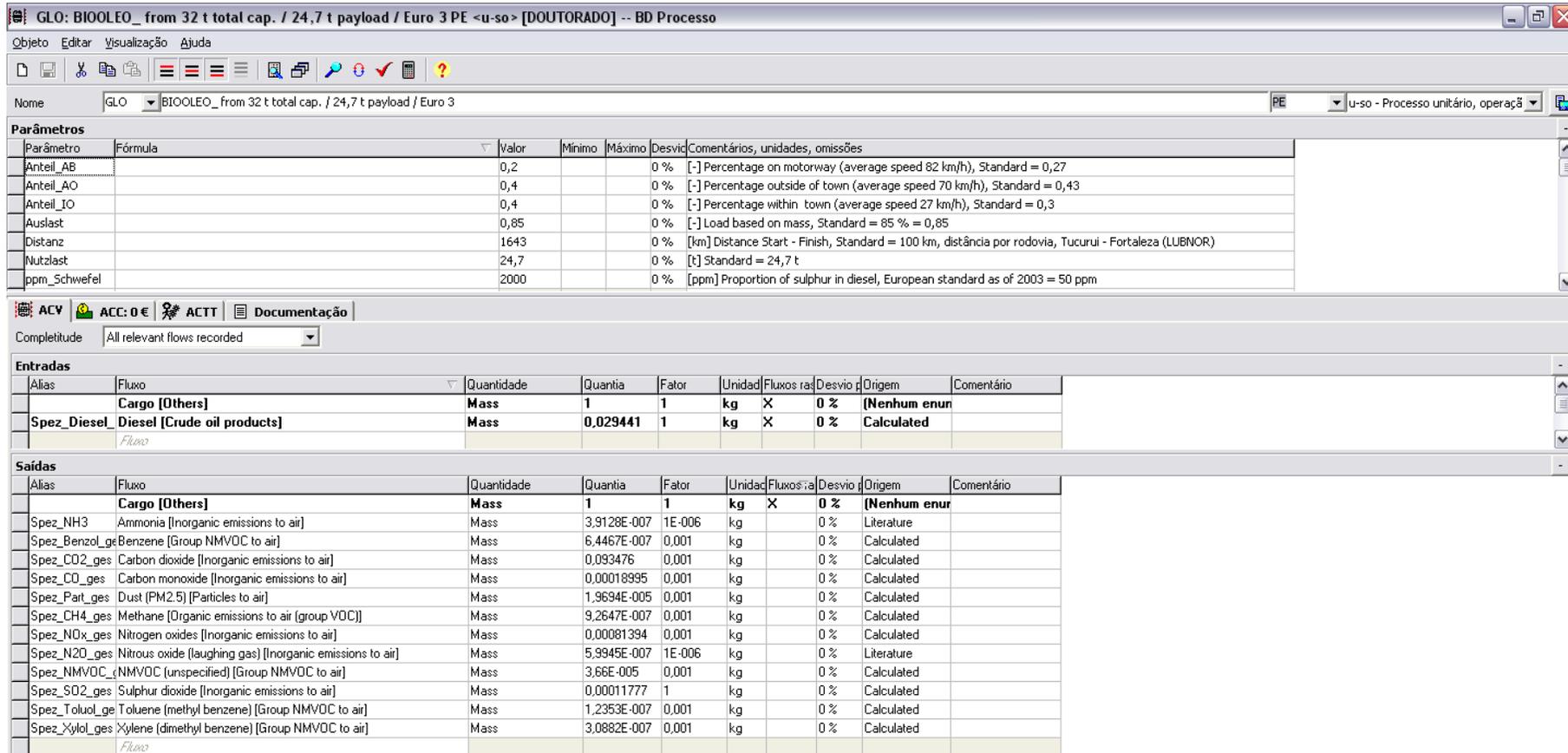


Figura B 15 – Processo transporte bioóleo.