



Écoconception des produits d'apparence en bois pour la construction non-résidentielle

Thèse

Aline Cobut

Doctorat en Sciences du bois
Philosophiae Doctor (Ph.D.)

Québec, Canada

© Aline Cobut, 2014

Résumé

L'objectif général de cette recherche est de permettre le positionnement des produits d'apparence en bois dans la construction non résidentielle en misant sur la conception de produits à faible trace environnementale, et ainsi permettre aux entreprises manufacturières d'être plus compétitives en épousant la dynamique du marché et des réglementations de plus en plus exigeantes favorisant des produits plus respectueux de l'environnement. De manière plus spécifique, les objectifs sont : de développer une meilleure compréhension des impacts environnementaux liés aux produits d'apparence en bois en analysant les certifications environnementales et écolabels existants; d'utiliser l'approche analyse du cycle de vie (ACV) afin d'identifier le profil environnemental du produit d'apparence le plus spécifié en construction non-résidentielle et de proposer, dans une démarche d'écoconception, des scénarios alternatifs qui permettent d'en améliorer la trace environnementale; et finalement, en se basant sur les résultats de l'étude de cas, d'extrapoler les résultats obtenus à l'ensemble des produits d'apparence en bois pour la construction non-résidentielle.

Un peu moins d'une vingtaine d'étiquettes environnementales de type I applicable aux produits d'apparence en bois a été identifiée. Ces étiquettes ont pu être classées en quatre groupes. La littérature scientifique nous montre que l'approche globale, qui est de prendre en compte l'ensemble des étapes du cycle de vie du produit, et l'approche multicritère, qui est de considérer l'ensemble des catégories d'impacts environnementaux, sont indispensables pour évaluer la responsabilité environnementale d'un produit. L'étude de cas a permis de constater que les matières premières utilisées dans la fabrication des portes, en particulier le panneau de particules, contribuaient pour plus de 60% à l'impact environnemental total du produit, suivies par la fin de vie du produit (enfouissement) et la distribution. Des scénarios d'écoconception ont été élaborés autour des étapes du cycle de vie ayant le plus d'impacts environnementaux : les matières premières, la fin de vie et le transport. L'extrapolation des résultats a permis de constater que les matières premières avait une haute contribution à l'impact total des produits d'apparence en bois et que des décisions devaient être prises en fonction du type de bois utilisé (bois composite ou bois solide et placage).

Abstract

The main goal of this research was to help positioning appearance wood products in non-residential construction by investing in environmental design. By adopting market dynamics and regulations towards environmentally preferable products, manufacturers of secondary forest products will become more competitive. More specifically, the objectives of this thesis is to acquire greater knowledge of environmental implications of appearance wood products by analyzing current environmental certifications and labeling; to use a life cycle approach to identify the environmental profile of the most specified appearance wood products in non-residential constructions with life cycle analysis; to reduce their environmental footprint through ecodesign; and finally to generalize resulting observations about doors to all other appearance wood products to improve their ecodesign.

About twenty type I ecolabels applicable to appearance wood products have been identified. Those labels have then been classified into four groups. Scientific literature shows that a comprehensive approach, that is taking into account all product life cycle stages, and multi criteria approach, that is considering all environmental impact categories, are essential to evaluate the environmental friendliness of a product. The case study permitted to observe that raw materials used for door production, in particular the particleboard, were responsible for 60% of total environmental impacts of the door, followed by product end-of-life (landfilling) and shipping. Ecodesign scenarios were developed according to those contributive life cycle stages : raw materials, end-of-life and transportation. The generalization of the door LCA results and ecodesign propositions to the entire appearance wood product family showed that raw materials still had a high contribution to products total environmental impacts and that decisions should be according to the type of wood used during the manufacture (wood composite or solid wood and veneer).

Table des matières

Résumé.....	iii
Abstract.....	v
Table des matières	vii
Liste des tableaux.....	xiii
Liste des figures.....	xv
Remerciements.....	xxi
Avant-propos.....	xxiii
Introduction.....	1
Problématique et objectifs.....	5
Chapitre 1. Revue de Littérature.....	9
<i>1.1 Secteur de la construction.....</i>	<i>9</i>
1.1.1. Trace environnementale	9
1.1.2. Construction durable et certifications environnementales des bâtiments	11
1.1.3. Matériaux d’habillage et de décoration intérieure utilisés en construction non-résidentielle.....	13
<i>1.2. Produits d’apparence en bois, produits à valeur ajoutée</i>	<i>14</i>
1.2.1. Utilisation dans la construction non-résidentielle	16
1.2.2. Positionnement dans le réseau de la construction non-résidentielle	18
1.2.3. Statut environnemental.....	20
1.2.4. Leur potentiel d’utilisation dans la construction durable	26
<i>1.3. Écoconception ou comment intégrer la question environnementale au développement de produit</i>	<i>27</i>
1.3.1. Contexte historique.....	27
1.3.2. Cadre conceptuel	28
1.3.3. Outils d’écoconception.....	35
Chapitre 2. Rétrospective méthodologique.....	51
Chapitre 3. Using life cycle thinking to analyze environmental labeling: the case of appearance wood products	56
3.1. <i>Résumé.....</i>	<i>56</i>

3.2. <i>Abstract</i>	57
3.3. <i>Introduction</i>	57
3.3.1. Evolution of societal environmental awareness.....	57
3.3.2. The building sector	58
3.3.3. Environmental benefits and issues from wood and wood products utilization	60
3.3.4. Environmental certification schemes.....	62
3.3.5. Aim of the study	64
3.4. <i>Methodology</i>	64
3.4.1. Qualitative research	64
3.4.2. Ecolabel selection	64
3.4.3. The grounded theory approach	65
3.5. <i>Results</i>	66
3.5.1. Content analysis	66
3.5.2. Life Cycle Thinking.....	81
3.5.3. Literature review on environmental performance and benefits of ecolabelling programs	86
3.6. <i>Discussion</i>	89
3.6.1. Implications for nonresidential buildings	89
3.6.2. Implications for specifiers and nonresidential building Owners	91
3.7. <i>Conclusions</i>	93
Chapitre 4. Reducing the environmental footprint of interior wood doors in non- residential buildings– Part 1: Life Cycle Assessment	95
4.1. <i>Résumé</i>	95
4.2. <i>Abstract</i>	96
4.3. <i>Introduction</i>	96
4.3.1. Building ecological footprint.....	96
4.3.2. Non-residential utilization of appearance wood products in Quebec	97
4.3.3. Environmental studies on wooden doors	97
4.3.4. Design for environment	98
4.3.5. Research aim and scope	99
4.4. <i>LCA Methodology</i>	99
4.4.1. Product system description	99
4.4.2. Functional Unit	100

4.4.3.	System boundaries.....	101
4.4.4.	Allocation procedure.....	101
4.4.5.	Data sourcing and quality.....	101
4.4.6.	Life Cycle Inventory (LCI).....	102
4.4.7.	Life Cycle Impact Assessment (LCIA).....	107
4.5.	<i>Results</i>	109
4.5.1.	Damages on human health.....	110
4.5.2.	Damages on ecosystem quality.....	113
4.5.3.	Damages on climate change.....	115
4.5.4.	Damages on resources.....	118
4.6.	<i>Discussion</i>	121
4.6.1.	Sensitivity analysis.....	122
4.7.	<i>Conclusions</i>	123
4.8.	<i>Limitations of the study</i>	124
4.8.1.	Biogenic carbon.....	124
Chapitre 5. Reducing the environmental footprint of interior wood doors in non-residential buildings – Part 2: Ecodesign		127
5.1.	<i>Résumé</i>	127
5.2.	<i>Abstract</i>	128
5.3.	<i>Introduction</i>	129
5.3.1.	Ecodesign.....	129
5.3.2.	Life Cycle Assessment role in Ecodesign.....	130
5.3.3.	Environmental studies on wooden doors.....	131
5.3.4.	Research aim and scope.....	131
5.4.	<i>Ecodesign methodology</i>	131
5.4.1.	Comparative LCA.....	131
5.4.2.	Product system.....	132
5.4.3.	Allocation procedure.....	132
5.4.4.	Data sourcing and quality.....	132
5.4.5.	Life Cycle Impact Assessment (LCIA).....	133
5.4.6.	Life Cycle Inventory for alternative scenarios (LCI).....	135
5.4.7.	Alternatives in particle board composition.....	136
5.4.8.	Alternatives in transportation.....	138
5.4.9.	Alternative to landfill, Scenario 7 & Scenario 8.....	139

5.4.10. Ecodesign levels	140
5.5. <i>Results & Discussion</i>	140
5.5.1. Alternatives in particleboard composition	140
5.5.2. Alternatives in transportation.....	144
5.5.3. Alternative to landfill, Scenario 7	147
5.5.4. Alternative to landfill, Scenario 8	150
5.6. <i>Recommendations</i>	151
5.6.1. Bioproducts in Ecodesign	151
5.6.2. Hit the road or the railways.....	153
5.6.3. Developing services for the door industry	154
5.6.4. Energy recovery	155
5.6.5. Biogenic carbon	155
5.7. <i>Conclusions</i>	156
Chapitre 6. Prospects for appearance wood products eco design in the context of non-residential applications	159
6.1. <i>Résumé</i>	159
6.2. <i>Abstract</i>	159
6.3. <i>Introduction</i>	160
6.3.1. Towards sustainable buildings.....	160
6.3.2. Environmental assessment and design.....	162
6.3.3. Appearance wood-products	163
6.3.4. Aim of the study	165
6.4. <i>Methods</i>	165
6.4.1. Appearance wood products family selection	165
6.4.2. Environmental profile establishment and generalization.....	167
6.5. <i>Results: Environmental profiles of interior appearance wood products for nonresidential buildings</i>	170
6.5.1. Life cycle stage contributions	171
6.5.2. Product weight	174
6.5.3. Glues and coatings	174
6.5.4. Solid wood and veneer versus wood composites.....	175
6.5.5. LCA studies of wood products and associated technologies	175
6.6. <i>Ecodesign recommendations for appearance wood products</i>	178

6.6.1. Composite based appearance wood products	178
6.6.2. Solid wood and veneer based appearance wood products	183
6.6.3. Indoor air quality	187
6.7. <i>Limitations</i>	187
6.7.1. Life cycle environmental impacts calculation methodology.....	187
6.7.2. Biogenic carbon.....	188
6.8. <i>Conclusion</i>	188
Conclusion	191
Bibliographie	199
ANNEXE 1 Exemple de fiche utilisée pour la récolte des données sur les étiquettes environnementales (Chapitre 3).....	215
ANNEXE 2 Exemple de démarche entreprise pour établir les relations entre critères des écolabels et les facteurs d'impact intermédiaires et globaux dans une approche de « pensée cycle de vie » (Chapitre 3).....	219
ANNEXE 3 Données d'inventaire utilisées dans l'ACV de la porte d'intérieur en bois (Chapitre 4).....	221
ANNEXE 4 Évaluation d'impacts environnementaux de la porte intérieure commerciale en bois obtenues avec les méthodes d'AICV, IMPACT 2002+ et ReCiPe (Chapitre 4)	237
ANNEXE 5 Données d'inventaire et impacts environnementaux des scénarios d'écoconception obtenus avec IMPACT 2002+ et ReCiPe (Chapitre 5)	244
ANNEXE 6 Données d'inventaire et résultats d'impacts environnementaux pour la généralisation sur les produits d'apparence en bois (Chapitre 6)	267
ANNEXE 7 Analyses de sensibilités (Chapitre 4 & 6).....	273

Liste des tableaux

Tableau 1.1: Liste non-exhaustive des certifications environnementales existantes pour la construction.	13
Tableau 1.2: Listes des principes fondamentaux de l'écoconception (Le Pochat 2005; AFNOR 2013).....	29
Tableau 1.3: Liste des forces motrices de l'écoconception en entreprise. (Adapté de Brezet et Van Hemel (1997)).....	33
Tableau 1.4: Présentation des quatre niveaux d'écoconception et des décideurs impliqués aux différents niveaux (Brezet 1998; Le Pochat 2005).....	34
Tableau 1.5: Listes des utilisateurs potentiels pour chaque outil d'écoconception. (Adapté de Bellini & Janin (2011)).....	39
Tableau 1.6: Normes de l'ISO sur l'étiquetage environnemental de produits.....	40
Tableau 1.7: Descriptions des différents concepts de la vie d'un produit (Adapté de Ashby 2009).....	45
Table 3.1: Summary of ecolabels available for appearance wood products	69
Table 4.1: Description of input data for the interior wooden door LCI.	103
Table 4.2 : Description of IMPACT2002+ and ReCiPe methodologies.	108
Table 4.3: Equivalences between life cycle stages and names of processes modeled in SimaPro.....	109
Table 5.1: Description of IMPACT2002+ and ReCiPe methodologies.	134
Table 5.2: Presentation of proposed ecodesign alternatives and their references.	136
Table 6.1: Presentation of selected interior appearance wood products for non-residential applications	166
Table 6.2: Similarities among raw material processes. The X symbolizes a similar unit process.	168
Table 6.3: Similarities among life cycle stages. The X symbolizes similar unit processes.....	169

Liste des figures

Figure 1.1: Exemple de chaîne de valeur ajoutée (adapté de Beauregard (2002)).....	15
Figure 1.2: Positionnement des manufacturiers de produits d'apparence en bois dans le réseau de la construction non-résidentielle au Québec. (Adapté de Drouin et al. (2012)).....	20
Figure 1.3 : Émissions nettes de dioxyde de carbone tout au long du cycle de vie de différents matériaux de construction, en tonne de CO ₂ par m ³ de produit. Les données présentées sont européennes. (Source : Site du groupe de travail sur le changement climatique de Colombie-Britannique (Canada) ©2008, http://www.bcclimatechange.ca/how-wood-products-help/wood-products.aspx).....	22
Figure 1.4: Évolution de la capacité d'influence sur les coûts et impacts environnementaux et la relation avec l'investissement financier tout au long du processus de développement de produit (Adapté de Barringer et Weber (1996) ; Joyce (2013))	31
Figure 1.5: Représentation du paradoxe rencontré lors du processus de conception ou écoconception (Adapté de Fugère (2009) et Lagerstedt (2003)).....	31
Figure 1.6: Cartographie des différents outils d'écoconception en fonction de leur niveau d'analyse et d'amélioration environnementale. (Adapté de Bellini & Janin (2011))	37
Figure 1.7: Exemple d'étiquettes environnementales de type I ou équivalent. (a) écolabel de l'Association Canadienne de Normalisation (CSA) sur la traçabilité des produits forestiers issus de forêts durables ; (b) écolabel du Forest Stewardship Council (FSC) sur la traçabilité des produits forestiers issus de forêts durables ; (c) écolabel EcoMark Japonais multicritères pour les produits de consommation ; et (d) écolabel EcoLogo ou Choix Environnemental Canadien multicritères pour les produits de consommation.	41
Figure 1.8: Déclaration environnementale d'une poutre droite en bois lamellé-collé d'après la norme NF P 01-010 pour les produits de construction. <i>Tous les impacts environnementaux ont été renseignés ou calculés conformément à la norme NF01-010, à partir des données d'inventaires et pour l'unité fonctionnelle de référence par annuité, ainsi que pour l'unité fonctionnelle rapportée à toute la Durée de Vie Typique (DVT). DVT égale à 100 ans. L'analyse des impacts environnementaux choisie n'inclut pas l'utilisation des ressources biotiques (SNBL and FCBA 2011).</i>	42
Figure 1.9: Cycle de vie d'un produit. (CIRAIG 2005)	44
Figure 1.10: Différents scénarios de fin de vie envisageables pour un produit : disposition, valorisation énergétique, recyclage, rénovation et réutilisation (Ashby 2009).	46

Figure 3.1 : Diagrams of the respective coverage of life cycle stages for the studied categories of ecolabels: a. Forestry and forest products oriented ecolabels, b. Indoor air quality oriented ecolabels, c. Multi-attribute ecolabels and d. Life cycle oriented ecolabels.82

Figure 3.2: Midpoint and endpoint categories covered by the different ecolabel categories. Between midpoint and endpoint categories only: solid arrows quantitative data, dashed arrows uncertain or qualitative data. The number and direction of the arrows linking the midpoint and endpoint categories are based on the work of Jolliet et al. (2004).84

Figure 4.1 : Detailed representation of the door under study. 100

Figure 4.2: Contributions of life cycle stages to the environmental impacts of the door and details for the main contributor according to the Human Health damage category (IMPACT 2002+)..... 110

Figure 4.3: SimaPro network view of the *Human Health* damage category. Contributions cut-off set at 15%. 112

Figure 4.4: Contributions of life cycle stages to the environmental impacts of the door and details for the main contributor according to the Ecosystem Quality damage category (IMPACT 2002+)..... 113

Figure 4.5: SimaPro network view of the *Ecosystem Quality* damage category. Contributions cut-off set at 15%. 115

Figure 4.6: Contributions of life cycle stages to the environmental impacts of the door and details for the main contributor according to the Climate Change damage category of IMPACT 2002+. 116

Figure 4.7: SimaPro network view of the *Climate Change* damage category. Contribution cut-off at 15%. 117

Figure 4.8: Contributions of life cycle stages to the environmental impacts of the door and details for the main contributor according to the Climate Change damage category of IMPACT 2002+. 118

Figure 4.9: SimaPro Network view of the *Resources* damage category. Contributions cut-off set at 15%. ..120

Figure 5.1: Environmental impacts expressed for natural adhesives (scenarios 1, 2 & 3) in % of business as usual (BAU) scenario. Results presented for each IMPACT 2002+ damage categories. Scenario 1: pine tannin adhesive; Scenario 2: grape tannin adhesive; Scenario 3: soy based adhesive. 142

Figure 5.2: Environmental impacts expressed for the agricultural raw material (scenario 4) in % of BAU scenario. Results presented for each IMPACT 2002+ damage categories. Scenario 4: straw fibers..... 143

Figure 5.3: Environmental impacts expressed for the rail freight transport (scenario 5) in % of BAU scenario. Results presented for each <i>IMPACT 2002+</i> damage categories.	145
Figure 5.4: Environmental impacts expressed for locally sourced HDF (scenario 6) in % of BAU scenario. Results presented for each <i>IMPACT 2002+</i> damage categories.	146
Figure 5.5: Environmental impacts expressed for remanufacturing (scenario 7) in % of BAU scenario. Results presented for each <i>IMPACT 2002+</i> damage categories.	148
Figure 5.6: Evolution of the environmental impact reduction due to core reutilization in the remanufacturing process. The evolution is expressed for the four damage categories of <i>IMPACT2002+</i>	149
Figure 5.7 : Environmental impacts expressed for energy recovery in place of fossil fuel for heat production (scenario 8) in % of BAU scenario. Results presented for each <i>IMPACT 2002+</i> damage categories. ..	151
Figure 6.1: Appearance wood products predicted life cycle stages contributions to the four damage categories of <i>IMPACT 2002+</i> . The dotted line separates particleboard and fiberboard based products from products made of solid wood or veneer.	171

*À ma famille pour m'avoir toujours soutenue
et cru en moi.*

Remerciements

J'aimerais remercier mon directeur, Robert Beauregard et mon co-directeur, Pierre Blanchet, pour m'avoir donné la chance de travailler sur ce projet et de m'avoir guidée et soutenue tout au long de ces trois années. Malgré vos agendas plutôt chargés, vous avez toujours réussi l'un et l'autre à me fournir l'aide nécessaire qui m'a permis d'avancer sur ce projet, et je vous en suis très reconnaissante.

Mes remerciements vont également à Caroline Frenette pour m'avoir aidée et conseillée sur l'analyse de cycle de vie. De même, un grand merci au CIRAIG et notamment Cécile Bulle, Thomas Dandres et Jean-François Ménard pour avoir répondu à mes appels à l'aide, autant techniques que méthodologiques, lorsque j'en ai eu besoin.

Je remercie également FPInnovations pour son appui technique, ainsi que Patrick Lavoie, Nicolas Pearson, François Julien, François Robichaud, Serge Côté, Gilles Brunet, Myriam Drouin et Véronique Landry de leur collaboration à différentes étapes de mon projet.

Je tiens à remercier Portes Lambton et plus particulièrement Keven Campagna pour son intérêt et son enthousiasme qui ont permis l'établissement d'une collaboration fructueuse dans le cadre de ce projet.

Merci au personnel administratif du CRM et de la Faculté de Foresterie, géographie et géomatique pour leur gentillesse et leur aide. Je tiens aussi à remercier les professeurs en sciences du bois que j'ai pu côtoyer pendant ma scolarité pour leur pédagogie et surtout pour m'avoir transmis leur amour du bois.

Un grand merci à mes collègues du CRM et de FPInnovations que ce soit pour leur soutien, leur présence ou leur humour : Ali, Costel, Diane, Étienne, Franz, Gabrielle, Mariana, Mirela, Myriam, Shawn, Vincent C et plein d'autres encore. De manière plus générale, merci au personnel du groupe de valeur ajoutée pour m'avoir aussi bien accueillie et pour sa bonne humeur.

Enfin, je souhaite remercier le Conseil de recherche en sciences naturelles et génie (CRSNG) pour son appui financier.

Avant-propos

Ce projet de recherche a été réalisé en étroite collaboration entre FPInnovations, division des produits du bois et le centre de recherche sur les matériaux renouvelables (CRMR) de l'Université Laval. La recherche a été supervisée par M. Robert Beauregard à titre de directeur de recherche et M. Pierre Blanchet à titre de co-directeur. Les travaux ont été réalisés dans le cadre du programme de doctorat en sciences du bois et les résultats obtenus sont présentés sous la forme d'une thèse de publications. Les références des quatre articles qui font partie intégrante de cette thèse sont les suivantes :

Article I :

Cobut, A., R. Beauregard et P. Blanchet. 2012. Using life cycle thinking to analyze environmental labeling – the case of appearance wood products. *International Journal of Life Cycle Assessment*. DOI 10.1007/s11367-012-0505-9

Article II :

Cobut, A., P. Blanchet et R. Beauregard. 2013. Environmental impacts of interior wood doors in non-residential buildings – Part 1: Life cycle assessment. Soumis à *Journal of Cleaner Production*.

Article III:

Cobut, A., R. Beauregard et P. Blanchet. 2013. Environmental impacts of interior wood doors in non-residential buildings – Part 2: Ecodesign. Soumis à *Journal of Cleaner Production*.

Article IV:

Cobut, A., P. Blanchet et R. Beauregard. 2013. Prospects for appearance wood products ecodesign in the context of non-residential applications. Sera soumis à *Forest Products Journal*.

Les résultats de la recherche ont également été présentés sous forme de présentations orales aux évènements suivants :

- 79^{ème} Congrès de l'Association Francophone pour le Savoir (ACFAS), le 12 Mai 2011, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, QC, Canada;
- 3^{ème} Forum étudiant du CIRAIG, le 13 Juin 2011, Montréal, QC, Canada;
- 3rd International Scientific Conference on Hardwood Processing (ISCHP), du 16 au 18 Octobre 2011, Virginia Tech, Blacksburg, USA (inclus la rédaction d'un article);
- 66th Forest Products Society International Convention, Washington, DC, États-Unis, du 3 au 5 Juin 2012;
- 4ème Forum étudiant du CIRAIG, le 14 Novembre 2012, Montréal, QC, Canada;
- Colloque du Centre de Recherche sur le Bois (CRB), le 30 Novembre 2012, Québec, QC, Canada;
- Cours SBO 8001, Séminaire II, à l'Hiver 2013, 11 Avril 2013, Québec, QC, Canada;
- 4th International Scientific Conference on Hardwood Processing, du 7 au 9 Octobre 2013, Florence, Italie (inclus la rédaction d'un article).

Ce projet de recherche a été financé par le Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie du Canada (CRSNG) et FPInnovations via le programme Recherche et développement en coopération (RDC).

Introduction

La crise environnementale actuelle nous démontre que le manque de conscience environnementale et l'exclusion de l'écosystème dans les prises de décisions n'est pas un mode de pensée durable et a surtout réussi à dégrader en une courte période de temps l'écosystème dont nous faisons partie.

Or, l'innovation technologique est animée par le besoin de satisfaire de manière toujours plus efficace et économique les besoins et les désirs d'une société en changement perpétuel. Elle se retrouve ainsi au sein d'une dynamique complexe reliant trois systèmes de bases : le système manufacturier, le système économique et l'écosystème (Guidice et al. 2006). D'après les mêmes auteurs, pour qu'un procédé innovant soit considéré de haute-qualité, le système économique doit être adapté aux besoins du système manufacturier, qui à son tour doit être adapté aux contraintes de l'écosystème. Les directives doivent donc partir de l'écosystème, passer par le système manufacturier pour ensuite arriver au système économique. Si bien que le mode de pensée actuel au sein de l'innovation technologique et de l'industrie en général, qui rappelons-le commence seulement à reconsidérer l'écosystème dans ses pratiques, ne peut pas être qualifié d'optimum, si l'on se réfère aux réflexions de Guidice et al. (2006) exposées plus haut. La crise environnementale actuelle en est la preuve concrète.

Le développement durable est un développement qui répond aux besoins des générations du présent, sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs (World Commission on Environment and Development 1987). Le développement durable est la combinaison de trois objectifs, à savoir, l'efficacité économique, l'équité sociale et la préservation de l'environnement. Son application paraît alors comme inévitable pour subvenir aux besoins et demandes de la société actuelle et future en matière de technologies. Néanmoins, parler de développement durable est une chose assez facile. D'ailleurs, nombreuses sont les interprétations faites de ce principe d'une manière globale. Cependant, pour l'avenir de notre société, il est indispensable que les affirmations s'accompagnent d'actions efficaces contribuant à une réduction effective des impacts environnementaux (Jolliet et al. 2010). Les deux conditions à remplir pour qu'une action soit efficace sont d'une part, de disposer de solutions technologiques satisfaisantes pour

l'utilisateur; d'autre part, de déterminer quelles sont les priorités d'action parmi l'ensemble des mesures possibles, en tenant à la fois compte de leur efficacité environnementale, de leurs coûts et des contraintes qu'elles impliquent sur le plan économique (Jolliet et al. 2010). Les auteurs présentent l'analyse de cycle de vie (ACV) comme étant une des réponses possibles au second point. Si on suit ce raisonnement, l'écoconception, c'est-à-dire, l'intégration des considérations environnementale à la conception d'un produit peut être également avancée comme une solution potentielle. Et ceci est d'autant plus vrai si l'ACV est choisi comme outil décisionnel.

L'objectif principal du présent projet de recherche est d'aider à augmenter l'implantation des produits d'apparence en bois dans la construction non-résidentielle en misant sur des produits à faible trace environnementale. Plus spécifiquement, la première publication propose l'identification des paramètres environnementaux associés aux produits d'apparence destinés à ce type de bâtiment par l'analyse des étiquettes environnementales. La pertinence de chaque programme d'étiquetage a été évaluée en utilisant la pensée cycle de vie. Les deux prochaines publications ont pour objectif commun l'écoconception d'un produit d'apparence type en construction non-résidentielle. Les deux sous-objectifs qui sont d'établir le profil environnemental du produit d'apparence et de proposer des scénarios d'amélioration environnementale sont les sujets respectifs de ces deux publications. L'analyse de cycle de vie a été utilisée comme principal outil dans la détermination du profil environnemental et dans l'évaluation des différents scénarios d'éco-conception. Les deux publications feront donc l'objet de deux chapitres distincts dans cette thèse. Ainsi, un chapitre traitera de l'analyse environnementale du produit (seconde publication) et le second des scénarios d'écoconception (troisième publication). Enfin, la dernière publication a pour but d'extrapoler les observations et les pistes d'écoconception précédentes à l'ensemble de la famille des produits d'apparence en bois utilisés en construction non-résidentielle.

Ce projet devrait permettre de mieux identifier et de distinguer les besoins environnementaux associés aux produits d'apparence en bois tels que présentés dans les programmes de certifications environnementales de produits et de bâtiments, et les besoins environnementaux tels qu'identifiés dans le cadre de ce projet grâce à l'approche du cycle

de vie. Les pistes d'amélioration environnementale proposées pourront être considérées comme des points de réflexion utiles autant pour la recherche future que pour l'industrie des produits d'apparence architecturaux et commerciaux. Le développement et la maîtrise de ces nouveaux enjeux liés à l'écoconception permettront d'abaisser la trace environnementale associée aux produits d'apparence en bois et d'assurer le positionnement de ce type de produit sur le marché non-résidentiel de plus en plus soucieux de l'environnement et du développement durable.

Problématique et objectifs

En développement depuis les années 1990, la construction durable est aujourd'hui une valeur grandissante. De nombreux programmes de certification ont été développés pour juger de la performance environnementale d'un bâtiment (e.g. les programmes LEED™ (US), BREEAM (UK), Green Globes (US), Haute Qualité Environnementale (FR), etc.). En marge de ces programmes, ce sont les architectes et les designers qui imposeront la valeur écologique du bâtiment par la création d'installations innovantes, mais aussi par le choix de matériaux/produits écoresponsables ou non, qui seront utilisés dans la structure, l'habillage et la finition de la construction (Forintek Canada Corp. et al. 2003).

Par ailleurs, le ministère des Ressources naturelles et de la Faune propose, comme solution à la crise que traverse le secteur forestier, de *concrétiser l'orientation concernant l'augmentation de la consommation du bois au Québec, en particulier dans les édifices publics, dans les autres constructions non résidentielles [...] (Bécharde 2008)*. En effet, l'utilisation des produits d'apparence en bois dans la construction non résidentielle n'est pas bien établie. Cette tendance peut être inversée par une meilleure compréhension des impacts environnementaux liée aux produits d'apparence en bois et par le développement de produits certifiés qui sauront ainsi faire valoir leurs qualités intrinsèques et leur valeur ajoutée dans la construction verte. De plus, des analyses du cycle de vie sur le bois ou ses produits dérivés ont montré qu'en général, ceux-ci offraient des avantages écologiques (Sathre and O'Connor 2010b, a). Le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MNRF) donne comme *objectif premier* dans sa stratégie de contribuer à la réduction des émissions de gaz à effet de serre via l'utilisation accrue des produits d'apparence en bois (et de structure) dans la construction québécoise (Bécharde 2008).

Les certifications environnementales ont été développées dans l'optique de démontrer des qualités environnementales d'un produit ou service de façon crédible. Les éco-labels, qui leurs sont associés, sont alors la meilleure manière de promouvoir et faire valoir le caractère écologique d'un produit au consommateur (Boeglin 2007). Les certifications sont présentes en grand nombre et existent pour une variété toujours croissante de produits. La pertinence et la crédibilité des certifications ne sont pas toujours appréciables sans une véritable connaissance des critères écologiques considérés. Pour un consommateur privé ou

professionnel, ceci peut donc créer une certaine confusion quant au choix d'un écolabel par rapport à un autre. Plusieurs éco-labels ont été développés pour les produits de construction (structuraux et d'apparence), parallèlement aux bâtiments écologiques (cités précédemment). Pour les produits d'apparence en bois, les critères ciblent, de manière générale, l'origine du bois, les émissions de composés organiques volatiles (COV) ou formaldéhydes, les étapes du cycle de vie du produit, voire l'ensemble du cycle de vie. L'acquisition d'une certification pour un produit lui permet également d'accéder une certaine notoriété dans la construction écologique. Si les programmes pour les bâtiments « verts » ne certifient pas de produits, ils peuvent en revanche reconnaître un produit via sa certification. Par exemple, le programme LEED™ reconnaît les produits forestiers certifiés FSC et accorde ainsi un crédit pour leur utilisation (crédit MR 6) (Bland 2005).

Pour pénétrer le marché du secteur de la construction non résidentielle, les produits d'apparence en bois doivent démontrer un réel avantage environnemental qui pourra seulement être abordé par la conception durable de l'objet. C'est dans cette optique que l'on parle d'écoconception : concevoir des produits plus respectueux de l'environnement en prenant en compte la viabilité économique (Quinty 2010). Il est démontré dans plusieurs publications que les préoccupations environnementales doivent être prises en compte dès l'étape de conception pour une efficacité environnementale optimale. Il a été démontré que la réduction des impacts environnementaux d'un produit peut atteindre 80% dans certains cas (Abele et al. 2005; Butel-Bellini and Janin 1999). Finalement, l'ecodesign et l'écolabellisation des produits à valeur-ajoutée en bois ouvrent de nouvelles perspectives dans la construction écoresponsable non résidentielle. Ces approches devraient permettre aux entreprises productrices d'être plus compétitives en épousant la dynamique du marché et des réglementations de plus en plus stricte favorisant les produits plus respectueux de l'environnement.

En marge de l'état de l'art, plusieurs paramètres spécifiques quant aux choix du sujet de recherche pour ce projet de doctorat ont été imposés par la nature du financement obtenu en partenariat avec FPInnovations. Parmi ces paramètres figurent le choix des produits à étudier, qui sont les produits d'apparence en bois et le type de construction visée, qui est la construction non-résidentielle.

L'objectif principal du présent projet de recherche est de valoriser l'utilisation des produits d'apparence en bois dans la construction non-résidentielle en misant sur des produits à faible trace environnementale. Plus spécifiquement, la première publication propose l'identification des paramètres environnementaux associés aux produits d'apparence destinés à ce type de bâtiment par l'analyse des étiquettes environnementales. La pertinence de chaque programme d'étiquetage a été évaluée en utilisant la pensée cycle de vie. Les deux prochaines publications ont pour objectif commun l'écoconception d'un produit d'apparence type en construction non-résidentielle. Les deux sous-objectifs qui sont d'établir le profil environnemental du produit d'apparence et de proposer des scénarios d'amélioration environnementale sont les sujets respectifs de ces deux publications. L'analyse de cycle de vie a été utilisée comme principal outil dans la détermination du profil environnemental et dans l'évaluation des différents scénarios d'éco-conception. Les deux publications feront donc l'objet de deux chapitres distincts dans cette thèse. Ainsi, un chapitre traitera de l'analyse environnementale du produit (seconde publication) et le second des scénarios d'écoconception (troisième publication). Enfin, la dernière publication a pour but d'extrapoler les observations et les pistes d'écoconception précédentes à l'ensemble de la famille des produits d'apparence en bois utilisés en construction non-résidentielle.

Chapitre 1. Revue de Littérature

1.1 Secteur de la construction

1.1.1. Trace environnementale

Le secteur de la construction a un impact environnemental considérable, que ce soit sur le plan des émissions de dioxyde de carbone, de la consommation énergétique ou l'extraction des matières premières (Bribián et al. 2011; González and García Navarro 2006). D'après l'étude de Bribián et al. (2011), le secteur du bâtiment et travaux publics consomme au total 60% des ressources lithosphériques mondiales, dont 24% sont destinées aux travaux de construction. Au Canada, la construction résidentielle et commerciale totalise la moitié des ressources naturelles extraites et un tiers de la consommation énergétique au niveau national. Quant aux émissions atmosphériques, le secteur de la construction émet 10% des particules en suspension et 35% des gaz à effet de serre du pays (Industry Canada 2013).

Enfin, il est important de noter que le secteur du bâtiment, qui se trouve parmi les secteurs les plus émissifs en dioxyde de carbone, est aussi le secteur où une amélioration des pratiques peut avoir un effet bénéfique sur l'environnement (Barker et al. 2007; Levine et al. 2007).

1.1.1.1 Problématique de l'air intérieur

Il est important de noter que les occupants des bâtiments sont confrontés à la pollution de l'air intérieur. Les produits de construction et d'habillage utilisés sont une des sources référencées de pollution. Alors que les Nord-Américains passent 80 à 90% leur temps dans un environnement intérieur, que ce soit au travail, à la maison ou pour des loisirs, aborder le thème de la qualité de l'air intérieur semble indispensable (Bonda and Sosnowchik 2007; Industry Canada 2013). À ce sujet, l'EPA a relevé que la contamination de l'air intérieur était de deux à cinq fois supérieure au niveau de pollution de l'air extérieur, ce qui contribue entre autres, à un taux plus élevé de cas de maladies reliés à l'air intérieur des bâtiments. Par conséquent, la proportion d'Américains asthmatiques a augmenté de 75% de

1980 à 1994 et de 160% chez les enfants de moins de cinq ans (Bonda and Sosnowchik 2007).

1.1.1.2 Déchets de construction et démolition

Aux États-Unis, une estimation moyenne de la proportion des différents matériaux de construction disposés lors de projets de construction montre qu'environ la moitié des déchets de construction est à base de béton et gravats mixtes. Le bois, quant à lui représente 20 à 30% des déchets émis lors d'un projet de construction (Bonda and Sosnowchik 2007). Au Canada, ce secteur est responsable d'un quart des déchets mis en décharge (Industry Canada 2013).

Les déchets de construction et démolition sont souvent regroupés ensemble mais les flux de déchets sont produits par des procédés différents et le volume et le type de matériaux peuvent aussi varier de manière importante. À l'étape de démolition environ 20 à 30 fois plus de déchets sont produits par mètre carré, en comparaison à l'étape de construction. Les déchets de démolition sont aussi souvent contaminés par les peintures, les adhésifs, la poussière et les matériaux sont souvent difficiles à séparer. Quant aux déchets de construction, ils contiennent des matériaux plus modernes que les déchets de démolition car les bâtiments récents sont rarement démolis (Jeffrey 2011).

Sachant que le processus de démolition produit beaucoup de plus de déchets que les activités de construction, le développement et l'amélioration des procédés de réutilisation et recyclage des matériaux de démolition sont nécessaires pour diminuer le taux de déchets envoyé aux sites d'enfouissement. Les méthodes de démolition ont aussi un rôle important à jouer pour diminuer les déchets. En effet, la démolition sélective ou le démantèlement peuvent prévenir l'endommagement de matériaux réutilisables et peuvent permettre aux matériaux d'être séparés pour recyclage sur le site de démolition. Or, la destruction mécanique, qui est plus rapide, nécessite peu de main d'œuvre et qui bénéficie des faibles taxes à l'enfouissement, peut rendre non-viable les méthodes de déconstruction ou démolition sélective dont les matières premières sont peu coûteuses et les coûts de main d'œuvre élevés (Jeffrey 2011).

1.1.1.3 Conséquences des choix de conception

Thormark et al. (2006) notent que l'énergie intrinsèque d'un bâtiment, soit l'énergie totale nécessaire à la fabrication du bâtiment, peut changer de manière importante grâce à la substitution de matériaux. Par conséquent, l'énergie intrinsèque du bâtiment, dont l'énergie requise pour l'extraction, la transformation, la fabrication, le transport, l'exploitation des matériaux de construction, peut être contrôlée par le choix des matériaux de construction. L'influence du choix des matériaux est également importante sur l'énergie d'exploitation d'un bâtiment notamment dans l'utilisation de matériaux plus ou moins isolants et sur l'entretien. Il est alors légitime de penser que les choix de conception lors d'un projet de construction ne sont pas sans conséquences.

L'impact environnemental des bâtiments est indirectement relié à leur performance et aux effets qu'ils ont sur les structures adjacentes mais aussi aux décisions de conception qui définissent les tendances du marché. En choisissant un produit de construction vert, Spiegel et Meadows (2012) affirment que le consommateur fait une déclaration aussi bien philosophique qu'économique. En tant que gardiens de l'espace bâti, les architectes et les ingénieurs de conception en bâtiment ont l'opportunité et l'obligation d'aborder ces problématiques. Les architectes peuvent en effet avoir un impact important, non seulement sur la conception du bâtiment mais aussi sur le processus de conception qui peut influencer le marché, les exigences réglementaires et les pratiques admises. De plus, ce potentiel d'impact se multiplie lorsque des membres de l'industrie de la construction sont associés à des projets commerciaux ou institutionnels.

1.1.2. Construction durable et certifications environnementales des bâtiments

La construction durable, aussi appelée construction éco-responsable, n'a pas de définition standardisée. Ainsi, la construction durable peut être interprétée de manières bien différentes. Elle peut être néanmoins définie comme l'action de construire un bâtiment à faible trace environnementale. Cette pratique guide les choix des constructeurs et concepteurs vers l'ultime but de la réduction des impacts environnementaux. En comparaison avec les pratiques habituelles, les différents résultats de la construction durable sont (Tardif and O'Connor 2009):

- La diminution de la consommation énergétique,
- La diminution des émissions de gaz à effet de serre,
- La diminution de l'utilisation des ressources telles que matières premières et l'eau et la baisse des déchets de construction,
- L'amélioration de l'espace intérieur grâce à l'éclairage naturel, la ventilation, la qualité de l'air intérieur et une bonne fonctionnalité de l'espace,
- La réduction des impacts liés à l'utilisation du bâtiment et à son entretien.

Bien que la pratique de la construction durable ne se soit répandue qu'au cours de ces dernières années, les programmes de certification environnementale de bâtiment existent depuis au moins deux décennies. Le programme le plus ancien, le plus reconnu et le plus complet est le britannique Building Research Establishment Environmental Assessment Method (BREEAM) (BRE Global Ltd 2011). BREEAM a été créé en 1990. Plus de 15000 projets de construction ont été certifiés BREEAM depuis sa création. Aussi, la demande du marché pour la certification BREEAM a été tellement élevée qu'un nouveau standard applicable à l'international a été créé et publié début Juin 2013 (BRE Global Ltd 2013). The Leadership in Energy and Environmental Design (LEED) est un autre programme de construction durable en pleine expansion internationalement qui a été développé aux Etats-Unis (USGBC 2009). Au Canada, LEED a certifié son millième projet de construction durable en Mai 2013. Le Canada est ainsi classé au second rang mondial derrière les États-Unis par le nombre de projets certifiés LEED (CBDCa 2013). D'autres programmes américains comme GreenGlobes et Collaborative High Performance Schools (CHPS) permettent aussi la certification durable de bâtiment (Green Globes 2005; CHPS 2010). Au Japon, la certification durable de bâtiment a débuté avec la création du programme Comprehensive Assessment System for Building Environmental Efficiency (CASBEE) (JaGBC and JSBC 2008). En France, il existe le programme de certification Haute Qualité Environnementale (HQE) pour la construction durable (Certivéa and CSTB 2011).

L'augmentation des projets de construction certifiés prouve que la construction durable n'est pas une simple tendance mais que cette pratique est en passe de devenir la norme en construction au cours de ces prochaines années.

Tous les programmes de certification cités dans le tableau 1.1 sont des outils à caractère volontaire. En effet, le but de ces programmes est de faire évoluer la pratique actuelle en agissant auprès des consommateurs afin de les aiguiller vers des choix plus responsables d'un point de vue environnemental. C'est la même approche qui est appliquée pour les étiquettes environnementales de produits.

Tableau 1.1: Liste non-exhaustive des certifications environnementales existantes pour la construction.

Nom de la certification	Date de création	Origine géographique	Nature du programme
LEED	1998	États-Unis	Volontaire
BREEAM	1990	Royaume-Uni	Volontaire
HQE	1996	France	Volontaire
CASBEE	2002	Japon	Volontaire
Green Globes	2004	Canada	Volontaire
CHPS	1999	États-Unis, État de Californie	Volontaire
Living Building Challenge	2006	Canada, États-Unis	Volontaire

1.1.3. Matériaux d'habillage et de décoration intérieure utilisés en construction non-résidentielle

Il existe une multitude de matériaux de finition intérieure pour les bâtiments non-résidentiels. Pour le revêtement de sol, on peut utiliser des tapis, de la pierre, de la céramique, mais également des revêtements résilients comme le linoléum, le liège et les carreaux vinyliques. On peut également considérer l'utilisation de lames de plancher en bois franc ou bois d'ingénierie. Au niveau du revêtement du plafond, des panneaux acoustiques en bois ou des carreaux acoustiques suspendus peuvent être choisis. Il y a également la possibilité d'utiliser des panneaux de gypse renforcés avec de la fibre de verre. Sur les murs, on peut seulement appliquer de la peinture directement sur le panneau de gypse ou appliquer des moulures et panneaux architecturaux en bois, des moulures plastifiées, mais aussi des panneaux acoustiques en vinyl et fibres de verre. Pour la séparation des espaces, les portes en bois ou en acier sont utilisées dépendant des fonctions requises. Le verre et les plastiques translucides (polychlorure de vinyl ou polycarbonate)

peuvent également être utilisés dans la création d'espace intérieur. Le métal est aussi un matériau utilisé en habillage intérieur principalement dans le mobilier et la séparation d'espace (Bonda and Sosnowchik 2007; Fell and Lavoie 2009).

1.2. Produits d'apparence en bois, produits à valeur ajoutée

Le Ministère des Ressources naturelles du Québec (1999) définit les produits à valeur ajoutée comme étant des produits de base subissant un usinage supplémentaire dans l'usine de première transformation d'origine, amenant ainsi à des produits semi-finis. En parallèle, les produits de seconde transformation sont définis comme étant des produits de base subissant un usinage supplémentaire mais dans une seconde usine, différente de celle où a été faite la première transformation, amenant à des produits semi-finis ou finis. La direction générale des industries forestières et des matériaux de construction (Industrie Canada), quant à elle, caractérise deux types de produits forestiers : les produits dits de commodité (bois d'œuvre, placages...) et les produits à valeur ajoutée (portes et fenêtres, bois ouvrés...). Le secteur des produits à valeur ajoutée est également défini comme un regroupement de tous les fabricants de produits en bois de seconde transformation qui ajoutent de la valeur à leurs produits de commodité par des procédés additionnels, les transformant ainsi en produits finis ou semi-finis de spécialité (Forintek Canada Corp. 2000). Toutes ces définitions démontrent bien que la limite entre les notions de produits à valeur ajoutée et de produits de seconde transformation n'est pas très bien définie.

Par ailleurs, les différents degrés de transformation des produits du bois forment une chaîne de valeur ajoutée qui compte plusieurs niveaux de transformation : primaire, intermédiaire et finale. Les produits sont ainsi caractérisés par leur degré de transformation et de valeur ajoutée. La figure 1.1 représente deux exemples de chaîne de valeur ajoutée pour une table et une maison.

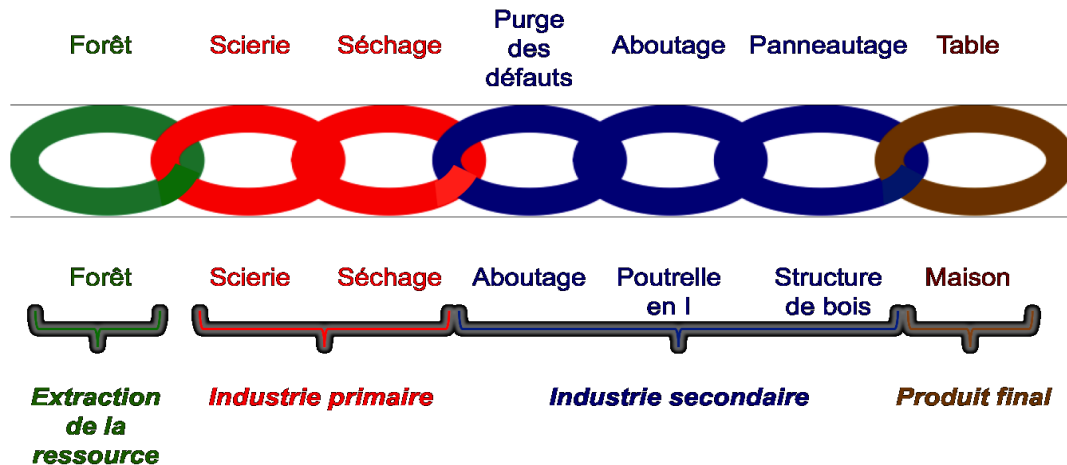


Figure 1.1: Exemple de chaîne de valeur ajoutée (adapté de Beaugard (2002))

D'après ce qui a été dit précédemment, les produits d'apparence en bois peuvent être considérés soit comme des produits à valeur ajoutée, soit comme des produits de seconde transformation. Parmi les 18 catégories proposées par le Ministère des Ressources naturelles (Pouliot et al. 1999), les produits d'apparence en bois pour la construction non résidentielle se trouvent dans les quatre catégories suivantes :

- Bâtiments (autres produits) : panneaux décoratifs, parquets, portes, etc. ;
- Bois tourné et façonné : moulures, plinthes, etc. ;
- Mobilier et fournitures de bureau, de commerce, d'hôtel, de restaurants et d'institutions ;
- Panneaux de bois, composites, contreplaqués, placages.

Les produits d'apparence sont utilisés dans des applications non-structurales en tant que matériaux de finition et de couverture. Pour ces produits du bois, l'apparence prévaut donc sur les caractéristiques mécaniques, contrairement aux produits en bois structuraux. Le bois utilisé pour la fabrication des produits d'apparence est issu, en général, d'arbre feuillus, dont les qualités visuelles sont plus intéressantes et donc supérieures au bois issu d'arbres résineux. Il arrive parfois aussi que l'on utilise le bois de certains résineux, comme le pin. Le bois de feuillus et de résineux servent aussi à la fabrication des panneaux composites en bois. De plus, le classement du bois de feuillus est avant tout un classement visuel, alors que le classement du bois de résineux est principalement basé sur les propriétés mécaniques (Bowyer et al. 2007).

1.2.1. Utilisation dans la construction non-résidentielle

La construction non-résidentielle englobe tous les types de bâtiments ayant une vocation autre que la résidence. Ces bâtiments peuvent être des écoles, des hôpitaux, des magasins, des bureaux, des églises, des aéroports, des stades, etc. Ces types de bâtiments sont de taille généralement plus grande que ceux du secteur résidentiel et possèdent un cahier des charges beaucoup plus complexe au niveau de la conception, de la construction et de l'application du code de la construction (O'Connor et al. 2003).

Le gouvernement canadien, dans son budget de 2009, démontrait une volonté de faire la promotion de l'utilisation du bois dans la construction non résidentielle (commerciale et institutionnelle). L'utilisation du bois est généralement associée aux éléments structuraux et aux techniques de construction. Toutefois, il existe une vaste gamme de matériaux de construction utilisés lors des étapes de finition en construction. Comme décrit dans le paragraphe précédent, il est question des portes intérieures des recouvrements de plancher, des panneaux muraux, de moulures, des tuiles de plafond, des parements extérieurs (lambris), de panneaux muraux décoratifs. Ces matériaux ont en commun la fonction décorative et représentent de grandes surfaces à couvrir; ils sont à grande valeur ajoutée et représentent des applications de choix pour les produits du bois.

Une recherche a été menée par Fell et Lavoie (2009) sur les opportunités d'accroître l'utilisation du bois comme matériau d'apparence dans tous types de bâtiments. Celle-ci a permis de voir le potentiel de chaque type bâtiment pour une application plus soutenue des produits d'apparence en bois. Les résultats montrent que les bureaux commerciaux, qui totalisent près de 410 millions pi² au Canada, sont une catégorie qui représente un grand potentiel car ce sont des bâtiments qui connaissent un taux de renouvellement important, ce qui implique un renouvellement plus fréquent des meubles et des aménagements intérieurs. L'utilisation du bois dans les bureaux commerciaux n'est pas bien développée et les personnes sondées dans le cadre de l'étude disent vouloir plus de bois dans leur environnement de travail. De plus, les hôtels présentent également un bon potentiel et les personnes interrogées ont déclaré vouloir voir davantage de bois. Les écoles présentent un potentiel modéré, comme pour les hôtels, il y a un besoin d'environnement chaleureux mais cette demande est contrebalancée par une nécessité de grande durabilité due aux taux de

fréquentation et de passage élevés. Il en va de même pour les hôpitaux où le problème de la durabilité des produits l'emporte sur le désir d'avoir plus de bois, car plus qu'ailleurs, la fréquence de nettoyage requise est élevée pour maintenir des conditions d'hygiène strictes. Finalement, dans les établissements de loisir, l'acier et le béton prédominent largement sur l'utilisation du bois. Le bois est dans ce cas employé dans les solutions mixtes de matériaux plutôt que seul.

En parallèle, on peut citer une étude menée par la firme *L'Observateur* (2010) sur la valorisation du bois dans la construction non-résidentielle par les professionnels de la construction. De cette recherche ressortent les produits d'apparence en bois les plus utilisés lors de la conception d'un bâtiment. Les portes d'intérieur en bois apparaissent comme le produit le plus prescrit par les architectes dans les conceptions les plus récentes avec un taux de 66% des nouvelles constructions. Ces dernières sont suivies de près par les armoires en bois, les planchers et les moulures pour, respectivement, 57%, 49% et 46% des bâtiments récemment conçus. Le produit d'apparence en bois le moins utilisé étant les fenêtres en bois avec seulement 23% des récentes conceptions en non-résidentiel. Il ressort également que les portes en bois sont plus susceptibles de se trouver dans les bâtiments de soin et détention (limites physiques/cognitives - classe B2¹) et bâtiments commerciaux (classe E). Pour conclure, il est démontré que l'utilisation des produits d'apparence en bois, comme les moulures, les armoires, les planchers, les placages, les revêtements extérieurs et intérieurs, varie de manière inversement proportionnelle à la surface des bâtiments ; plus le bâtiment est grand, moins ce type de produit est utilisé. Au contraire, les produits comme les portes et fenêtres et les escaliers sont prescrits indépendamment de la surface du bâtiment en conception. La contrainte pour les produits d'apparence en bois, dans les grands bâtiments, étant l'entretien. La résistance au feu, régie par les codes de construction, est aussi une condition déterminante dans la spécification des produits en bois intérieurs déterminée principalement par le type d'usage et la superficie du bâtiment.

Pour conclure, de nombreuses études nord-américaines montrent que les produits du bois ne font pas partie des matériaux de construction fétiches auprès des professionnels du

¹ Classes définies par le Code national du bâtiment Canadien

bâtiment (Robichaud et al. 2009; O'Connor et al. 2003; O'Connor et al. 2004). Un pourcentage aussi faible que 4% représente la part de marché des produits en bois dans la construction non-résidentielle, comparé à 71% pour le marché résidentiel durant la même période (RISI Inc. 2008). L'utilisation du bois dans la construction non-résidentielle doit faire face à de nombreuses réticences de la part des professionnels. Ceux-ci perçoivent des carences du matériau bois au niveau des performances structurelles, résistance au feu et durabilité lorsqu'utilisé dans des bâtiments à plus grande échelle (O'Connor et al. 2003). Dans leur étude sur l'utilisation du bois en construction non-résidentielle, Robichaud et al. (2009) ont pointé le fait que la seule performance perçue par les architectes sondés pour le bois était la performance environnementale. Les performances proposées dans cette étude pour le bois, l'acier et le béton étant : Contribution à une haute valeur du bâtiment, durabilité, résistance au feu, performance structurelle et respect de l'environnement. L'acier est perçu comme plus performant au plan structural alors que le béton est perçu comme plus performant en terme de durabilité, résistance au feu et ajout de valeur au bâtiment. Finalement, Robichaud (2010) explique qu'il ne s'agit pas de convaincre les architectes d'utiliser le bois, mais de leur faciliter la tâche, car ils recherchent certaines données qu'il leur est difficile de trouver, comme de l'information technique vérifiable : caractéristique des essences, l'entretien, la durabilité, la provenance, le coût mais aussi de plus en plus les propriétés environnementales comme le bilan carbone. Ces derniers offrent un accueil mitigé aux prétentions vertes car ils sont bombardés d'informations qu'ils décrivent comme non vérifiables et vides de sens donc non valables pour influencer leur choix.

1.2.2. Positionnement dans le réseau de la construction non-résidentielle

La distribution et le positionnement des produits d'apparence en bois dans le secteur de la construction non-résidentielle sont décrits dans l'étude de Drouin et al. (2012). L'industrie des produits d'apparence en bois étant plus tournée vers le marché résidentiel, peu de manufacturiers ont adapté leurs produits et leurs services au secteur de la construction non-résidentielle. Le réseau de distribution pour les secteurs résidentiel et non-résidentiel est donc le même, à l'exception des produits architecturaux en bois. Cette catégorie de produits étant en fait directement destinée à la construction non-résidentielle. Les manufacturiers de produits architecturaux en bois ont de ce fait bien adaptés leurs produits et services aux

spécificités de la construction non-résidentielle et aux exigences du code du bâtiment. Ainsi, la distribution des produits d'apparence en bois se fait par le biais de centres de distribution d'équipements spécialisés pour la maison ou autres magasins spécialisés. De ce fait, les architectes ou sous-traitants doivent passer par ces réseaux de distribution ou communiquer directement avec le fabricant. Alors que dans le cas des produits d'apparence en bois architecturaux, la distribution se fait donc de manière personnalisée avec les architectes ou sous-traitants.

La figure 1.2 présente le positionnement des fabricants de produits d'apparence en bois dans le réseau de la construction non-résidentielle. On peut voir que les manufacturiers de produits d'apparence interagissent principalement avec les architectes, les sous-traitants, leurs fournisseurs et leurs distributeurs. Les sous-traitants sont responsables de l'installation des produits d'apparence dans le bâtiment et se fournissent auprès des distributeurs ou directement auprès des fabricants. En revanche, les architectes sont responsables de la sélection des produits, dans le cas de produits standard existants, ainsi que de la conception des produits, dans le cas de produits faits sur-mesure. L'utilisation de produits faits sur mesure par l'architecte nécessite l'établissement d'une relation étroite avec le manufacturier.

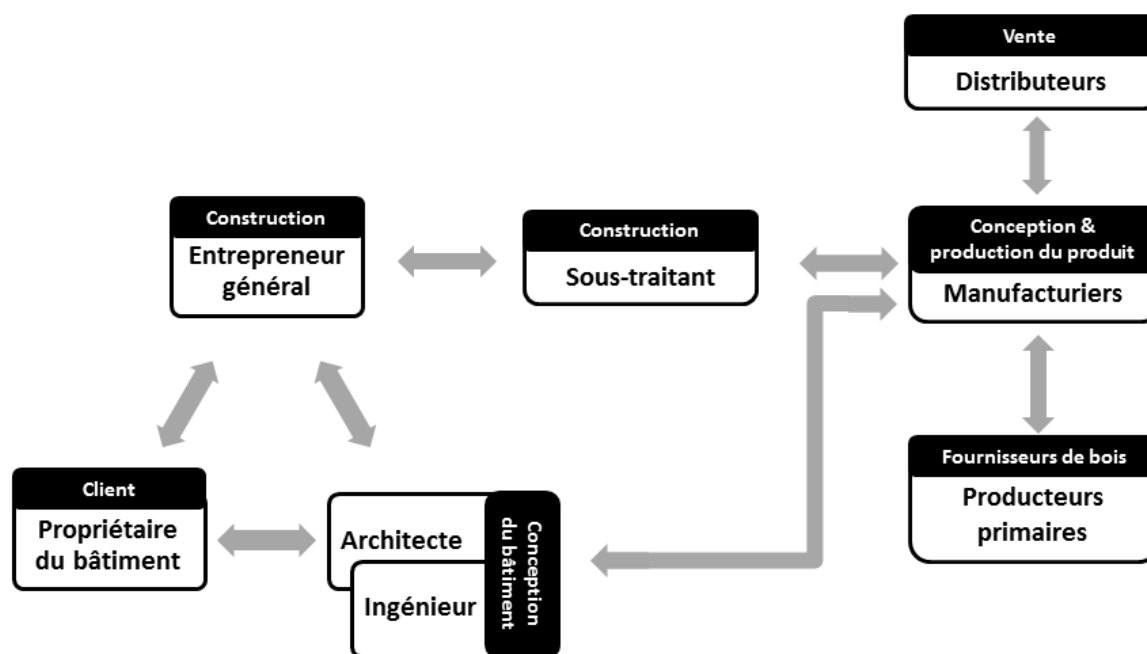


Figure 1.2: Positionnement des manufacturiers de produits d'apparence en bois dans le réseau de la construction non-résidentielle au Québec. (Adapté de Drouin et al. (2012))

1.2.3. Statut environnemental

Lorsque l'on pense aux matériaux écologiques, le bois arrive généralement en tête de liste (Sathre and O'Connor 2010b). Cela est d'autant plus vrai que les produits du bois possèdent de nombreuses qualités environnementales. Pourtant, comme tout produit, les produits du bois ont aussi leur part d'impacts sur l'environnement.

1.2.3.1. Ressource renouvelable

Le bois provient d'une ressource qui peut être considérée comme renouvelable dans la mesure où cette ressource est gérée de manière durable. En effet, l'utilisation de méthodes non adéquates peut avoir des conséquences néfastes sur la ressource forestière comme la dégradation de la forêt, la détérioration des sols et ainsi contribuer à endommager l'écosystème forestier de façon plus globale (Shvidenko 2008; Gerwing 2002; Kilian 1998; Quine and Humphrey 2005). Ce type de dégâts est encore observé de nos jours dans les forêts tropicales d'Afrique, d'Amérique du Sud ou d'Asie. En revanche, ces pratiques ont

quasiment disparu dans les forêts européennes et nord-américaines, où les forêts sont globalement considérées en bonne santé (FAO 2010).

1.2.3.2. Bilan carbone

Le bois est un matériau issu de la forêt, plus spécifiquement de l'arbre. La particularité du matériau bois réside principalement dans l'utilisation de la photosynthèse pour constituer le matériau. La photosynthèse permet de synthétiser de la matière organique à partir du CO₂ atmosphérique. C'est ainsi que le carbone est stocké dans l'arbre, dans le bois. La phase dans laquelle une forêt est active au niveau du stockage du CO₂ est pendant sa croissance. Une forêt mature ou ancienne a quant à elle un bilan carbone neutre et peut également être considérée comme un puit de carbone principalement par l'absorption du carbone par le sol. Pan et al. (2011) ont étudié l'état des puits de carbone des différentes régions forestières au niveau mondial en utilisant des données de 1990 à 2007. La forêt boréale mondiale, couvrant la Russie orientale et occidentale, l'Europe du Nord et le Canada, est un puit de carbone stable dont 20% du carbone sont présents dans la biomasse et 60% dans le sol. La forêt boréale Canadienne a été la principale source de carbone en comparaison aux autres régions, ce qui est attribué à la perte de biomasse par le feu et les insectes. En revanche, ses émissions ont été largement compensées par l'absorption de carbone importante des autres régions. Cette différence avec les matériaux conventionnels devient alors un avantage lorsque l'on parle de gaz à effet de serre. En effet, le carbone stocké par l'arbre est conservé même après la récolte et la transformation et ce jusqu'à la fin de vie du produit, à l'exception d'une dégradation prématurée. Cependant, certains scientifiques comme Buchanan et Levine (1999) considèrent que l'argument du stockage du carbone dans le bois et les produits du bois ne peut pas tenir à long terme, car le carbone stocké dans les produits du bois ne l'est que durant la durée de vie finie du bâtiment, alors que sa mise en œuvre nécessite que du carbone soit émis.

Par comparaison avec les matériaux de construction conventionnels, le bois est un choix plus avisé si on considère les émissions respectives de carbone. En effet la mise en œuvre du bois nécessite moins d'énergies fossiles ou non fossiles que les matériaux tels que l'acier, le béton, etc. (Buchanan and Bry Levine 1999; Nabuurs et al. 2007; Bribián et al. 2011). De plus, l'industrie des produits forestiers possède assurément un haut degré

d'autosuffisance énergétique étant donné que plus de la moitié de l'énergie utilisée en première transformation est générée sur place. La combustion des résidus d'opérations de sciage produit l'énergie nécessaire pour la manufacture et le chauffage des locaux. Par ailleurs, la chaleur dégagée lors de la combustion des résidus peut également être utilisée de manière directe ou indirecte pour sécher du bois (Bowyer et al. 2007). En prenant en considération que les produits forestiers nécessitent un plus faible niveau de transformation que les matériaux alternatifs, le bilan des émissions exprimées en équivalent CO₂ est inférieur au bilan carbone de ces derniers (Sathre and O'Connor 2010a). La figure 1.3 illustre les émissions nettes en tonnes de dioxyde de carbone par mètre cube de produits de construction, cependant il est important de noter que dans ce cas l'unité fonctionnelle doit être considérée avant de juger des réels bénéfices ou impacts environnementaux.

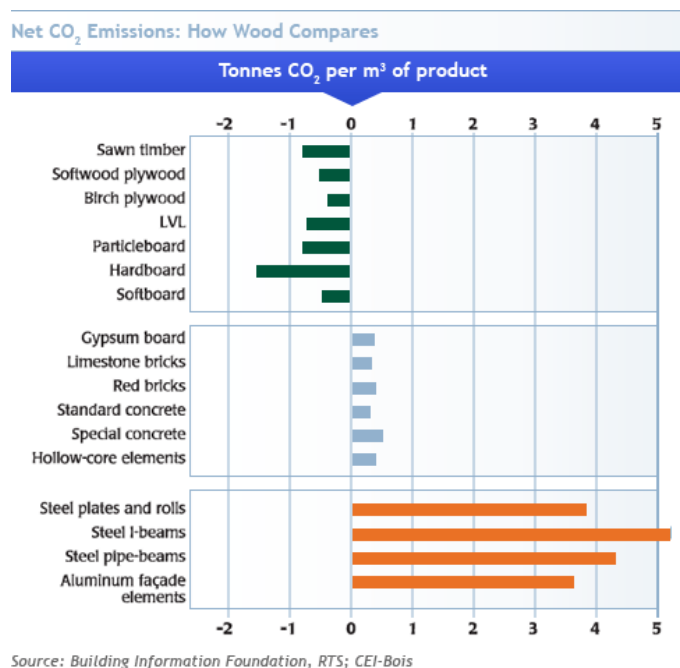


Figure 1.3 : Émissions nettes de dioxyde de carbone tout au long du cycle de vie de différents matériaux de construction, en tonne de CO₂ par m³ de produit. Les données présentées sont européennes. (Source : Site du groupe de travail sur le changement climatique de Colombie-Britannique (Canada) ©2008, <http://www.bcclimatechange.ca/how-wood-products-help/wood-products.aspx>)

Sathre et O'Connor (2010a) mettent en garde sur l'interprétation des facteurs de déplacement dans le calcul des émissions de GES. En effet, il est faux de penser que l'utilisation de bois correspond dans tous les cas à une réduction de GES. Ceci est vrai que

si l'émission de GES est supérieure lors de l'utilisation du matériau non ligneux. Cependant, dans leur méta-analyse, il ressort que de manière générale, la substitution par les produits du bois a le potentiel de réduire les émissions de GES. La différence observée au sein des facteurs de déplacement dans les différentes publications à l'étude par Sathre et O'Connor montre que certains scénarios de substitution par le bois sont plus bénéfiques à la réduction des GES que d'autres. La gestion de la fin de vie apparaît comme une source d'importantes différences au niveau des impacts des GES sur le cycle de vie des produits en bois. La valorisation énergétique des produits du bois en fin de vie pour substituer aux énergies fossiles permet la réduction des émissions de GES et le bénéfice de substitution est proportionnel au taux de carbone présent dans l'énergie substituée. Par exemple, remplacer le charbon évite d'avantage les émissions d'origines fossiles que de remplacer du gaz naturel (Sathre and O'Connor 2010a). Finalement, la disposition des produits en bois dans des sites d'enfouissement bien gérés (i.e. récupération des émissions de méthane et dioxyde de carbone et possiblement valorisation énergétique de ces derniers) résulte également en une réduction des émissions de GES mais au détriment d'une source potentielle importante d'énergie renouvelable (Sathre and O'Connor 2010a).

Contrairement à Sathre et O'Connor (2010a), Leturcq (2013) favorise une vie utile plus longue ou l'enfouissement plutôt que la valorisation énergétique des produits du bois pour substituer aux énergies fossiles. En effet, Leturcq explique qu'il n'y a pas de réduction des émissions de CO₂ lors de l'utilisation de la biomasse comme carburant car le facteur d'émission du bois est supérieur à celui des carburants fossiles substitués. Ainsi, tant que les carburants d'origine fossile ne pourront être substitués par des sources énergétiques sans carbone, le remplacement de l'énergie issue du bois par de l'énergie peu émissive en CO₂ doit être favorisée, de la même façon que le gaz naturel est préféré au pétrole et le pétrole au charbon (Leturcq 2013).

En complément, l'enfouissement des produits du bois est un sujet sur lequel les scientifiques n'ont pas de consensus ferme. Bribián et al (2011) considèrent que le recyclage et la réutilisation en fin de vie des produits sont à favoriser plutôt que l'enfouissement pour obtenir un bilan négatif des émissions de GES (absorption nette des émissions). Par contre, aux Etats-Unis, l'Agence américaine pour la protection de l'environnement considère l'enfouissement comme un puit de carbone d'origine

anthropogénique (US EPA 2002). En effet, une portion importante du carbone biogénique reste intacte lors de l'enfouissement représentant ainsi un puit de carbone biogénique, la portion restante se décomposant en CO₂ et en méthane sous les conditions anaérobiques (Wang et al. 2013; Micales and Skog 1997). Pour d'autres, l'enfouissement doit être encadré pour être considéré comme un véritable bénéfice dans le bilan carbone des produits du bois. Sathre et O'Connor (2010a) explique que la dynamique du carbone dans les sites d'enfouissement peut être assez variable et peut ainsi avoir un impact important sur le bilan des GES tout au long du cycle de vie du produit. D'un côté, le stockage *semi-permanent* du carbone amène un bénéfice environnemental, de l'autre une fraction peut se décomposer en méthane qui a un potentiel de réchauffement climatique plus important que le dioxyde de carbone ; ce méthane pouvant être partiellement récupéré et utilisé comme biocarburant. L'option d'enfouissement pour les produits du bois est vecteur de grandes incertitudes et peut être selon les cas, un bénéfice environnemental (séquestration partielle des gaz lors de l'enfouissement et production partielle de biocarburants à base de méthane) ou un impact environnemental (émission de méthane dans l'atmosphère) (Sathre and O'Connor 2010a). Larson et al (2012) soutiennent que les sites d'enfouissement peuvent être gérés dans des conditions différentes et peuvent ainsi avoir des conséquences non négligeables sur le calcul du stockage de carbone par les produits du bois. Par exemple, l'US EPA a dénombré que seulement 20% des 1754 sites d'enfouissement récupéraient les gaz d'enfouissement contre 75% par défaut dans le modèle de calcul WARM de l'agence. Ils mettent en garde sur le fait que les données par défaut des taux de capture des gaz d'enfouissement peuvent mener à des erreurs de jugement sur le rôle des produits du bois au niveau national mais aussi international. De ce fait, les politiques en matière d'enfouissement qui promeuvent et encouragent l'enfouissement des produits du bois devraient s'aligner sur des politiques qui requièrent également des hauts taux de captation des gaz d'enfouissement pour assurer des réductions d'émissions nettes en GES (Larson et al. 2012). Enfin, Skog (2008) suggère des voies pour accroître la contribution des produits forestiers dans l'atténuation des changements climatiques comme, augmenter l'utilisation du bois pour des produits à longue durée de vie, augmenter la durée de vie utile des produits du bois (accroître leur durabilité et leur protection) et diminuer l'enfouissement des produits en bois qui se décomposent le plus et donc émettent plus de méthane. Cependant, Skog conseille

d'évaluer ces actions comme une partie intégrante de l'évaluation du cycle de vie incluant les variations du carbone relatif au bois dans le secteur forestier, le secteur de l'énergie et le secteur manufacturier.

1.2.3.3. Composés organiques volatiles et agents de préservations

Considérons à présent les impacts environnementaux qui sont reliés à la production des produits en bois. Lors de la fabrication de produit d'apparence en bois, il est possible que des adhésifs, des colles, des revêtements ou encore des peintures contenant des composés organiques volatiles (COV) soient utilisés. Les émissions de COV dans l'air ambiant intérieur (dont un des plus mentionnés serait le formaldéhyde) sont connues pour avoir des effets négatifs sur la santé humaine (Irigaray et al. 2007; Gminski et al. 2010). Les COV peuvent en effet réagir avec les molécules d'ozone présentes dans l'air, même à faible concentration, créant ainsi des particules de taille inférieure au micron et des co-produits qui vont être à l'origine des problèmes de santé chez les populations les plus sensibles (US EPA 2010). D'un autre côté, les additifs tels que les retardateurs de flamme (base halogène), fongicides, pesticides ou autres biocides augmentent la durabilité du matériau bois face à son environnement (moisissure, décomposition, insectes, feux...) mais ils peuvent aussi être toxiques. Par conséquent, tous les additifs mentionnés ci-dessus pourraient être considérés comme contribuant à l'augmentation de la charge environnementale des produits du bois. Néanmoins, lorsqu'un produit en bois ne contient qu'un faible pourcentage massique d'additif, voire aucuns additifs, la charge environnementale de ce produit est grandement attribuée à la provenance du bois (bois tropical, bois local, bois illégal, etc.) et aux procédés de transformation. En d'autres termes, dépendamment du taux d'additifs et de la quantité d'énergie engagés lors de la mise en œuvre du produit ou du transport du bois, celui-ci pourra être considéré ou non comme un meilleur choix environnemental.

1.2.3.4. Substitution des matériaux de construction conventionnels

D'une manière plus globale, l'utilisation et l'installation des produits du bois de manière appropriée engendre moins d'impacts sur l'environnement que des produits équivalents faits à partir de matériaux conventionnels (Lippke et al. 2004). Les analyses faites sur des

maisons aux États-Unis indiquent une trace environnementale plus faible pour le cycle de vie des matériaux de construction à base de bois que pour les autres matériaux de construction (Lippke et al. 2004). De plus, les maisons utilisant des systèmes muraux à base de bois nécessitent 15% d'énergie totale en moins pour leur production que les systèmes à base d'acier ou de béton. Après 100 ans, les émissions nettes de GES associées aux maisons en bois sont 20% à 50% plus faible que les émissions associées aux maisons semblables à base d'acier et de béton (Upton et al. 2008). Au final, le remplacement des produits de construction faits à partir de matériaux conventionnels par des produits en bois équivalents (panneaux muraux, fenêtres en bois, et isolation cellulose) peuvent amener à un net stockage de carbone (Salazar and Meil 2009).

1.2.4. Leur potentiel d'utilisation dans la construction durable

Étonnamment, les produits du bois ne sont pas véritablement sollicités dans les projets de construction écologique. Malgré les nombreux avantages présentés dans la littérature scientifique sur l'utilisation du bois et de ses produits dérivés en construction résidentielle ou non-résidentielle, ces derniers restent encore relativement peu sélectionnés.

Dans un rapport du Ministère de l'Agriculture des États-Unis (USDA) (Ritter et al. 2011), plusieurs limites à l'intégration des produits du bois dans la construction durable sont mentionnées. Le premier obstacle présenté est le manque d'information sur les impacts environnementaux du cycle de vie des produits de la construction faits à partir des matériaux conventionnels ou de bois. L'augmentation de ce type d'information permettrait aux professionnels de la construction et autres consommateurs d'avoir des possibilités de comparaison lors du choix des matériaux. Ceci pourrait renverser la tendance et permettre de communiquer les bénéfices environnementaux des produits en bois. Le second obstacle mentionné est le faible investissement dans la recherche et le développement sur les produits du bois dans les systèmes de construction, comparativement aux matériaux plus conventionnels comme l'acier ou le béton. Un troisième obstacle, à une intégration plus poussée du bois comme matériau de construction écologique, est la faible reconnaissance de l'ACV comme outil de sélection pour le choix des matériaux lors de la mise en place d'un projet. La comparaison, entre les produits du bois et les matériaux conventionnels, n'est en effet possible qu'avec l'emploi de l'ACV. Le dernier obstacle mentionné dans le

rapport est le manque de connaissance sur le sujet. La formation insuffisante, le transfert de technologie et les projets de démonstration qui en découlent entravent l'acceptation du bois comme matériau de construction vert. Malgré toute la littérature qui montre les produits du bois comme avantage, la plupart des consommateurs (professionnels de la construction ou non) ne reconnaissent pas les bienfaits environnementaux du bois et le rôle que l'utilisation adéquate du bois joue dans la régulation du changement climatique et dans le maintien de la santé et de la vitalité des forêts. Les limites présentées par le rapport sont également reprises par de nombreuses autres études (Ernesto R. Wagner 2004; O'Connor et al. 2004). Certains obstacles, présentés contre l'introduction des produits du bois dans la construction durable, sont valables également pour la construction non durable. En effet, le bois est un matériau qui a besoin d'expertise pour être utilisé de manière optimale. Ceci peut alors entraîner un désintérêt voire une réticence quant à son utilisation dans les projets de construction (Robichaud et al. 2009).

Pourtant, un lien de cause à effet peut être établi entre les programmes de construction durable et les produits de construction durables. En effet, Spiegel and Meadows (2012) expliquent que une des forces motrices derrière une disponibilité croissante de matériaux de construction verts étaient l'augmentation de la quantité de programme de construction durable, des initiatives de croissance intelligente et des législations en lien avec le développement durable.

1.3. Écoconception ou comment intégrer la question environnementale au développement de produit

1.3.1. Contexte historique

La pratique de l'écoconception s'est développée avec les années et trouve son origine dans un concept plus ancien, celui du développement durable. Pour la première fois, en 1972, le Club de Rome présente un rapport dans lequel le modèle de développement de l'époque est remis en question. En se basant sur des prédictions scientifiques sur la disponibilité des ressources naturelles, le développement est qualifié de non-durable. À la fin des années 1980, la Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement publie un rapport intitulé *Notre avenir à tous* et plus connu sous le nom de *Rapport Brundtland*. Ce rapport,

pourtant moins alarmiste que celui du Club de Rome, définit pour la première fois le principe du développement durable. Le développement durable répond aux besoins du présent sans compromettre les générations futures à répondre aux leurs (World Commission on Environment and Development 1987). Ce principe de développement met l'accent sur le fait que l'économie, l'environnement et la société sont étroitement liés. Même si le développement durable semble être un enjeu actuel, il ne faut pas oublier que les prémices existent depuis au moins une vingtaine d'années. Ce délai d'action pourrait être expliqué en partie par le manque de médiatisation des activités industrielles et des impacts environnementaux reliés. En effet, la société a pris conscience des relations qui pouvaient exister entre l'industrie et l'environnement suite à la couverture médiatique des diverses catastrophes environnementales majeures qui ont marqué le 20^{ème} siècle. Parmi celles-ci, on pourra citer : la catastrophe industrielle de Bhopal en 1984, l'accident nucléaire à Tchernobyl en 1986, les diverses marées noires et déversements pétroliers ou encore plus récemment l'accident de la centrale à Fukushima en 2011. De la même façon, les changements climatiques, bien qu'observés depuis de nombreuses années, n'ont été reconnus que depuis quelques années avec la publication du 4^{ème} rapport en 2007 du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC). Or, le GIEC publia son premier rapport sur les changements climatiques dans les années 1990. Le degré de connaissance actuel sur les changements climatiques et leurs conséquences à court et long terme, ainsi que le nombre croissant de pays en développement et l'augmentation de la population mondiale font du développement durable un élément incontournable. En ce qui concerne les acteurs du développement industriel, il a été démontré que les industries devaient acquérir les connaissances et la capacité nécessaires afin d'assumer leurs responsabilités dans le développement de systèmes de production durables. En parallèle, les gouvernements ont la responsabilité de créer les conditions socio-économiques propices qui permettent aux entreprises de développer de tels systèmes (Guidice et al. 2006).

1.3.2. Cadre conceptuel

1.3.2.1. Définitions et principes

La norme française NF X 30-264 (2013) définit l'écoconception comme l'intégration systématique des aspects environnementaux dès la conception et le développement de

produits (biens et services, systèmes) avec pour objectif la réduction des impacts environnementaux négatifs tout au long de leur cycle de vie à service rendu égal ou supérieur. L'écoconception est une des nombreuses applications du principe de développement durable et intervient sur deux de ses trois composantes qui sont l'économie et l'environnement. L'écoconception repose sur plusieurs principes fondamentaux qui sont décrit au tableau 1.2.

Tableau 1.2: Listes des principes fondamentaux de l'écoconception (Le Pochat 2005; AFNOR 2013).

Principe fondateur de l'écoconception	Description
Approche globale	Considération de l'ensemble des phases du cycle de vie du produit. Élimination du transfert d'impact. Internalisation des externalités environnementales
Approche multicritère	Considération de l'ensemble des catégories d'impacts du cycle de vie du produit
Approche système	Considération du produit comme un système de systèmes multi-composants. Prise en compte de l'ensemble des éléments qui composent le produit
Approche fonctionnelle	Le produit doit remplir la même fonction en ayant des impacts environnementaux minimisés
Approche pluridisciplinaire	Implication de divers professionnels. Les responsables du projet doivent impliquer les acteurs internes et externes de la chaîne de valeur du produit

L'ISO estime que l'identification et la planification accomplies à un stade précoce permettent aux organismes de prendre des décisions concrètes sur les aspects environnementaux et de mieux comprendre comment leurs décisions affectent les aspects environnementaux contrôlés par d'autres, c'est-à-dire au stade d'acquisition des matières premières ou à celui de la fin de vie du produit. L'intégration des aspects environnementaux, le plus en amont possible dans le processus de conception et de développement de produit, donne la souplesse nécessaire pour modifier et améliorer les produits. En revanche, attendre les dernières phases du processus peut rendre impossible l'utilisation de certaines options souhaitables d'un point de vue environnemental puisque toutes les grandes décisions techniques auront déjà été prises (ISO 2002). En effet, les impacts environnementaux d'un produit sont généralement définis à 80% lors des

premières phases de développement de produit (Bellini and Janin 2011; Blouin et al. 2008; Butel-Bellini and Janin 1999).

Ces affirmations sont traduites à la figure 1.4 et figure 1.5. La figure 1.4 représente l'évolution de l'investissement lié à un projet de développement de produit, ainsi que l'évolution de la capacité d'influence de l'entreprise sur les coûts et les impacts environnementaux du projet. On voit bien que dans les premières phases de développement du produit, l'investissement de l'entreprise est encore moindre et qu'il augmente au fur et à mesure du processus de développement. En revanche, la capacité de l'entreprise à gérer les coûts et les impacts environnementaux liés au projet est très forte dans les premières étapes de conception. L'entreprise n'a quasiment plus d'influence sur les coûts et les impacts environnementaux à la fin d'un projet. Cette observation est liée à la figure 1.5 qui illustre le paradoxe de la conception aussi applicable à l'écoconception. En effet, la liberté de modifier le produit est très grande au début du processus de conception mais diminue avec le temps, alors que les connaissances sur le produit s'acquièrent au fil du processus de conception. On peut ainsi conclure que les premières étapes de développement du produit sont les plus propices à l'innovation et à l'amélioration environnementale.

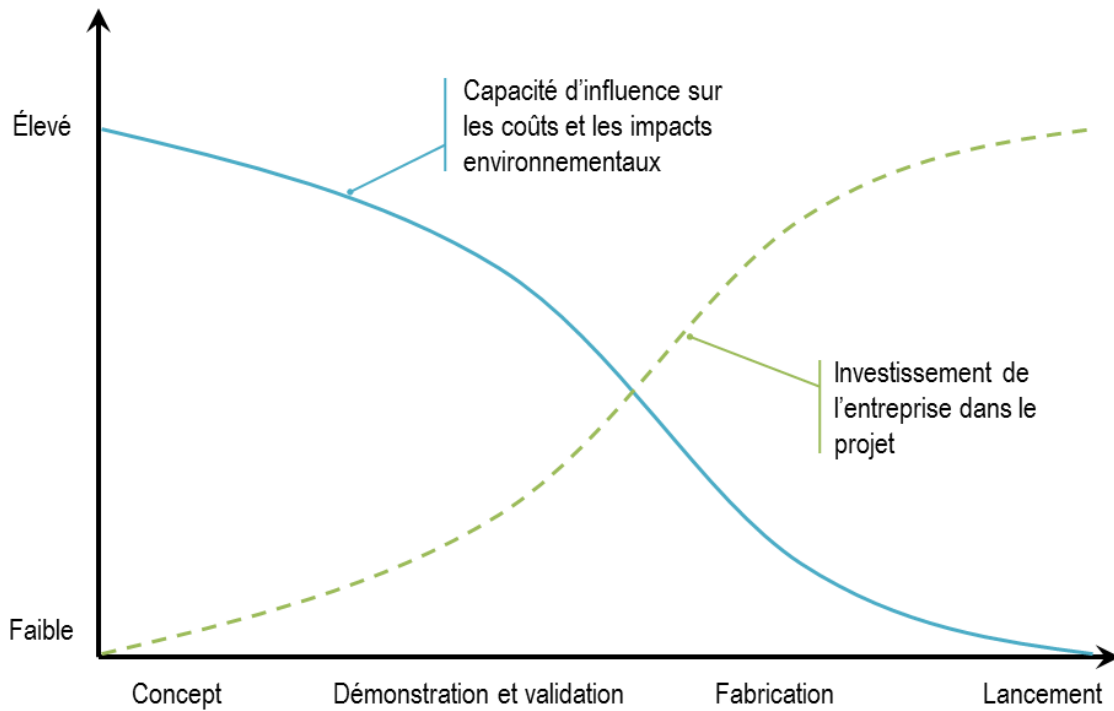


Figure 1.4: Évolution de la capacité d'influence sur les coûts et impacts environnementaux et la relation avec l'investissement financier tout au long du processus de développement de produit (Adapté de Barringer et Weber (1996) ; Joyce (2013))

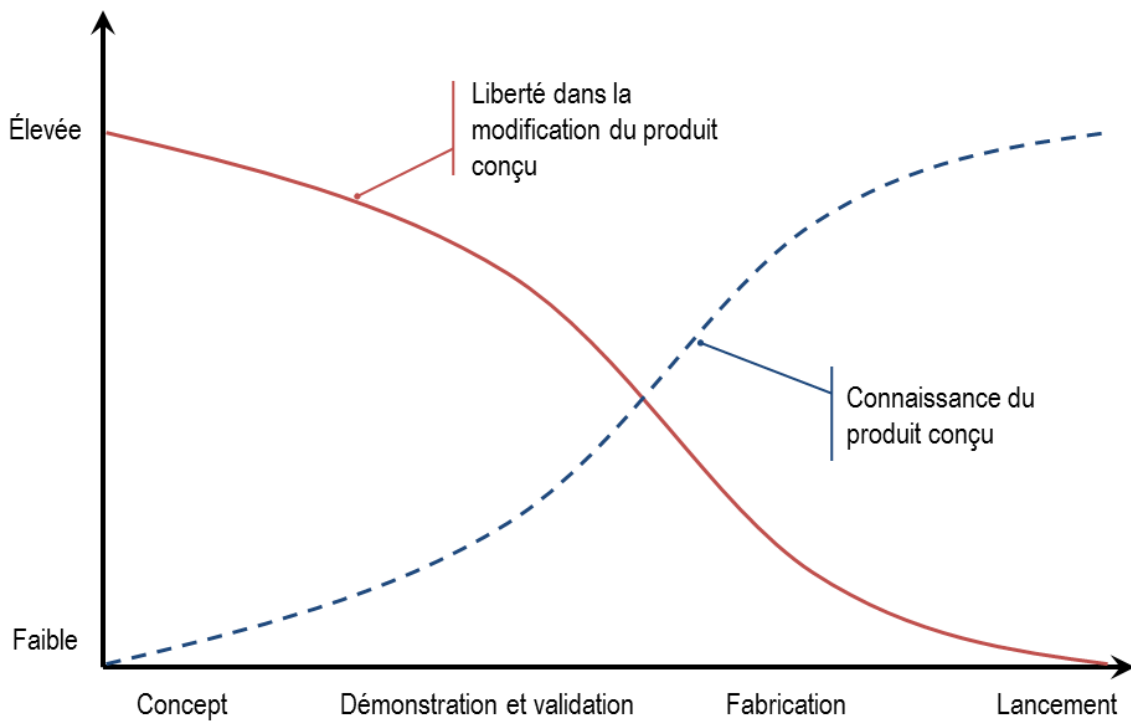


Figure 1.5: Représentation du paradoxe rencontré lors du processus de conception ou écoconception (Adapté de Fugère (2009) et Lagerstedt (2003)).

D'après Bellini et Janin (2011), l'introduction de la composante environnement au développement de produit devra donc passer par l'utilisation d'outils différents et adaptés aux différentes étapes de la conception, afin de faire des choix à des points clés du processus. Ainsi, ils proposent d'utiliser au début de la démarche des outils comme le bilan produit, les lignes directrices ou encore les normes et guides. L'utilisation de l'ACV simplifiée ou régulière se fait lors de la conception préliminaire et détaillée. À l'étape de l'essai et prototype, l'outil de type liste de contrôle est préconisé. Finalement, à la dernière étape de conception, l'utilisation de l'ACV simplifiée ou régulière et des différentes approches matricielles, qualitatives et monocritères est favorisée.

1.3.2.2. Forces motrices

Plusieurs raisons peuvent pousser les entreprises à intégrer l'écoconception dans leurs pratiques. Brezet et Van Hemel (1997) distinguent les contraintes internes et les contraintes externes. Ces influences, appelées forces motrices, sont présentées dans le tableau 1.3. À l'interne, la volonté du dirigeant joue un rôle important dans la réussite d'un projet d'écoconception. L'écoconception peut aussi répondre au besoin d'augmenter la qualité du produit en améliorant les facteurs tels que la fonctionnalité, la fiabilité du produit, la durabilité et la maintenance. Une entreprise peut aussi décider d'entreprendre une telle démarche pour améliorer son image et l'image de son ou ses produits. Le besoin de réduire les coûts de production, comme la réduction de l'utilisation de matières premières ou la production de déchets, peut aussi être une force motrice à l'écoconception. La nécessité d'innover et d'augmenter la motivation de ses employés peut aussi amener l'entreprise à considérer la pratique de l'écoconception. Les forces motrices externes principales sont le gouvernement, avec les lois et les réglementations, et la demande du marché, avec les clients industriels et les utilisateurs. D'autres influences externes peuvent être la pression sociale, la compétition industrielle, les regroupements industriels et les fournisseurs (Brezet and Van Hemel 1997).

Tableau 1.3: Liste des forces motrices de l'écoconception en entreprise. (Adapté de Brezet et Van Hemel (1997))

Interne à l'entreprise	Externe à l'entreprise
Volonté des dirigeants	Lois et réglementations
Augmentation de la qualité du produit	Marché (<i>e.g.</i> consommateurs)
Amélioration de l'image	Société (<i>e.g.</i> ONG)
Opportunités économiques	Compétitivité (<i>e.g.</i> établir ou suivre la tendance)
Innovation	Regroupement industriel (<i>e.g.</i> coopération ou opposition)
Augmenter la motivation des employés	Fournisseurs (<i>e.g.</i> innovations)
	Étiquetage environnemental et certifications

Brezet et Van Hemel expliquent que les changements que subit la société peuvent largement influencer et aussi modifier les forces motrices externes. Ainsi, une entreprise qui entreprend une démarche d'écoconception doit être capable de détecter ces changements. Parmi ces changements sociaux, les auteurs citent les programmes de certification environnementale (Brezet and Van Hemel 1997). En 1997, les écolabels commençaient à se développer et n'étaient pas aussi bien établis sur le marché qu'à l'heure actuelle. Il est évident que présentement les programmes de certification environnementale peuvent être considérés comme des moteurs externes à l'écoconception. Guidice et al. (2006) exposent, en effet, que les certifications environnementales permettent d'introduire l'innovation au sein du développement de produit et des technologies de production et ainsi de stimuler sa promotion via des mécanismes de concurrence sur le marché. De la même façon, Le Pochat décrit l'étiquetage environnemental comme une alternative volontaire aux réglementations qui invite les manufacturiers à intégrer l'écoconception dans leur pratique en favorisant le libre jeu du marché (Le Pochat 2005). En résumé, comme le décrit Gallez et Monrocini (2003), l'étiquetage environnemental est un instrument du marché dont la fonction première consiste à stimuler l'offre et la demande de produits moins dommageables pour l'environnement ou éco-conçus. En effet, côté offre, il vise à encourager la production de produits écolabellisés en leur conférant un avantage concurrentiel comparativement aux produits de la même catégorie non-labellisés. En ce qui

concerne la demande, il aide les consommateurs dans leur choix en mettant en évidence les produits écolabellisés.

1.3.2.3. Différents niveaux d'écoconception et réalité industrielle

La prise en compte des enjeux environnementaux dans le cadre du développement de produit peut s'effectuer selon quatre niveaux décrits au tableau 1.4 (Brezet 1998; Stevels 1999). Le premier niveau d'écoconception est l'amélioration incrémentale du produit et la prise de décision serait faite par les concepteurs, tout comme le second niveau d'écoconception qui correspond à une conception nouvelle de la structure ou de la technologie du produit. Le troisième niveau est l'innovation fonctionnelle du produit, et la prise de décision à ce niveau doit passer par les dirigeants. Enfin le dernier niveau d'écoconception est l'innovation du système dans lequel s'inscrit le produit. La prise de décision, dans ce cas-là, devra être faite par les gouvernements.

Tableau 1.4: Présentation des quatre niveaux d'écoconception et des décideurs impliqués aux différents niveaux (Brezet 1998; Le Pochat 2005).

Niveau d'écoconception	Description	Décideurs impliqués
1^{er} niveau	Amélioration produit : Amélioration environnementale du produit déjà existant sur le marché	Concepteurs
2^{ème} niveau	Conception nouvelle du produit : Optimisation de la qualité environnementale d'un produit nouveau ou existant	Concepteurs
3^{ème} niveau	Innovation fonctionnelle : souvent axée vers la dématérialisation et substitution du produit par un service (<i>sustainable service innovation</i>).	Direction de l'entreprise
4^{ème} niveau	Innovation système : Substitution entière du système par un système plus éco-efficace qui nécessite moins d'énergie, de matières premières et de grande infrastructures.	Gouvernements

L'amélioration environnementale et l'efficacité environnementale sont d'autant plus grandes que le niveau d'écoconception est élevé. Cependant, la durée de mise en place de l'écoconception est proportionnelle aux différents niveaux. Ainsi, mettre en place un projet d'écoconception correspondant au premier et second niveaux est une démarche à court-

terme alors que les projets d'écoconception de niveaux supérieurs sont des démarches à long-terme.

Alors que les deux premiers niveaux semblent plus concrets et facilement atteignables, les niveaux 3 et 4 apparaissent difficiles à atteindre. McAloone (2000) observe que les niveaux 3 et 4 ne peuvent être atteints sans réorientation du mode de pensée. Le passage à ces niveaux supérieurs d'écoconception requiert, selon McAloone (2000), une combinaison des approches classiques de conception avec des approches sociales. Le troisième niveau, correspondant à l'innovation fonctionnelle, ne peut s'appliquer que si la société est prédisposée à recevoir cette innovation, permettant ainsi aux industriels d'accéder à un marché pour ce type de produits. De plus, le dernier niveau, qui correspond à l'innovation du système dans lequel se trouve le produit, est vu comme indépendant du ressort de l'industriel car il relève avant tout d'orientations politiques des différents gouvernements qui peuvent, par leurs décisions, entre autres créer de nouveaux marchés (Le Pochat 2005). De même, Reijnders (1998) estime que l'intervention des gouvernements sera nécessaire pour engager les orientations technologiques permettant d'atteindre des niveaux d'éco-efficacité très élevés. Cependant, Le Pochat (2005) note que le positionnement des entreprises sur les différents niveaux d'écoconception dépend du type de produits qu'elles conçoivent et fabriquent, mais aussi des degrés de liberté dans la conception que leur autorise leur position dans la chaîne clients-fournisseurs. Les niveaux d'écoconception classiques atteints en entreprise seront donc limités aux niveaux 1, 2 et 3, le troisième niveau étant réservé à l'éventail restreint d'entreprises qui anticipent l'innovation.

Atteindre la dématérialisation (niveaux 3 et 4) apparaît possible dans les cas où le bureau d'étude aurait un degré de liberté maximal vis-à-vis du choix des matériaux et des procédés technologiques. Or, cette dématérialisation constitue de telles remises en cause des modes de réalisation des fonctionnalités requises, qu'elle implique parfois un changement de métier. La dématérialisation passe donc par des changements sociétaux bien au-delà d'innovations purement techniques (Le Pochat 2005).

1.3.3. Outils d'écoconception

Plusieurs outils ont été créés pour la pratique de l'écoconception. On peut distinguer deux catégories d'outils, les outils d'évaluation et les outils de préconisation (Bellini and Janin

2011). Les outils d'évaluation permettent aux concepteurs d'identifier le profil environnemental du produit, alors que les outils de préconisation guident le concepteur dans le développement et le choix de solution menant ainsi à l'amélioration environnementale. Les différents outils sont représentés à la figure 1.6.

On peut voir que chaque outil est différent et nécessite plus ou moins de connaissances en écoconception. En effet, les guides, lignes directrices et listes de substances peuvent être utilisés par un public non-averti. En revanche, l'ACV et les approches simplifiées de l'ACV sont destinés à un public expert formé aux questions environnementales et à l'écoconception. Tous les autres outils nécessitent un minimum de sensibilisation à ce type de problématique.

Un outil, dont le niveau d'évaluation environnementale se trouve entre 4 et 5, est dit quantitatif. Un niveau d'évaluation environnementale de 1 à 3 caractérise plutôt des outils qualitatifs. De plus, les niveaux d'évaluation environnementale 3 et 5 intègrent l'ensemble du cycle de vie du produit et plusieurs critères environnementaux. Les niveaux d'évaluation 1, 2 et 4 intègrent une ou plusieurs étapes du cycle de vie du produit et utilisent un ou plusieurs critères environnementaux.

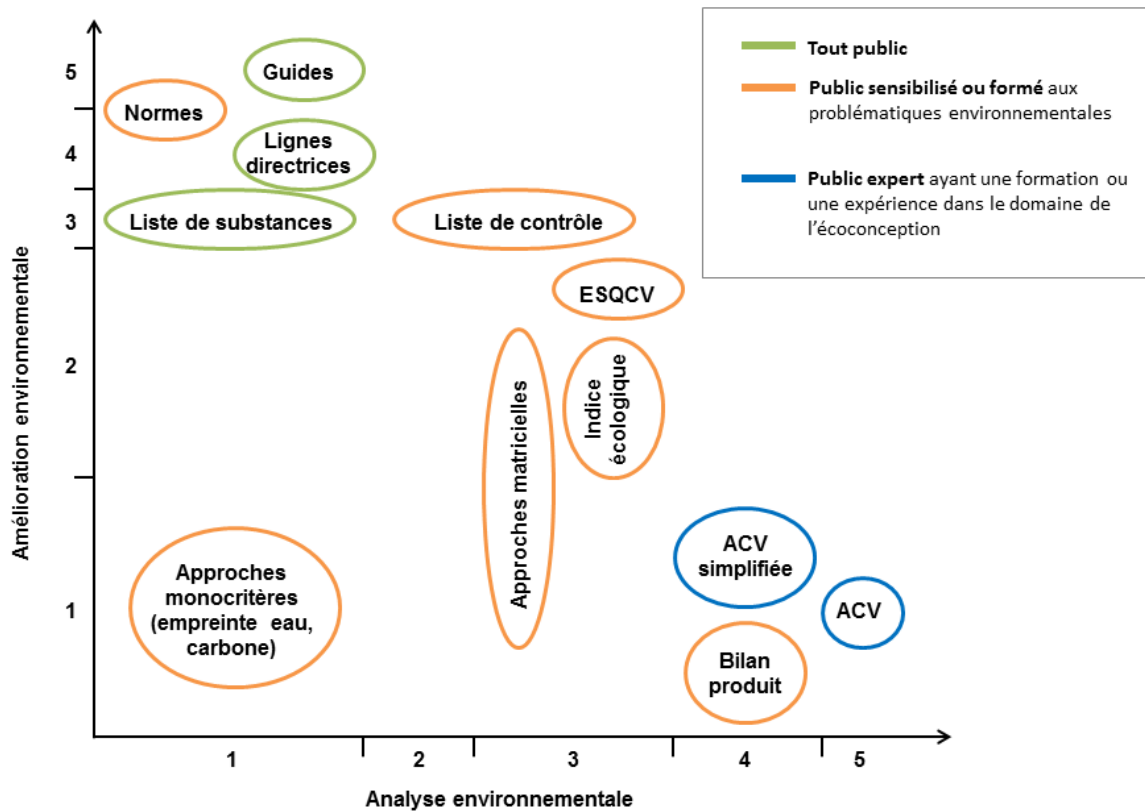


Figure 1.6: Cartographie des différents outils d'écoconception en fonction de leur niveau d'analyse et d'amélioration environnementale. (Adapté de Bellini & Janin (2011))

Le niveau de préconisation de l'outil, terminologie proposée par Bellini & Janin (2011), est directement relié au potentiel d'amélioration environnementale. C'est pourquoi les outils d'écoconception ont été présentés dans la figure 1.6 en fonction de leur niveau d'amélioration environnementale. Les outils dont l'amélioration environnementale est de niveau 1 ne formulent pas de recommandations et donc ne permettent pas vraiment d'amélioration environnementale du produit. Les outils de niveau 2 permettent d'amorcer le processus d'amélioration environnementale car le mode d'évaluation se base sur une approche accessible à un public plus large. Les outils de niveau 3 permettent une amélioration environnementale plus poussée car les préconisations sont basées sur des résultats d'évaluation directement exploitables, ce qui correspond en termes de matériaux à la liste de substance ou en termes d'assemblage à la liste contrôle. Les outils, dont le niveau d'amélioration est de 4, proposent des préconisations assez complètes, concrètes et classées par thématiques ou objectifs de conception permettant ainsi une facilité d'utilisation et donc une plus grande amélioration *in fine*. L'amélioration environnementale maximale (niveau

5) est atteinte lorsque les outils énoncent des recommandations complètes et illustrées d'exemples, promulguant ainsi un soutien constant à l'utilisateur tout au long du processus de développement et permettant au final l'accomplissement de la démarche d'écoconception.

Les différents acteurs impliqués dans le développement de produit seront amenés à utiliser un ou plusieurs des outils présentés à la figure 1.6 Bellini & Janin (2011) assignent à chaque acteur le type d'outils qu'ils pourront potentiellement utiliser lors d'une telle démarche en entreprise. Le tableau 1.5 présente la liste des différents outils associés aux potentiels utilisateurs et acteurs dans le processus. Les auteurs mettent en avant le fait que le succès d'une démarche d'écoconception passe aussi par une association pertinente entre les outils et les acteurs disponibles.

Tableau 1.5: Listes des utilisateurs potentiels pour chaque outil d'écoconception. (Adapté de Bellini & Janin (2011))

Outils	Utilisateurs potentiels
ACV	Expert en écoconception ¹
ACV simplifiée	Expert en écoconception
Bilan produit	Expert en écoconception, Bureau d'études / R&D
Approches monocritères (empreinte eau, empreinte carbone)	Expert en écoconception, Marketing / Communication
Approches matricielles	Expert en écoconception, bureau d'études / R&D, Marketing / Communication
Approches qualitatives (ESQCV, indice écologique)	Expert en écoconception
Listes de contrôle	Expert en écoconception, bureau d'études / R&D, Production, Achats
Lignes directrices	Bureau d'études / R&D, Achats
Listes de substances	Bureau d'études / R&D, Production, Achats
Normes	Bureau d'études / R&D, Marketing / Communication, Production
Guides	Bureau d'études / R&D, Marketing / Communication, Production

¹L'expert en environnement ou écoconception peut être interne ou externe à l'entreprise

1.3.3.1. Certifications environnementales

Les certifications environnementales peuvent être le premier pas vers l'intégration des aspects environnementaux dans la conception ou le développement d'un produit. Le tableau 1.6 présente les trois types de marquage et déclaration environnementaux tels que définis par l'Organisation Internationale de Normalisation (ISO).

Tableau 1.6: Normes de l'ISO sur l'étiquetage environnemental de produits.

Norme ISO	Type d'étiquetage environnemental concerné	Description
ISO 14021	Auto-déclarations environnementales de type II	Les auto-déclarations sont souvent produites par les fabricants eux-mêmes, et ne sont généralement pas soumises à une vérification tierce-partie
ISO 14024	Étiquetage environnemental de type I	Les étiquettes environnementales ou écolabels sont eux soumis à une vérification par tierce-partie et ont une approche de certification multicritère
ISO 14025	Déclarations environnementales de type III	Les déclarations environnementales de produit (DEP) peuvent être assimilées à l'étiquette nutrition présente sur tous les produits alimentaires. Elles fournissent en général les résultats quantitatifs de l'ACV du produit considéré par catégorie d'impacts environnementaux

Quatre exemples d'écolabels de type I sont présentés en figure 1.7. Les deux premiers (Figure 1.7.a. et figure 1.7.b.) correspondent à la certification de produits à base de bois provenant de forêts gérées durablement. Les deux derniers (Figure 1.7.c. et figure 1.7.d.) correspondent à des écolabels avec évaluation multicritère du produit. Un exemple de déclaration de type III est présenté en figure 1.8. Le produit étudié est une poutre droite en bois lamellé-collé.

D'après Guidice et al. (2006), les certifications environnementales sont des instruments capables d'introduire des innovations dans les produits et les technologies de produit, tout en stimulant leur promotion par des mécanismes de compétition sur le marché. Les principaux objectifs visés par ce type de programmes de certification sont, d'une part, promouvoir la présence de toujours plus de produits respectueux de l'environnement sur le marché en instaurant un mécanisme de démarche volontaire, et d'autre part, d'indiquer au consommateur quels produits sont les plus respectueux de l'environnement parmi tous les produits présents sur le marché (Guidice et al. 2006).

Dans le même ordre d'idée, l'écolabel est défini par Jolliet et al. (2005) comme une pratique d'identification des produits qui de par leurs méthodes de production et

d'élimination ont un impact minimal sur le milieu naturel. Il est également mentionné que l'écolabel est un instrument environnemental qui se situe en aval de l'ACV. Ainsi, ce genre de programme peut se baser sur les résultats de l'ACV pour développer les critères de certification. Cette démarche est présente de manière plus ou moins prononcée à travers les programmes de certification environnementale.

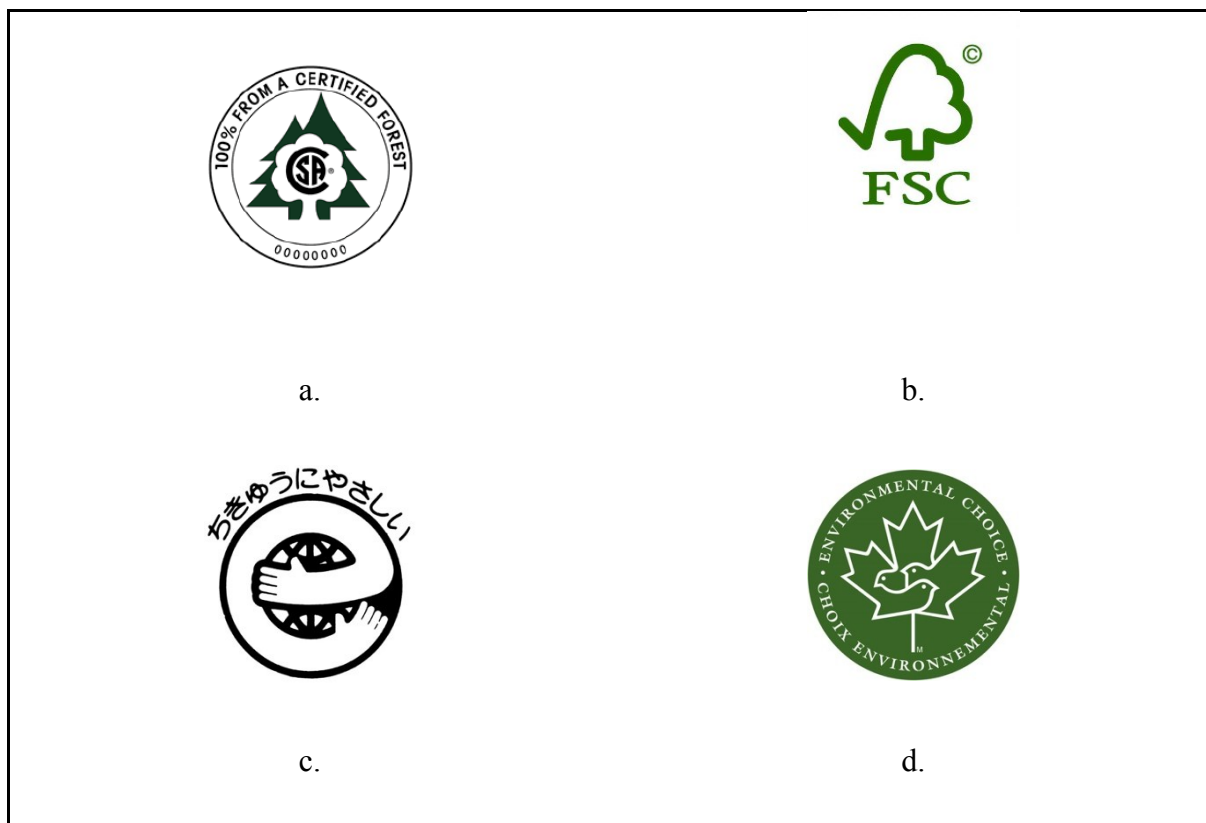


Figure 1.7: Exemple d'étiquettes environnementales de type I ou équivalent. (a) écolabel de l'Association Canadienne de Normalisation (CSA) sur la traçabilité des produits forestiers issus de forêts durables ; (b) écolabel du Forest Stewardship Council (FSC) sur la traçabilité des produits forestiers issus de forêts durables ; (c) écolabel EcoMark Japonais multicritères pour les produits de consommation ; et (d) écolabel EcoLogo ou Choix Environnemental Canadien multicritères pour les produits de consommation.

N°	Impact environnemental	Valeur de l'indicateur pour l'unité fonctionnelle		Valeur de l'indicateur pour toute la DVT	
1	Consommation de ressources énergétiques				
	Energie primaire totale*	50.0	MJ/UF	5 003	MJ
	Energie renouvelable**	36.0	MJ/UF	3 597	MJ
	Energie non renouvelable	14.1	MJ/UF	1 406	MJ
2	Epuisement de ressources (ADP)	0.00496	kg éq. antimoine (Sb)/UF	0.496	kg éq. antimoine (Sb)
3	Consommation d'eau totale	3.77	litre/UF	377	litre
4	Déchets solides				
	Déchets valorisés (total)	1.24	kg/UF	124	kg
	Déchets éliminés				
	Déchets dangereux	0.00202	kg/UF	0.202	kg
	Déchets non dangereux	1.36	kg/UF	136	kg
	Déchets inertes	0.00606	kg/UF	0.606	kg
4	Déchets radioactifs	0.000154	kg/UF	0.0154	kg
5	Changement climatique	-0.853	kg éq. CO ₂ /UF	-85.3	kg éq. CO ₂
6	Acidification atmosphérique	0.00717	kg éq. SO ₂ /UF	0.717	kg éq. SO ₂
7	Pollution de l'air – lasure solvantée	115	m ³ /UF	11 494	m ³
	Pollution de l'air – lasure aqueuse	96	m ³ /UF	9 568	m ³
8	Pollution de l'eau	0.197	m ³ /UF	19.7	m ³
9	Destruction de la couche d'ozone stratosphérique	Négligeable	kg CFC éq. R11/UF	Négligeable	kg CFC éq. R11
10	Formation d'ozone photochimique – lasure solvantée	0.00206	kg éq. éthylène/UF	0.206	kg éq. Ethylène
	Formation d'ozone photochimique – lasure aqueuse	0.00114	kg éq. éthylène/UF	0.114	kg éq. éthylène/UF

* Cet indicateur énergétique doit être utilisé avec précaution car il additionne des énergies d'origine différente qui n'ont pas les mêmes impacts environnementaux (voir commentaire du chapitre 2.1.1)

**dont 57% correspondent à l'énergie solaire consommée par la croissance de l'arbre (photosynthèse) pour le bois contenu dans le produit et 41% pour l'énergie contenue dans les déchets de bois valorisés en interne de façon énergétique

Figure 1.8: Déclaration environnementale d'une poutre droite en bois lamellé-collé d'après la norme NF P 01-010 pour les produits de construction. *Tous les impacts environnementaux ont été renseignés ou calculés conformément à la norme NF01-010, à partir des données d'inventaires et pour l'unité fonctionnelle de référence par annuité, ainsi que pour l'unité fonctionnelle rapportée à toute la Durée de Vie Typique (DVT). DVT égale à 100 ans. L'analyse des impacts environnementaux choisie n'inclut pas l'utilisation des ressources biotiques (SNBL and FCBA 2011).*

Finalement, la certification environnementale obtenue après audit d'une tierce-partie peut permettre l'intégration de l'environnement dans le développement de produit de plusieurs manières. Si l'on choisit les programmes de certification de type I, les critères de certifications facilitent la perception des paramètres environnementaux ou points chauds à améliorer sur le produit suivant sa catégorie. Le respect des différents critères de certifications amène ainsi à la substitution d'une ou plusieurs substances nocives, à la responsabilisation du fabricant sur la provenance de ses matières premières, à un système

de production plus efficient, etc. Ce sont autant d'actions qui permettent d'ancrer l'intégration de l'environnement toujours un peu plus profondément au cœur des pratiques industrielles actuelles. Pour les programmes de certification du type DEP (type III) ça ce déroule de la même manière. En effet, pour produire une DEP, il faut au préalable pratiquer un ACV sur le produit en question. L'ACV permet de mettre en évidence les différents points à améliorer. *A posteriori*, cette démarche peut permettre une continuité dans l'amélioration environnementale du produit. Les résultats obtenus par l'ACV (pour la déclaration environnementale) pourront être utilisés afin de penser le produit autrement et pourquoi pas être le déclencheur d'une démarche d'écoconception.

1.3.3.2. L'Analyse du Cycle de Vie (ACV)

L'ACV est définie dans Jolliet et al. (2010) comme un outil d'évaluation et de comparaison des impacts environnementaux de produits ou services relativement à leur fonction. C'est une méthode holistique puisqu'elle prend en compte toutes les étapes du cycle de vie du produit ou du service. L'ACV permet de déterminer les priorités d'action parmi l'ensemble des mesures proposées en tenant compte de l'efficacité environnementale, des coûts et des contraintes économiques liés. Par ailleurs, Ashby (2009) définit l'ACV comme l'étude et l'analyse de l'interaction existante entre un produit (tout au long de sa vie) et l'environnement en quantifiant la consommation des ressources et des déchets rejetés. L'ISO a défini des normes pour la méthodologie et la mise en pratique d'une ACV. Les normes en question sont ISO 14040 et ISO 14044 qui, respectivement, définissent les grandes lignes pour effectuer l'ACV et qui détaillent la méthodologie pour les différentes étapes de l'ACV.

Le concept du « cycle de vie » est originaire de la biologie où il est employé pour décrire l'évolution naturelle d'un organisme : la naissance, le développement, la maturité, le vieillissement et la mort. Cette progression est inhérente à tout être-vivant. La différence se trouve alors dans l'interaction avec l'environnement lors de cette progression (Ashby 2009). Depuis, ce concept a été employé dans un grand nombre de disciplines, allant des sciences humaines et sociales aux procédés d'innovation technologique (Ashby 2009; Guidice et al. 2006). Un produit étant constitué de plusieurs matériaux, en général, l'étude

du cycle de vie d'un produit et des matériaux associés, implique alors la prise en compte du cycle de vie en entier du produit, du berceau à la tombe.

Le cycle de vie d'un produit est constitué de cinq étapes principales qui sont les suivantes : l'acquisition des matières premières, la production, le transport, l'usage et la fin de vie (CIRAIG 2005). La figure 1.9 présente les 5 étapes du cycle de vie d'un produit en insistant sur le fait qu'à chaque étape des interactions avec l'environnement s'établissent. Ces interactions, qui sont alors décrites comme des impacts sur l'environnement, se caractérisent par la consommation de ressources naturelles et/ou des émissions dans l'environnement. Pour les produits d'apparence en bois, le cycle de vie du produit peut se définir comme suit : (1) la récolte du bois en forêt, (2) 1^{ère} transformation du bois, (3) 2^{ème} transformation, (4) Transport, (5) Utilisation, et (6) Fin de vie avec disposition ou recyclage ou réutilisation.

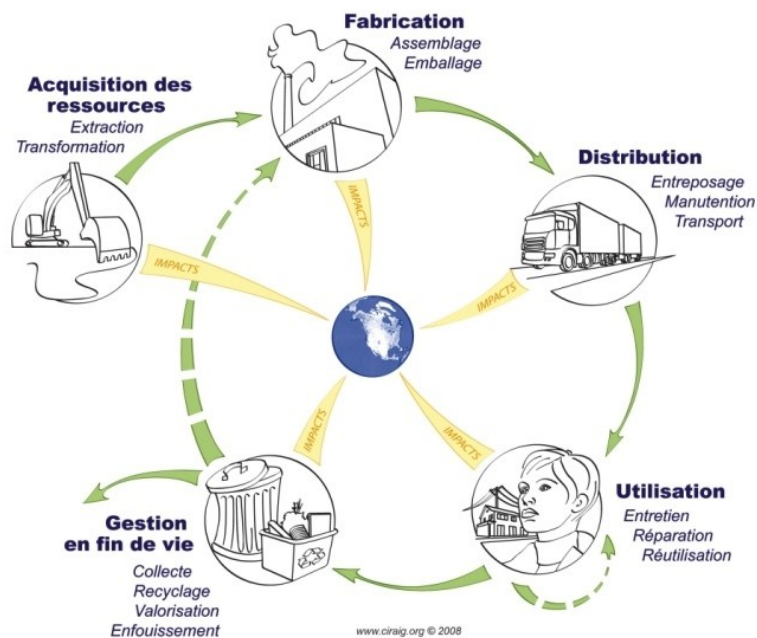


Figure 1.9: Cycle de vie d'un produit. (CIRAIG 2005)

Ashby (2009) explique que la vie d'un produit peut être définie de différentes manières et que la fin de vie de ce produit y est reliée. Il décrit six concepts différents qui établissent la vie d'un produit dans la société actuelle (Tableau 1.7).

Tableau 1.7: Descriptions des différents concepts de la vie d'un produit (Adapté de Ashby 2009)

Concept	Définition de la fin de vie du produit
Vie physique	Le produit brise et aucune réparation n'est possible
Vie fonctionnelle	Le produit a cessé d'être utile
Vie technologique	Le produit possède une technologie obsolète
Vie économique	Le produit est moins rentable car la technologie utilisée existe à moindre coûts
Vie légale	Les normes et les réglementations rendent le produit illégal
Perte de désirabilité	L'intérêt esthétique est dépassé (ex : changement de la mode ou de la tendance)

Cependant, d'après le même auteur (Ashby 2009), la fin de vie devrait s'appeler plus justement fin de la première vie. En effet, plusieurs options sont disponibles pour le produit en fin de vie et c'est ce qui est représenté à la figure 1.10. La disposition paraît comme la solution la plus simple mais également la plus mauvaise car la quantité de déchets produits par nos sociétés ne va pas en diminuant. La combustion des produits en fin de vie pour la production d'énergie nécessite plusieurs étapes de tri afin de sélectionner les composants du produit qui sont potentiellement combustibles et peut dans certains cas être peu performante (exemple : faible production d'électricité ou quantité élevée de dioxyde de carbone résultante). Le recyclage va permettre d'intégrer de nouveau le produit dans la chaîne de production sous forme de matériaux ou composants. Les déchets deviennent alors matières premières au sein de la chaîne de production. La rénovation ou la reconstruction, dans certains cas, permet une réduction des coûts et de la consommation d'énergie par rapport au remplacement complet du produit. Dans les autres cas, cette option peut connaître des limites notamment lorsque les technologies évoluent et que les modes et les styles changent. La réutilisation permet au produit en fin de vie de connaître une autre vie chez un autre consommateur qui acceptera celui-ci dans son état usé ou sous une forme rénovée.

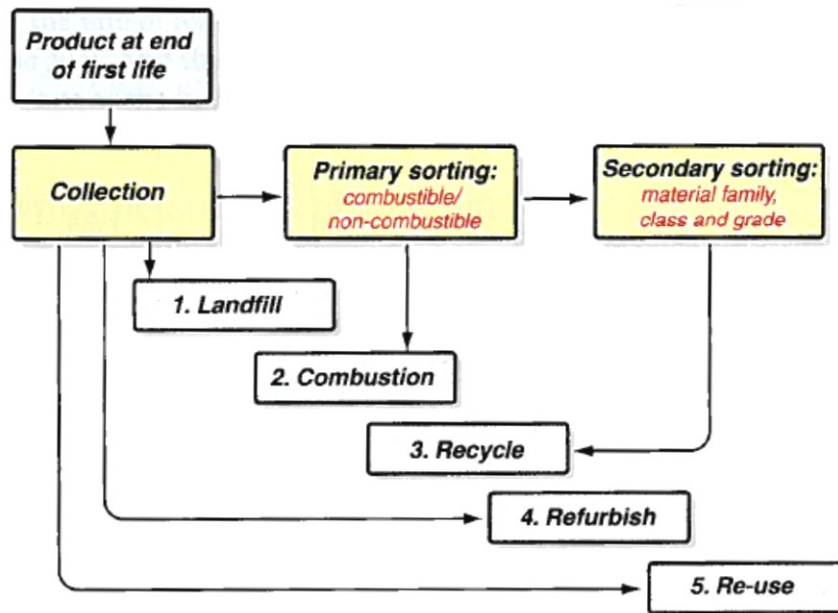


Figure 1.10: Différents scénarios de fin de vie envisageables pour un produit : disposition, valorisation énergétique, recyclage, rénovation et réutilisation (Ashby 2009).

Ainsi, comme mentionné dans le paragraphe précédent, la fin de vie du produit peut être vue comme la fin d'une première vie. Les *déchets* peuvent devenir des ressources ou des matières premières à ne pas négliger. D'après Ashby (2009) le recyclage est la seule option qui permettra de faire face au flux toujours plus élevé de déchets produit par notre société de consommation. Bien sûr, cette réalité est d'avantage observée chez les produits non durable, ayant un cycle de vie très court comme les emballages. Alors que pour les produits d'apparence en bois, dont la durée de vie peut être très longue, l'augmentation de la durabilité du produit par la maintenance, la réparation ou la réutilisation sont des solutions surement plus adaptées.

L'ACV d'un produit s'effectue en quatre étapes qui sont : (1) la définition du système et des objectifs, (2) l'inventaire des émissions et des extractions liées au système, (3) l'analyse des impacts environnementaux, et finalement (4) l'interprétation des résultats obtenus (Jolliet et al. 2010).

La première étape de l'ACV a pour but de définir la fonction du système, l'unité fonctionnelle, ainsi que les limites du système. La définition de la fonction du système est une étape importante car elle servira de base de comparaison entre différents scénarios.

L'unité fonctionnelle va quant à elle être utile lors de l'inventaire, car tous les flux entrants ou sortants du système y seront rapportés. Les limites du système permettent d'encadrer tous les processus utiles à la réalisation de la fonction.

L'inventaire suit l'étape de définition du système et consiste en la quantification des flux de matières, d'énergie et polluants entrants et/ou sortants du système (ressources extraites, substances émises, etc.) au cours du cycle de vie du produit. Deux approches peuvent être utilisées lors de l'inventaire, à savoir, l'approche processus et l'approche input-output (I/O). L'approche processus consiste à multiplier l'inventaire de production par des facteurs d'émission ou d'extraction. L'inventaire de production regroupe donc les flux intermédiaires correspondant aux processus unitaires du système ainsi que les flux de référence. Les facteurs d'émission et d'extraction sont issus des bases de données d'inventaire et expriment la quantité de chaque substance émise/extraite par unité d'intrant prise en compte. Dans l'approche input-output l'inventaire se calcule en multipliant les dépenses par unité fonctionnelle avec les facteurs d'émission par unité monétaire dépensée (Jolliet et al. 2010).

Le but de la troisième étape de l'ACV est de pouvoir relier les données quantitatives obtenues lors de l'inventaire aux dommages environnementaux causés par les substances inventoriées. Pour ce faire, les résultats de l'inventaire sont d'abord regroupés par similarité d'effets (exemple : substances influençant la réduction de la couche d'ozone) et classés dans les catégories d'impacts intermédiaires (*midpoint categories*, en Anglais) correspondantes. Une étape supplémentaire permettra de relier les catégories intermédiaires aux catégories de dommages (*endpoint categories* en Anglais). En général, l'étude d'impact peut se faire en ne caractérisant que les catégories intermédiaires ou si on le souhaite continuer à la caractérisation des dommages. Certains scientifiques arrêtent la caractérisation au niveau intermédiaire car la modélisation des chaînes de causalité aux catégories de dommages peut amener un degré d'incertitude supérieur dans l'analyse.

La dernière étape d'une ACV est l'interprétation des résultats. C'est lors de cette étape que les résultats obtenus sont analysés et des conclusions peuvent être tirées. Il est également possible de déterminer les différentes limites liées à l'étude et d'apporter des recommandations. Par ailleurs, pour garantir la pertinence des résultats il est important d'interpréter les résultats obtenus de façon approfondie et à chaque phase de l'ACV et

notamment les résultats de l'inventaire brut avant d'étudier les résultats de l'analyse d'impact (Jolliet et al. 2010). Ce type de vérification peut être fait via différentes procédures comme le contrôle de qualité des données et l'analyse de sensibilité et d'incertitudes sur les données.

Une fois la validité des données vérifiée, les résultats pourront être utilisés pour un certain nombre d'applications qui seront détaillées ci-après afin d'aider à une prise de décision. Les considérations prises en compte ne sont qu'environnementales car les dimensions économiques et sociales ne sont pas considérées dans une ACV (Jolliet et al. 2010). Pour intégrer les dimensions économiques aux résultats de l'ACV, on peut effectuer une analyse du cycle des coûts (ACC) ou encore une analyse coûts-bénéfices. Quant aux dimensions sociales, elles peuvent être intégrées grâce à l'analyse sociale du cycle de vie (ASCV) du produit, dont l'objectif est d'améliorer les performances sociales et environnementales des activités humaines pour contribuer à une meilleure rentabilité économique et à un plus grand bien être humain sur le long terme (Jolliet et al. 2010). Dans leur livre, Guidice et al. (2006) présentent une approche combinant l'ACV et l'ACC qui est liée au concept plus général de gestion du cycle de vie (GCV). Cette approche combinée, permettant d'intégrer l'économie et l'environnement à la prise de décision, pourrait être un instrument très fonctionnel pour l'industrie. Cette approche permet l'opérationnalisation du développement durable en facilitant l'accessibilité des questions environnementales, ce qui n'est pas toujours évident avec l'outil ACV, grâce aux liaisons que l'on peut établir entre l'ACV et les stratégies de production d'une entreprise avec l'ACC.

L'ACV est un outil qui peut être utilisé pour un certain nombre d'applications dépendamment du public visé. Jolliet et al. (2010) définissent quatre types d'application, à savoir, l'information sur un produit existant, la réglementation d'un produit, le développement de nouveaux produits et l'élaboration de stratégies politiques. L'utilisation des résultats de l'ACV comme information sur un produit existant peut être assimilée aux DEPs (ISO 14025). La réglementation d'un produit est définie dans le livre comme l'évaluation du produit sur la base d'une norme en le comparant à un standard. Ceci pourrait ressembler au principe des écolabels de type I (ISO 14024). Le développement de nouveaux produits est possible par comparaison des résultats du produit standard aux résultats obtenus pour les différentes variantes améliorées du produit. L'élaboration de

stratégies politiques est en fait basée sur le même principe que pour le développement de nouveaux produits mais à l'échelle de la stratégie politique.

Vezzoli et Manzini (2008) décrivent deux genres d'applications de l'ACV comme outil d'aide à la décision, une application à l'interne ou une application à l'externe. Pour les implantations à l'interne on peut trouver comme précédemment, le développement de nouveaux produits ou procédés, élaboration de stratégies de développement environnemental, et l'identification des opportunités pour l'amélioration des performances environnementales, ou encore l'aide à la décision lors d'un achat, le développement de l'audit environnemental et la minimisation des déchets. Au niveau externe, on retrouve comme applications : le marketing, la définition des critères des écolabels, la formation et communication publiques, support à la décision en politique (également proposé précédemment), support à la décision dans les procédures d'achat.

1.3.3.3. La rétroingénierie: un concept commun en écoconception?

La rétroingénierie, aussi appelée ingénierie inverse ou encore rétroconception, est utilisée communément pour déterminer la composition (matériaux) et les procédés de fabrication, ainsi que les fonctionnalités et liens existants au sein du produit étudié. Ces différentes actions vont permettre la conception d'un produit identique sans avoir accès aux données liées à sa production. Cette pratique est donc généralement mise en œuvre dans le cadre de la compétition industrielle, pour créer un objet concurrent qui aura les mêmes spécificités ou alors pour déterminer les faiblesses du produit concurrent sur le marché et concevoir un produit amélioré. En effet, cette démarche se concentre sur l'évaluation et l'analyse pour réinventer des pièces d'origine, en suppléant les contraintes réalistes avec des solutions d'ingénierie alternatives (Wang 2011). On peut interpréter cette phrase comme: l'évaluation et l'analyse pour réinventer des pièces d'origine du produit, en suppléant les contraintes réalistes (réduction des impacts environnementaux) avec des solutions d'ingénierie alternatives (éco- conception).

La rétroingénierie est en ce sens la démarche inverse de l'ingénierie. Le but de la rétroingénierie est de partir du produit fini et de retracer en quelque sorte son cycle de vie (procédés de production, matériaux utilisés, etc.). En pratiquant la rétroingénierie on

cherche à déterminer le comment du produit plutôt que d'expliquer le pourquoi (Wang 2011).

Wang (2011) définit la rétroingénierie comme une science courante à caractère multidisciplinaire et qui peut littéralement s'appliquer à tous les domaines de manière universelle. Les domaines dans lesquels la rétroingénierie est la plus employée sont les industries de technologie de l'information et des logiciels, l'aéronautique, l'automobile, et autres industries du transport. Les domaines de la médecine et de la médecine légale utilisent également cette démarche dans leurs activités. Si on base notre réflexion sur le fait que la rétroingénierie consiste à partir d'un produit fini et essayer de remonter tout le cycle de vie afin de découvrir les différents procédés qui ont permis de l'amener à cet état final, ainsi que les différentes fonctions du produit, puis tous les matériaux utilisés pendant ce processus ; on peut se dire que le concept est applicable à l'écoconception. D'ailleurs cette approche est implicitement employée lors d'une ACV. En effet, le produit est défini avec une fonction, une unité fonctionnelle, puis les flux de matières et autres sont déterminés, ainsi que les différents procédés intervenant dans le cycle de vie du produit. La décomposition d'un produit standard puis la création du même produit avec une trace environnementale plus faible par modification des paramètres technologiques ou physiques initiaux est en soi une démarche que l'on peut assimiler à de la rétroingénierie.

Chapitre 2. Rétrospective méthodologique

Ce chapitre a été écrit afin de compléter la méthodologie de travail de la thèse permettant ainsi d'exposer la stratégie méthodologique d'ensemble, détaillée par la suite dans chacun des articles, et en conséquence, de renforcer la cohérence des résultats présentés aux chapitres 3, 4, 5 et 6.

Les premières investigations sur le thème des écolabels ont permis de comprendre et de se familiariser aux enjeux environnementaux communément véhiculés sur le marché des produits éco-responsables en bois dans un contexte de construction non-résidentielle. Pour ce faire, le cadre normatif ISO sur les étiquettes et déclarations environnementales a été choisi pour établir nos premières pistes de recherche. Les écolabels de type I selon ISO ont été choisis pour leur crédibilité et leur popularité. Plusieurs zones géographiques actives, comme l'Amérique du Nord, l'Union Européenne, et le Japon, ont été sélectionnées afin de couvrir au maximum la situation des écolabels pour les produits d'apparence en bois. Un exemple de fiche utilisée pour la récolte de données sur les écolabels est disponible en Annexe 1. Si dans un premier temps, les recherches se sont tournées exclusivement vers les écolabels pour produits du bois, par la suite, l'étude des certifications environnementales pour bâtiments non-résidentiels a également été considérée. Celle-ci aura permis entre autre d'évaluer la manière dont ces programmes abordent l'utilisation de produits du bois et de produits écolabellisés. De ce fait, il a ensuite été plus simple d'identifier les attributs environnementaux à considérer dans un produit d'apparence pour les intégrer dans ce type de construction.

Une fois toutes les données réunies et les analyses préliminaires effectuées, il nous a alors paru intéressant d'engager une réflexion plus profonde autour des perceptions d'éco-responsabilité (*greenwashing*) et de la signification réelle, autrement dit de la pertinence environnementale de toutes ces étiquettes. En considérant le point de vue convergent et positif de la littérature scientifique sur la pensée cycle de vie, il a donc été choisi d'utiliser cette approche afin d'évaluer les différents écolabels. C'est ainsi qu'il a été décidé de déterminer la couverture, en premier lieu, du cycle de vie du produit puis, en second lieu, des différentes catégories d'impact par les critères de certification de chaque programme. La signification sous-jacente de cette approche était de valider le caractère holistique de la

pensée cycle de vie, en observant le cycle de vie dans son entièreté, et le caractère multicritère, en basant sa réflexion et ses observations sur le maximum de catégories d'impacts environnementaux. L'annexe 2 présente les divers substances ou éléments observés lors de la sélection des catégories d'impacts qui ont servi à la transcription des critères de certification en catégories d'impacts. Les résultats obtenus sont présentés au Chapitre 3.

Finalement, les écolabels sont des éléments importants à intégrer dans une réflexion sur l'écoconception car ce sont des réflecteurs du marché. Il semble juste de dire que beaucoup d'industriels sont influencés par ces divers programmes et que de ceux-ci vont certainement découler une stratégie environnementale spécifique dans l'entreprise pour accéder aux marchés. En ce sens, on ne peut pas négliger ce genre d'outils dans une réflexion sur l'écoconception.

Après avoir défini les critères environnementaux exigés aux produits d'apparence en bois dans la construction non-résidentielle via une recherche sur les écolabels, un produit d'apparence en bois très spécifié dans ce type de construction a fait l'objet de travaux afin d'établir son profil environnemental. Ces résultats sont présentés au chapitre 4. Par souci de présenter des résultats qui auront une portée maximale, le choix d'un produit d'apparence s'est tourné vers un produit très spécifié dans les projets non-résidentiels soit la porte d'intérieur en bois. L'étude a nécessité la collaboration d'un manufacturier québécois de portes commerciales et architecturales pour la récolte des données. Dans un souci de données représentatives, le modèle de porte utilisé est celui qui a généré le plus de ventes sur la période de l'étude.

La méthodologie empruntée pour l'écoconception du produit « porte en bois », soit l'analyse du cycle de vie pour déterminer les points environnementaux à améliorer et le développement de scénarios alternatifs, a été sélectionnée suite à une revue de littérature. L'analyse du cycle de vie d'un produit n'est pas toujours recommandée dans une démarche d'écoconception car c'est une analyse très poussée, qui demande du temps et des connaissances préliminaires. Or, dans le cadre d'un travail de doctorat, utiliser l'ACV semble approprié pour aborder et comprendre les enjeux et problématiques

environnementaux liés au cycle de vie d'un produit. Ainsi, il fut choisi d'effectuer une ACV comme point de départ à la démarche d'écoconception.

Avec l'aide des experts au CIRAIG, plusieurs paramètres méthodologiques ont pu être fixés. Tout d'abord, le logiciel SimaPro a été sélectionné puisqu'il était disponible chez notre partenaire FPInnovations et que c'est également le logiciel utilisé par les membres du CIRAIG. Ensuite, l'utilisation d'un minimum de deux méthodes d'analyse d'impacts environnementaux est recommandée pour vérifier la convergence des résultats d'impacts. Dans notre cas, deux méthodes ont été utilisées : *IMPACT 2002+* et *ReCiPe*. Les résultats présentés au chapitre 4 sont issus de la méthode *IMPACT 2002+*, bien que le travail ait également été fait avec la méthode *ReCiPe* (cf. Annexe 3 et 4) ce qui a permis de valider la majorité des résultats d'*IMPACT 2002+*. Comme mentionné précédemment, les données utilisées pour modéliser le cycle de vie du produit sélectionné se basent sur la situation d'une usine manufacturière québécoise de portes. Afin de finaliser l'inventaire, les processus unitaires de la base de données *Ecoinvent v2.2* ont été choisis. Bien que la base de donnée *Ecovinvent* ait été développée pour une réalité majoritairement européenne, le fait qu'elle soit vraiment complète (données du berceau aux portes de l'usine) et transparente joue en sa faveur et reste une base de données d'inventaire de choix pour la pratique de l'ACV. De plus, le CIRAIG a développé plusieurs processus afin d'adapter une partie de cette base de données à l'Amérique du Nord et au Québec. Ces derniers ont été utilisés dans notre étude, en particulier pour l'énergie et le transport. Les différents processus unitaires utilisés pour l'inventaire du cycle de vie de la porte sont détaillés dans l'annexe 3.

L'étude des scénarios alternatifs, présentée au Chapitre 5, a été principalement inspirée des résultats obtenus dans le Chapitre 4 et de ce qui a été abordé dans la littérature scientifique. Les processus unitaires utilisés et développés dans SimaPro pour les scénarios alternatifs sont répertoriés dans l'annexe 5. L'analyse environnementale des différents scénarios aurait pu être accompagnée d'une analyse économique, afin de dessiner une carte où les coûts auraient été opposés aux bénéfices environnementaux mais l'interprétation approfondie des résultats des différents scénarios et la réflexion autour des thèmes environnementaux représentés ont finalement été privilégiés.

Grâce aux données obtenues dans les travaux précédents (chapitre 4 et 5), il a été possible de remplir le dernier objectif de ce projet de thèse. Les résultats accumulés pour la porte, aussi bien au niveau des impacts environnementaux que des pistes d'écoconception, ont servi de base à l'exercice de généralisation présenté en dernière partie du projet. En effet, le but de la dernière partie n'est pas d'effectuer de nouveau une analyse de cycle de vie rigoureuse des autres produits d'apparence en bois, qui serait beaucoup trop longue, mais de proposer une application des différentes observations et une approche d'écoconception à l'ensemble de la famille des produits d'apparence par une démarche d'extrapolation. Ces pistes d'amélioration environnementale ont pour but d'aider les professionnels du secteur à court terme en attendant de retrouver le profil environnemental de chaque produit d'apparence dans la littérature scientifique.

Le profil environnemental de chacun des autres produits d'apparence en bois a été établi principalement à partir des résultats de modélisation de la porte. Ces autres produits à l'étude sont la moulure architecturale, le revêtement de plancher de bois, le panneau architectural et le meuble de bureau. De nombreux produits ont en commun les procédés utilisés tout au long du cycle de vie de la porte. Dans le cas où des processus différents intervenaient dans le cycle de vie des autres produits, ceux-ci ont été sélectionnés dans la base de données ecoinvent et analysés de manière ponctuelle grâce à la méthode *IMPACT 2002+*. Ce fut le cas par exemple pour la production du panneau MDF, du carton, de la peinture et du vernis acrylique. Cependant, par souci de simplification les seules étapes du cycle de vie du produit à avoir été modifiées pour s'adapter à la réalité des autres produits à l'étude ont été, bien sûr les matières premières, le transport au site, l'emballage, l'utilisation et le transport en fin de vie. Les impacts des matières premières ont été adaptés à chaque produit en ayant recours au besoin à des rapports massiques ou volumiques entre les matières premières du produit original (la porte) et celles du produit analysé. Les impacts du transport, exprimés en tonnes par km (unité de mesure de quantité de transport correspondant au transport d'une tonne sur un kilomètre) ont été calculés de la même façon. L'emballage et l'utilisation qui consiste en la disposition des produits d'emballage, ont été considérés de manière différente pour les recouvrements de plancher en bois. Les distances de transport n'ont pas été affectées. Les étapes du cycle de vie qui ont été considérées comme identiques sont la production, qui consiste principalement en la consommation

d'énergie électrique, et la production de déchets de bois et de colle. Les profils environnementaux ainsi obtenus, il a ensuite été facile de proposer des pistes d'écoconception, d'amélioration environnementales pour chaque produit. L'étude de cas sur la porte a bien sûr aidé dans l'élaboration des recommandations. L'utilisation de la littérature scientifique et des revues spécialisées a permis de créer des propositions supplémentaires. La dernière partie a donc été faite dans un but qualitatif plutôt que quantitatif afin de fournir assez de matières aux chercheurs ou industriels soucieux d'améliorer la trace environnementale de ce type de produits.

Finalement, des analyses de sensibilité ont été effectuées sur les données des chapitres 4, 5 et 6, notamment au niveau des paramètres du transport (distance de parcours et taux de charge), de certaines allocations et du grid mix électrique de production. Les observations faites sont présentées aux chapitres concernés. Les détails et les résultats d'impacts environnementaux associés aux analyses de sensibilité sont présentés à l'annexe 7.

Chapitre 3. Using life cycle thinking to analyze environmental labeling: the case of appearance wood products

3.1. Résumé

La prise de conscience croissante de la société au sujet de l'état actuel de notre planète a engendré la mise en place de plusieurs réglementations, normes et certifications pour la protection de l'environnement et des êtres humains. Les certifications environnementales ont été développées pour un grand nombre de produits, tels que les produits ménagers, les peintures et bien d'autres. Les matériaux de construction en bois n'échappent pas à la tendance. L'objectif de cette étude est d'analyser les programmes de certification existants s'appliquant aux produits d'apparence en bois pour la construction non-résidentielle et de les évaluer relativement à leur efficacité dans la protection de l'environnement ou de la réduction de l'empreinte environnementale du produit écolabellisé.

La recherche a été faite sur les programmes de certification, de type I selon ISO, les plus communs en Amérique du Nord, en Europe et au Japon. Les programmes considérés dans l'étude s'applique aux produits d'apparence en bois en utilisation non-résidentielle. Dans une approche de cycle de vie, les critères de certification ont été comparés selon leur capacité à intégrer et à prendre en compte les impacts environnementaux.

Une multitude d'écolabels peut s'appliquer aux produits d'apparences, des écolabels pour la qualité de l'air intérieure aux écolabels pour le bois provenant de source durable. Il a été trouvé que parmi tous les programmes de certification étudiés, ceux qui intégraient le cycle de vie entier du produit étaient les plus pertinents. Le seul handicap des écolabels de type I est le manque d'information environnementale permettant la différenciation entre produits portant la même étiquette. Cette limitation peut être dépassée par l'utilisation des étiquettes environnementales, définies comme type III par ISO, les déclarations environnementales de produits (DEP). Les DEP permettent ainsi une meilleure compréhension des enjeux environnementaux liés à l'utilisation de produits en bois comparativement à des produits de construction concurrents dans le secteur du bâtiment non-résidentiel.

3.2. Abstract

Growing public concern about the current state of our planet led to the creation of numerous regulations, standards, and certifications for the protection of humans and the environment. Ecolabels were defined for products such as cleaning products, paints, and many others. Wood building products are no exception. The objective of this study is to analyze the existing ecolabelling programs for appearance wood products in nonresidential applications and to evaluate them relatively to their effective role in environment protection or reduction of environment footprint.

The research was conducted on the most common International Organization for Standardization (ISO) type I ecolabels in North America, the European Union, and Japan. Certification schemes applicable to appearance wood products for nonresidential applications were considered. In a life cycle assessment perspective, certification criteria were compared regarding their ability to consider and integrate environment impacts.

A wide range of ecolabels can apply to appearance wood products, from indoor air quality to wood from sustainable forest management. Moreover, it has been found that among all certification schemes studied, those integrating the whole life cycle were the most relevant. The remaining limitation of ISO type I ecolabels is the lack of environmental information enabling the differentiation between products bearing the same ecolabel. This can be overcome by ISO type III environmental product declarations. Thus, allowing a better understanding of the implications related with the use of wood products compared to other materials in the nonresidential building sector.

3.3. Introduction

3.3.1. Evolution of societal environmental awareness

The most recent Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) report states that it is extremely unlikely that the global warming pattern during the past half century could be

explained without human-induced external forcing (Hegerl et al. 2007). Since the three major environmental crisis of the twentieth century, Bhopal (1984), Chernobyl (1986), and the oil spill in Alaska (1989), the need and will for environmentally friendly industries and practices have been only growing. More environmental disasters have been registered ever since, the Gulf of Mexico oil spill in 2010 and the nuclear disaster of Fukushima in 2011 to name some. Some studies quoted in the Fourth IPCC Assessment Report (Sathaye et al. 2007) bring out the role of nongovernmental and civil society actors in pushing forward the cause of climate change mitigation. From these concerns, environmental regulations, standards, and voluntary environmental labeling have been developing.

3.3.2. The building sector

3.3.2.1. *Buildings ecological footprint*

The building sector has a large environmental impact when looking at carbon dioxide emissions, energy consumption, and material extraction (Bribián et al. 2011; González and García Navarro 2006). According to Bribián et al. (2011), building construction and civil works use 60 % of the raw material extracted from the lithosphere and the building sector represents 24 %. According to Esin (2007), building materials have a significant role to play in building energy consumption over its life cycle. Thormark (2006) showed, in one of his studies, that the embodied energy of a building can be substantially changed through materials substitution. Furthermore, among all the main carbon dioxide-emitting activities, the building sector is one where practice improvement may have significant environment impact reduction (Levine et al. 2007; Barker et al. 2007). This highlights the need for environmentally friendly materials in the building sector.

3.3.2.2. *Nonresidential construction and appearance wood products*

The Canadian government, in its 2009 budget (Bécharde 2008), was willing to promote the use of wood in nonresidential buildings (commercial and institutional). In buildings, wood utilization is usually referred to as structural material. However, a broad range of wood building materials is used in the finishing construction steps. Among those, wood floor

covering, wall paneling, ceiling tile, siding, and decorative wall paneling can be listed. Those materials have an aesthetical function and they are often used in large volumes.

A study was conducted by Fell and Lavoie (2009) about opportunities to increase appearance wood products utilization in nonresidential buildings in Canada. Results show that commercial offices, accounting for 410 million square feet in the country, are a priority sector since commercial spaces turn over and are often remodeled. In this type of building, the utilization of wood is quite spread out but not intensive even though respondents would like to see more wood in their working environment. Hotels are another type of construction possessing a medium to high priority for further wood use. Schools show a moderate potential. These express the need for a positive environment but for durability as well due to high frequentation rate. The same pattern is observed for hospitals, where the durability of materials is considered more important than the use of natural materials, because of cleaning requirements. The authors consider that durability is a key consideration for further wood use. At last, in recreation facilities, concrete and steel overwhelm largely the use of wood that is most likely to be part of a mixed material solution.

Several North American studies reveal that wood products are not well perceived by professionals in the building sector (O'Connor et al. 2003; O'Connor et al. 2004; Robichaud et al. 2009). Building professionals see in wood a lack of performance in structural applications, fire resistance, and durability when used in large scale buildings (O'Connor et al. 2003). Wood design is not seen as complex, but rather less desirable (Robichaud et al. 2009). The market share of wood products in nonresidential structures is of 4 %, compared to 71 % in residential construction over the same period (RISI Inc. 2008). In their research on wood use in nonresidential construction, Robichaud et al. (2009) point out that the only higher performance perceived by polled architects for wood was environmental friendliness when tested along with: contribution to a higher building value, durability, fire resistance, and structural performance. Steel was considered the most performing for structural application, while concrete was seen as the most performing in durability, fire resistance, and in adding value to a building. Finally, Robichaud (2010) argues that it is not only necessary to convince architects to use wood, but also to make it easier for them to find specific data they need and that is difficult for them to find such as: species properties,

maintenance, durability, origins, cost, and more recently carbon footprint. Among professionals, green claims receive lukewarm responses because of a perception of greenwashing, which they consider useless to influence their choices.

3.3.3. Environmental benefits and issues from wood and wood products utilization

When considering environmentally friendly materials, there is a broad agreement around the virtues of using wood (Sathre and O'Connor 2010b). Wood-made products show numerous environmental benefits, but they also face some environmental issues.

Wood is a renewable resource from the forests. Nevertheless, without proper forest management and harvesting methods, its usage can lead to soil deterioration, forest degradation, and deforestation (Gerwing 2002; Kilian 1998; Quine and Humphrey 2005; Shvidenko 2008). These are current environmental issues, mostly in the tropical rain forests whereas European and Northern American forests are generally considered to be managed in a sustainable manner (FAO 2010).

Wood, a naturally grown material, is constituted by the action of photosynthesis, using the sunlight to fix atmospheric carbon dioxide to grow. As a result, carbon dioxide is stored in the wood structure until the material burns or decays after the death of the tree, through the action of insects, fungi, and bacteria. When wood is processed to become a product, the carbon is still stocked until the product end of life. However, Buchanan and Bry Levine (1999) consider that carbon storage in wood products is not a long-term solution to CO₂ storage. Wood products have a finite life and their constant use may result in a steady-state level of carbon storage while cumulatively increasing the carbon emissions due to the fossil fuels utilization for their manufacturing.

Comparatively to other building materials, wood is a better choice when considering global carbon emissions because its manufacturing needs less energy and fossil fuels than for other building materials such as steel, concrete, etc. (Bribián et al. 2011; Buchanan and Bry Levine 1999; Nabuurs et al. 2007). In fact, the forest products industry has a high degree of self-sufficiency because over one half of all energy used in the primary forest products industry is self-generated. The combustion of mill residues provides the necessary energy for processing and space heating, but they can also be burned to create direct and indirect

heat for wood drying (Bowyer et al. 2007). The balance in equivalent carbon dioxide emissions is almost neutral, due to the low level of industrial processing and can be negative, representing a net absorption of emissions, if the products are recycled or reused instead of landfilled at the end of their life (Bribián et al. 2011). In contrast, in the USA, landfilling of wood is considered as a carbon sink of anthropogenic origin considering it does not decay entirely and would not have been buried naturally (US EPA 2002). Overall, wood usage, substituting steel, concrete, or almost any other building materials, generates a clear greenhouse gas reduction benefit (Sathre and O'Connor 2010b; Nabuurs et al. 2007).

In wood-based appearance products manufacturing (e.g. wood floor covering, wall paneling, ceiling tile, siding, and decorative wall paneling) adhesives, glues, coatings or paints, stains, and varnishes can contain volatile organic compounds (VOCs). Some adhesives are made of chemicals emitting VOCs, the most mentioned being formaldehyde and its derivatives, which are known to have negative effects on human health (An et al. 2010; Mølhave et al. 1995; Gminski et al. 2010; Irigaray et al. 2007). VOCs can react with ozone molecules, even at low concentration, inducing submicron particles and by-products, that may provoke harmful consequences on the health of some sensitive populations (US EPA 2010). Furthermore, additives like flame retardant (halogen based), fungicides, pesticides, and other biocides improve the material durability against mold, decay, or fire but can be a source of toxic exposure. All these additives are potentially detrimental to human health and the source of negative environmental impact. Consequently, depending on whether the manufacturing stage is involving a large quantity of these additives or not, and large quantity of energy or not, the resulting product is or is not a better environmental choice. Moreover, the relative environmental footprint of wood products must be compared with that of alternative materials if environmental impact is to be minimized.

Besides, considering the abundant literature on environmental attributes and properties of structural wood products, this exploratory study is focusing on appearance wood products in order to have a better understanding of ecolabelling practices of these lesser-known products and their environmental impact in nonresidential buildings.

3.3.4. Environmental certification schemes

Most of the certification schemes end up in a labeling process on the product packaging or anything available for consumerism in order to communicate the approval to a larger audience (Boeglin 2007). Environmental labels are also known as ecolabels. On the one hand, ecolabels are mainly communication tools created for the consumers and are intended to serve an environment stewardship. On the other hand, companies of various sectors use ecolabels to communicate their environmental awareness and efforts to consumers.

Ecolabels can be applied to numerous products or services. Programs have been developed in almost every industrialized country and also in some developing countries. The Ecolabel Index website (Ecolabel Index 2011) lists over 424 ecolabels in 25 industrial sectors and 216 countries. This study focuses mainly on the applicability of these ecolabels to appearance wood products for nonresidential applications.

3.3.4.1. The three types of International Organization for Standardization (ISO) voluntary labels

According to the ISO 14020 series (ISO 2000), there are three types of environmental labels and declarations namely: types I, II, and III. Type I are environmental labels, ISO 14024, (ISO 1999b) also known as ecolabels. They are multiattributes, based on a set of criteria, and verified by a third party. One example could be the Blue Angel ecolabel. It was developed in Germany in 1978 and was the first type I ecolabelling program worldwide (Umweltbundesamt 2011).

Type II labels (ISO 14021) (ISO 1999a) are self-declared environmental claims by manufacturers or retailers without independent verification. The claims may take the form of statements, symbols, or graphics on products or package labels. The possibility of misleading claims is a matter of concern because the nonverification requirement leads many existing labels to not fully satisfy the ISO 14021 (ISO 1999a) requirements (Fullana et al. 2008).

The third type of environmental labeling, type III (ISO 14025) (ISO 2006a), is applied to products under the name of Environmental Product Declaration (EPD). This label communicates product life cycle assessment (LCA) results, based on ISO 14040 series,

verified by a third party. This is the most recent tool of the ISO 14020 series (ISO 2000). To be compared with each other, the results of LCA studies must have the same scope, system boundaries, and calculation rules and they must be presented in the same format (Fullana et al. 2008). In this study, the ecolabels defined as type I by ISO 14024 (ISO 1999b) were targeted for study.

3.3.4.2. Environmental certification programs for buildings

Green building certification programs are another category of environmental labeling that has been developed over the last two decades (Fullana et al. 2008). The oldest, the most globally recognized and the most comprehensive would be the British Building Research Establishment Environmental Assessment Method (BREEAM) that was first launched in 1990 (BRE Global Ltd 2011). In the USA, the Leadership in Energy and Environmental Design (LEED) is another widely recognized program (USGBC 2011). American programs like Green Globes (2005) and Collaborative High Performance Schools are also listed as sustainable construction standards (CHPS 2010). In Japan, green building standards have emerged with the Comprehensive Assessment System for Building Environmental Efficiency (CASBEE) (JaGBC and JSBC 2008). In France, the Haute Qualité Environnementale (High Environmental Quality in French; HQE) was developed (Certivéa and CSTB 2011). These programs were reviewed to assess their implication and demand for selected wood products bearing type I or type I-like ecolabels in sustainable buildings.

3.3.4.3. Carbon ecolabels

Carbon footprint labeling of products has been another type of environmental labeling tool for the past few years and it is currently undergoing rapid development. The main purpose of these ecolabels is to reduce greenhouse gas (GHG) emissions. The GHGs covered are the six gases mentioned by the Kyoto Protocol (carbon dioxide, methane, nitrous oxide, and the three F gases). The GHG emissions are calculated throughout the life cycle stages of a product or service (Rugrungruang et al. 2009; Schmidt 2009; Yang and Shen 2011).

Carbon labeling may be an opportunity to promote the carbon dioxide storage potential of wood products. Besides, as it has been said before, the manufacturing of wood products needs less energy than the traditional building materials (concrete, steel, etc.) and also other

goods such as plastics as demonstrated by many authors (Sathre and O'Connor 2010b). Therefore, carbon ecolabels occupy a place of choice in the environmental certification programs for wood products and this relationship is worth being studied in detail.

However, their labeling mainly lay on the type III EPD standard, ISO 14025 (ISO 2006a; Schmidt 2009; Yang and Shen 2011). Consequently, since the present study only consider type I and type I-like ecolabels, these ecolabels have not been studied further.

3.3.5. Aim of the study

The aim of this paper is to analyze the potential for type I ecolabel applications (ISO 14024) for appearance wood products in nonresidential buildings. The relevance of each scheme in terms of environmental impact reduction is discussed.

3.4. Methodology

3.4.1. Qualitative research

To explore the subject, qualitative research was used. Qualitative research is more suitable when a problem is addressed in a hardly developed context and that a detailed comprehension of a phenomenon is needed (Flick 2006). This type of research provides a better perspective and was deemed appropriate for this study since there are very few papers about ecolabelling efficiency for appearance wood products. To develop our understanding about the subject under study and propose a conceptual framework, the research methodology has been based on grounded theory.

3.4.2. Ecolabel selection

The study has been conducted on the most largely recognized environmental labels within three geographical areas: North America (USA and Canada), European Union, and Japan. The certification schemes had to apply to appearance wood products in nonresidential buildings. The study covered specifically ISO 14024 (ISO 1999b) type I ecolabels, the third-party verified labels, not formally LCA based. The ISO framework for environmental

labeling, being the most employed and recurrent in the literature on existing ecolabels, has been chosen for data gathering.

Nevertheless, single-attribute ecolabels like Forest Stewardship Council (FSC), Programme for the Endorsement of Forest Certification (PEFC) for forest products and ecolabels for indoor air quality (such as Greenguard) have been added to the ISO type I ecolabels by the authors. This type of ecolabels is not included in ISO 14024 (ISO 1999b) since it is not multi-attribute, but because those programs undergo third-party certification and cover key environmental issues for appearance wood products, they were considered in this study.

3.4.3. The grounded theory approach

The basic principle of the grounded theory methodology is to let the data guide the research process through constant gathering and analysis. The resulting theory is then said to be grounded in the data. Grounded theories, because they are drawn from data, are likely to offer insight, enhance understanding, and provide meaningful guide to action (Strauss and Corbin 1998). According to Charmaz (2006), grounded theory is a method of conducting qualitative research that focuses on creating conceptual frameworks or theories through building inductive analysis from the data. This method is different from others since it involves the researcher in data analysis while collecting data, the data analysis being used to inform and shape further data collection (Charmaz 2006).

The present study embraces the main components of grounded theory practice according to Glaser and Strauss (Glaser 1978; Glaser and Strauss 1967; Strauss 1987). During this research, the data collection and analysis have been simultaneously achieved. To help in the understanding and analytic process of the gathered data, analytic codes and categories have been implemented by the authors. Constant comparative method has been used and the development of our theory followed the flow of our analysis. A literature review about the subject has been done after developing the analysis to support our findings. Finally, Glaser and Strauss aimed to move qualitative inquiry beyond descriptive studies into the realm of explanatory theoretical frameworks, thereby providing abstract, conceptual understandings of the studied phenomena (Charmaz 2006).

Firstly, a content analysis of selected ecolabels was performed. It was meant to provide an insight of each environmental labeling using publicly available data. Basic information about the different programs is given (certification criteria, geographical origins, aim of the programs, and classification). The main data have been picked from the labeling organization websites and their online available literature, mainly certification guidelines and standards.

Secondly, led by the content analysis results, the authors decided that it would be interesting to carry on a critical analysis using a life cycle thinking (LCT) approach. The LCT concept was, in this study, interpreted with the coverage of life cycle stages and the coverage of environmental indicators (midpoint indicators). To that aim, the current ecolabelling programs were compared among each other, using data from primary sources (labeling organization). The midpoint environmental indicators (with related endpoints indicators) that resulted from the Impact 2002+ impact assessment methodology, and the general structure have been chosen according to several references, that are, in order of importance: (1) Jolliet et al. (2004), Udo de Haes et al. (2002); (2) Bare and Gloria (2008); and (3) studies on LCA and environmental impacts of appearance wood products or their primary components, including wood floor coverings, hardwood panels, MDF, door frames, and particleboard (Bribián et al. 2011; Frenette et al. 2010; González-García et al. 2009; Lipušček et al. 2010; Nebel et al. 2006; Werner and Richter 2007; Rivela et al. 2006).

The third and last step in our grounded theory methodology has been to search through the relevant literature to support the main findings and also gather additional data to enrich the later discussion. Thus, a literature review, on ecolabels ecological efficiency and their ability to promote environmental attributes of products, has been done.

3.5. Results

3.5.1. Content analysis

Environmental certification programs were classified in four categories. The different categories and their respective ecolabels are listed and described in table 3.1. The four

categories are: the forestry and forest products category (*FO*) certifying that products come from sustainably managed forests, the indoor air quality category (*IA*), the multi-attribute category (*MA*), and the life cycle-oriented category of certification. The last column of table 3.1 indicates the geographical origins of each group. The *FO* and the *MA* category were observed to be coming from all selected geographic area (European Union, Japan, and North America), meaning that every area developed these types of program. However, the *IA* and life cycle (*LC*) category seem to exist only in North America.

3.5.1.1. Forest and forest products attribute ecolabels

According to the majority of selected ecolabel certification criteria, wood from sustainable forest management certification is the most commonly required attribute. The *FO* category aims at preventing forest land-use change and forest degradation, while fostering community involvement and economic development. In practice, different interpretations exist of sustainable forest management (SFM). In table 3.1, the main features of *FO* ecolabels have been classified under six parameters as found in Hansen et al. (2006). However, as PEFC and Sustainable Green Ecosystem Council (SGEC) parameters were not presented in this study, the following sources were used to fill in the parameters description, respectively, ITS Global (2011) and SGEC (2003). Differences among the *FO* ecolabels criteria show that every program has its own interpretation of what should be SFM. For example, plantations are not controlled under every scheme that is presented in table 3.1; FSC, PEFC, and SGEC seem to have specific requirements, while SFI and CSA Z809 do not. Compared to the others, PEFC may endorse nationally developed schemes if they conform to the criteria, indicators, and operational guidelines of the scheme; that is why in Canada, PEFC is represented by SFI and CSA (Gulbrandsen 2004; ITS Global 2011). As a general comment, it can be said that *FO* ecolabels have been important because they seem to succeed in making a change in the global forest regime where public governance did not (Gulbrandsen 2004). Many of the *MA* and *LC* certification programs refer to or require *FO* certification, at varying degrees. For example, the recognition of *FO* ecolabels is sometimes limited to the FSC program only while in other programs, all *FO* ecolabels are considered valid. As presented in table 3.1, the *FO* ecolabels have been developed equally in the European Union, Japan, and the USA. Even though Japan has a

national program for sustainable forestry, SGEC, it seems to be neither widely employed nationally nor internationally recognized within the environmental labeling field. For instance, even the Japanese MA ecolabel, EcoMark, does not mention it specifically.

Table 3.1: Summary of ecolabels available for appearance wood products

Category/ Ecolabels	Main features	Geographic origins
FO – Forestry & forest products oriented¹		
FSC	<p>(Hansen et al. 2006)</p> <p>Plantations: information needed: representation on landscape; date of establishment; management blocks (species diversity, genetic foundation and stand structure)</p> <p>Chemicals: minimized use requirements; integrated pest management (IPM) approach; require documentation, strict monitoring and control; ban chemicals types 1a and 1b WHO</p> <p>Clear-cuts: limitations in size and location (varies among national and regional standard)</p> <p>GMO: prohibited</p> <p>Exotics: permitted but not promoted. Require careful monitoring to avoid adverse environmental impacts</p> <p>Reserves: conservation zones to protect rare, threatened and endangered species; representation samples of ecosystems on landscape mapped and protected. Require maintaining and enhancing attributes of high conservation value forests</p>	North America
SFI	<p>(Hansen et al. 2006)</p> <p>Plantations: no specific policy. Plantations not defined or regulated</p> <p>Chemicals: require minimizing their use given management objectives; promote IPM where feasible</p> <p>Clear-cuts: average of 120 acres; exceptions for forest health emergencies and natural catastrophes</p> <p>GMO: require adherence to government regulations and international protocols. Use governed by scientifically sound methods</p> <p>Exotics: minimize their use. If research documentation is available and indicates exotics pose minimal risk</p> <p>Reserves: require identification and management of sites with ecological, geological, historical, or cultural significance. Manager has discretion on how best manage these sites</p>	USA and Canada
CSA Z809	<p>(Hansen et al. 2006)</p> <p>Plantations: no specific policy. Plantations not defined or regulated.</p> <p>Chemicals: no specific policy beyond government regulations</p> <p>Clear-cuts: no specific policy beyond following government</p>	Canada

	<p>regulations</p> <p>GMO: guided to address their use through consultation with public advisory group</p> <p>Exotics: no specific policy beyond following government regulations</p> <p>Reserves: Respect government-protected areas. Determine existence of under protected ecosystems (at the landscape level) in defined forest area and ensure their protection.</p>	
PEFC	<p>(ITS Global 2011)</p> <p>Plantations: ecologically important forest areas, containing significant concentrations shall primarily be addressed at the establishment stage of forest plantations and those areas shall form a part of buffer zones and set-aside areas, which are dedicated to environmental, ecological, cultural and social functions.</p> <p>Chemicals: require minimizing the use; integrated pest management (IPM) approach; require documentation, strict monitoring and control; ban chemicals types 1a and 1b WHO</p> <p>Clear-cuts: not mentioned in standard</p> <p>GMO: prohibited</p> <p>Exotics: for reforestation/afforestation, native species and local provenances, well adapted to site conditions shall be preferred. Introduced species can be used if impacts on ecosystem and genetic integrity of native species have been evaluated and if negative impacts can be avoided or minimized.</p> <p>Reserves: forest management planning, inventory and mapping of forest resources shall identify, protect and/or conserve ecologically important forest areas, containing significant concentrations.</p>	EU
SGEC	<p>(SGEC 2003)</p> <p>Plantations: If an artificial regeneration method is used, it should be done by the principle of <i>TEKICHI-TEKIBOKU</i> or “putting the right tree in the right place.”</p> <p>Chemicals: The use of chemical substances (e.g. agricultural chemicals) should be subject to laws and limited to minimal use.</p> <p>Clear-cuts: Large-scale clear cutting should be avoided. If possible, non-clear cutting method is recommended. Harvest of forest products should be regulated so as to secure their sustainable use.</p> <p>GMO: not mentioned</p> <p>Exotics: If an artificial regeneration method is used, it should be done by the principle of <i>TEKICHI-TEKIBOKU</i> or “putting the right tree in the right place.”</p> <p>Reserves: Two levels of management policies should be recognized.</p>	Japan

	<p>Conservation plans for biodiversity should be built on a management policy developed for each landscape level. For main forest types, their management policies should be established for each forest stand level. Within certified forests under consideration, important elements for biodiversity (e.g. virgin forests, natural forests, forests around local communities, grasslands, swamps, ponds and agricultural fields) should be identified on a map. Their management policies should be established. Threatened species defined under IUCN Red List Category and their habitats should be protected.</p>	
--	---	--

IA – Indoor Air Quality oriented

Floorscore	<p>For flooring products: formaldehyde concentration $\leq 16.5\mu\text{g}/\text{m}^3$; Acetaldehyde concentration $\leq 9\mu\text{g}/\text{m}^3$; All other organic chemicals with established Chronic Reference Exposure Levels (CRELs) – Less than or equal to 1/2 the CREL as listed in the latest edition of the Cal/EPA OEHHA list of chemicals with noncancer CRELs. The current version of this list is accessible at http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html</p>	USA															
Indoor Advantage	<p>For interior building materials, furnishings and finish systems.</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Chemical/Chemical Group</th> <th>Workstation Systems (All configuration types)</th> <th>Seating</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>TVOC (toluene)</td> <td>$< 0.5 \text{ mg}/\text{m}^3$</td> <td>$< 0.25 \text{ mg}/\text{m}^3$</td> </tr> <tr> <td>Formaldehyde</td> <td>$< 50 \text{ ppb}$</td> <td>$< 25 \text{ ppb}$</td> </tr> <tr> <td>Total Aldehydes</td> <td>$< 100 \text{ ppb}$</td> <td>$< 50 \text{ ppb}$</td> </tr> <tr> <td>4-Phenylcyclohexane (4 pch)</td> <td>$< 0.0065 \text{ mg}/\text{m}^3$</td> <td>$< 0.00325 \text{ mg}/\text{m}^3$</td> </tr> </tbody> </table>	Chemical/Chemical Group	Workstation Systems (All configuration types)	Seating	TVOC (toluene)	$< 0.5 \text{ mg}/\text{m}^3$	$< 0.25 \text{ mg}/\text{m}^3$	Formaldehyde	$< 50 \text{ ppb}$	$< 25 \text{ ppb}$	Total Aldehydes	$< 100 \text{ ppb}$	$< 50 \text{ ppb}$	4-Phenylcyclohexane (4 pch)	$< 0.0065 \text{ mg}/\text{m}^3$	$< 0.00325 \text{ mg}/\text{m}^3$	USA
Chemical/Chemical Group	Workstation Systems (All configuration types)	Seating															
TVOC (toluene)	$< 0.5 \text{ mg}/\text{m}^3$	$< 0.25 \text{ mg}/\text{m}^3$															
Formaldehyde	$< 50 \text{ ppb}$	$< 25 \text{ ppb}$															
Total Aldehydes	$< 100 \text{ ppb}$	$< 50 \text{ ppb}$															
4-Phenylcyclohexane (4 pch)	$< 0.0065 \text{ mg}/\text{m}^3$	$< 0.00325 \text{ mg}/\text{m}^3$															
Indoor Advantage Gold	<p>For interior building materials, furnishings and finish systems: same as <i>Indoor Advantage</i> with formaldehyde concentration $\leq 16.5\mu\text{g}/\text{m}^3$ and Acetaldehyde concentration in the product $\leq 9\mu\text{g}/\text{m}^3$; All other organic chemicals with established Chronic Reference Exposure Levels (CRELs) – Less than or equal to 1/2 the CREL as listed in the latest edition of the Cal/EPA OEHHA list of chemicals with noncancer CRELs. The current version of this list is accessible at http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html</p>	USA															
Greenguard	<p>For interior building materials, furnishings and finish systems: same numbers as <i>Indoor Advantage</i> but “Workstation systems” is replaced “Full level” (building construction Materials and finishes, wood finishes, countertops, casework, visual display products, and furniture workstation, casegood systems, and movable walls) and “Seating” replaced “Half Levels” (OEM materials, mattresses and bedding, seating, individual casegoods, tables, workstation components, shelving, and children’s furniture); Include individual VOCs (not listed VOC) ≤ 0.1 threshold limit value (TLV) industrial workplace standard (Full and Half levels); Respirable particles $\leq 0.05 \text{ mg}/\text{m}^3$ (Full levels) and $\leq 0.025 \text{ mg}/\text{m}^3$ (Half levels) for particles applicable to fibrous, particle-releasing products with exposed surface area in air</p>	USA															

	stream and for wood finishing (sanding) systems.	
--	--	--

MA – Multi-attributes

EcoMark Japan	Raw materials	Wooden part shall be 100% made from reused or unused wood (thinned wood, waste wood, construction waste wood and less useful wood) and SFM certified; No preservative agents, (+termite control agents, fungicides, or insect repellent, for wooden floor); For products using lumber from dismantled building, wood with preservatives, biocides, and pesticides shall be differentiated and eliminated; For solid wood, CoC certification	Japan
	Manufacture	Coatings shall conform to criteria for heavy metals and heavy metal compounds; Adhesives used for indoor furniture manufacture shall not emit formaldehyde, be certified F**** or equivalent should be used; Compliance with environmental laws for the last five years in the area; CFCs or HCFCs shall not be used; Toluene and xylene should not be added; Restricted amount of hexavalent chromium and arsenic	
	Transportation	Plastics used for packaging shall not contain halogens and organic halogenates	
	Use	Wooden materials should not emit formaldehyde, be certified F**** or equivalent; Products using paint, adhesive, or wooden material shall provide ventilation instruction; Adhesives used for indoor furniture manufacture shall not emit formaldehyde, be certified F**** or equivalent should be used	
	End of life	Repair systems available to users; Product disassembly; Product recyclable after use	
EU Ecolabel (European Ecolabel)	Raw materials	At least 60% of any solid wood and 30% of wood-based materials have to be either Chain of custody (FSC, PEFC, SFI, CSA) or recycled materials; Recycled wood or plant material should have restricted amount of heavy metals and fluorine, chlorine, PCP and tar oils; No GMO wood	European Union
	Manufacture	No dangerous substances for the raw wood and plant treatment (Directive 67/548/EEC, directive 1999/45/EC); No dangerous substances in the coating and surface treatments (VOC, adhesives, Formaldehyde less than 0.05ppm, Plasticizers, biocides) Directive 67/548/EEC; No impregnation for wooden flooring, no hazardous preservative	

		substances; Recovery of by-product; Limited energy consumption	
	Transportation	Easily recyclable or from renewable resources or reusable	
	Use	Formaldehyde release ≤ 0.05 ppm; Limitation in VOC emissions (ex: total VOC without LIC ≤ 0.05 mg/m ³ air); Fitness for use	
	End of life	Consumer information	
NF Environment	Raw materials	No endangered wood species (CITES); Chain of custody (FSC, PEFC or equivalent): 70% certified wood(volume or weight) if solid wood and 50% if wood panels; No GMO wood; If the product is made with less than 40w% of wood, 30w% must be recycled materials	France
	Manufacture	No added substances from the Directive 67/548/EEC of 27 June 1967 on dangerous substances in the wooden product ;Only flame retardant chemically bonded or surface bonded with the matrix or material can be used in the product; Restrictions concerning phthalates use (di-n-octyl phthalate, di-isononyl phthalate and di-isodecyl phthalate are prohibited); If nanomaterials are used, the producer have to explain the technological benefit from using nanomaterials and provide information about the toxicity and Ecotoxicity of the nanoparticles and that there is no risk of leakage during the whole product life cycle	
	Transportation	Storage and transportation optimization; Packaging made from recycled or easily-recyclable materials, if not the packaging has to be reused several times	
	Use	$\leq 50\%$ of E1 limit value for formaldehyde emission of panels; Fitness for purpose; If lightning is incorporated, it has to facilitate the use of energy efficient light sources (LED, fluo-compact lamp...); Information for user: maintenance, disposal...	
	End of life	Materials separability; Labeling of plastic components for further reclamation; Worn product collection	
	Extra criteria	Restricted values for the product embodied energy (ex: office desk –top and legs - ≤ 1000); Calculate CO2 emissions of the product life cycle using ISO 14064	
EcoLogo	Raw Materials	Wood harvested or traded in accordance with the CITES where applicable	Canada

	Manufacture	Should not contain plastic foam formulated using CFCs or HCFCs; Controlled storage of liquid surface coating; Manufactured at a facility that has undergone Solid waste audit/waste reduction plan/track progress towards waste reduction and diversion from disposal	
	Transportation	N/A	
	Use	Indoor air concentration in VOC $\leq 0.5\text{mg/m}^3$; Indoor air concentration in formaldehyde $\leq 0.5\text{mg/m}^3$	
	End of life	Instruction of recycling on major rigid molded plastic components; Information for repairing/replacing worn parts	
Nordic Ecolabel	Raw materials	<i>Renewable</i> : No biocides; % of recycled/reused wood and certified wood; No added substances from the Directive 67/548/EEC of 27 June 1967 on dangerous substances in the wooden product / directive 1999/45/EC; (Floor coverings) Bamboo not necessarily certified but has to come from sustainable sources <i>Non-renewable</i> : At least 30% recycled/reused; limited amount of heavy metals (As, Pb, Cd, Hg, Cr)	Scandinavia
	Manufacture	Chemicals: No hazardous substances (very toxic, toxic, CMT4); no halogenated plastics for surface treatment; limited quantity of organic solvents g/m ² and environmental harmful substances; (Floor coverings) no nanoparticles should be added (nanometals, nanominerals, nanocarbon, nanofluorine; Energy consumption: Electricity and fuel for panels production kWh/kg Emission: To air CO ₂ and SO ₂ kg/kg panel; to water COD/kg of product; dust	
	Transportation	N/A	
	Use	Formaldehyde; no radioactive substances	
	End of life	Production waste must be reused (nutrient, energy production or composting); no chlorine based packaging	
Blue Angel	Raw materials	Indicate % of certified wood and or recycled wood; origin of wood if not certified	Germany
	Manufacture	Formaldehyde emission <0.05ppm; detectable MDI monomer <0.1 $\mu\text{g/m}^3$; phenol-containing binding agent, phenol content <14 $\mu\text{g/m}^3$; no wood preservatives nor halogenated compound; No added	

		substances from the Directive 67/548/EEC of 27 June 1967 on dangerous substances in the wooden product (very toxic, toxic, CMT); Liquid coating systems (<250g/L of VOC for 2D systems (doors, etc.) and <420g/L VOC for 3D systems (furniture, etc.); No fungicides, insecticides, flame retardant, halogenated compounds, inorganic ammonium phosphates, boron compounds, dehydrating minerals	
	Transportation	Packaging must permit post manufacture outgassing of VOC	
	Use	IAQ: emission restrictions for formaldehydes; organic compounds boiling point 50-250°C and >250°C; and CMT substances. For 2D systems and 3D systems.	
	End of life	Consumer info for disposal; Functionally compatible replacement of wearing parts for at least 5 years; Recycling/Disposal	

LC – Life Cycle oriented

Level <i>Level 1:32-44 pts</i> <i>Level 2:45-62 pts</i> <i>Level 3:63-90 pts</i>	Materials	Certification prerequisite(s) (CP): Development of a <i>Design for Environment</i> Program for the organization, the facility and the product – Maximum points available for this group of criteria: 26 points	USA
	Energy & Atmosphere	CP: Develop energy policy – Maximum points available for this group: 25 points	
	Human & Ecosystem Health	CP: Demonstration of compliance with key chemicals, risk & EMS policies – Maximum points available: 29 points	
	Social Responsibility	CP: Employee health and safety, labor and human rights – Maximum points available: 10 points	
SMaRT³ <i>Sustainable: 28-40 pts</i> <i>Silver: 41-60 pts</i> <i>Gold: 61-89 pts</i> <i>Platinum: 90-157 pts</i>	Safe for Public Health and Environment	CP: Feedstock inventory documentation; Input Stockholm chemicals; Output Stockholm chemicals – Maximum points available: 31 points	North America
	Renewable Energy & Energy Reduction	CP: Energy inventory – Maximum points available: 36 points	
	Biobased or Recycled Materials	CP: Inventory bio-based and recycled content materials – Maximum points available: 30 points	
	Facility or Company based criteria	CP: EMS Environmental Policy & Targets; Social indicator reporting for manufacturers; LCA process – Maximum points available: 18 points	

	Reclamation, sustainable reuse & End of Life management Innovation in Manufacturing	CP: Setting up operational reclamation and/or sustainable reuse programs; performance durability – Maximum points available: 23 points No CP, points are related to the “Reclamation, sustainable reuse & EOL” class of criteria – Maximum points available: 19 points	
Cradle2Cradle Total of 25 criteria <i>Basic (6/25)</i> <i>Silver (10/25)</i> <i>Gold (17/25)</i> <i>Platinum (25/25)</i>	Material Health Material reutilization Renewable Energy use Water stewardship Social responsibility	CP: Complete ingredient formulations for all materials used in the product – Total number of criteria to fulfill: 8 CP: Recycled content and weight of all materials used in the product – Total number of criteria to fulfill: 6 CP: Annual energy required for manufacture of product and source(s) of that energy – Total number of criteria to fulfill: 4 CP: Water stewardship guidelines documents – Total number of criteria to fulfill: 4 CP: fair labor, corporate ethics guideline documents – Total number of criteria to fulfill: 3	USA

3.5.1.2. *Indoor air quality ecolabels*

The second required attribute for appearance wood products specifies limitation in VOC emissions. The purpose of the IA ecolabel is to provide healthier products for the indoor environment. VOC emission is a common and specific issue for composite wood products or wood products with resins, adhesives, or coatings. From an air quality standpoint, it is generally recommended to limit the use of such chemicals in the manufacturing process and when possible, to eliminate them. The IA ecolabels listed in table 3.1 are specific to indoor building materials. Floorscore is an ecolabel for flooring products while the three others are for all kind of interior building materials, furnishings and finish systems, such as, wood finishes, countertops, workstation systems, and more. Products are certified against their compliance to defined values presented in table 3.1. It appears that those values are similar among the selected IA programs. Greenguard exhibits the same numbers as the others but has a different range of values, whether it is an environment for children or adults, since children are much sensitive to VOCs. The standard developed for children is Greenguard for School and Children. While Greenguard has created another standard for school and children, Floorscore, Indoor Advantage and Indoor Advantage Gold propose a school classroom scenario to calculate the emissions and/or concentration in VOCs. Indoor Advantage Gold is a level up the basic Indoor Advantage certification.

As for geographical preferences for IA ecolabels, it is mainly a North American (USA) phenomenon. It can be explain by the fact that in EU and Japan, the indoor air quality is managed by regulations. As for examples, grades from F** (≤ 0.12 mg/m²h) to F**** (≤ 0.005 mg/m²h) can be cited for formaldehyde*emitting building material according to Japanese Industrial and Agricultural Standards. The use of indoor finishing materials that emit more than 0.12 mg/m²h of formaldehyde is prohibited; the use of F** and F*** materials is limited to certain areas; and no restriction of use is observed for F****-graded indoor finishing materials (MLIT 2003). In the EU, this level of emissions comes from E1 (≤ 3.5 mg/m²h) to E2 (3.5 mg/ m²h < release value ≤ 8 mg/m²h) (CARB 2007; Dinwoodie et al. 2008). However, in North America, the state of California is an exception since it introduced the same type of VOCs regulation as for Japan and EU, under the name of CARB/ATCM 93120 in 2008 with two levels of formaldehyde emission called phase 1

(0.08 ppm for hardwood plywood, 0.18 ppm for PB, and 0.21 ppm for MDF) and phase 2 (0.05 ppm for hardwood plywood, 0.09 ppm for particleboard, and 0.11 ppm for MDF) ((CARB 2007)).

3.5.1.3. *Multi-attribute ecolabels*

A wood product can also be certified regarding its environmental impact reduction for more than one life cycle stage. In fact, the MA-certified products have been assessed through recommendations made for different life cycle stages. The number of criteria at a life cycle stage and the coverage of life cycle stages depend on the program. The main goal of MA ecolabels is to ensure that a product is a better environmental choice in its category than the standard product already on the market. Those criteria are usually related to environmental issues faced by the basic product. The MA category has a fragmented vision of the product life cycle since it does not provide a holistic evaluation, but acts on different stages separately. Most of the time, the criteria are grouped as such, otherwise, there is no class specified, only a list of criteria. For more readability, the criteria have been grouped in table 3.1 according to a common pattern in the category: grouped by life cycle stage. Among the most restrictive ecolabels, NF Environnement is standing out because of the number of requirements in each group of criteria: it has even extra criteria about the calculation of the product's embodied energy and the CO₂ emissions during the product life cycle. Alongside NF Environnement, stands the Nordic Ecolabel that has criteria such as energy consumption of manufacture and emissions to air and water. The less restrictive ecolabel seems to be EcoLogo– Environmental Choice: it has no precise requirement for wood sourcing, although it follows guidelines of CITES² where applicable; it has no instructions for preservative agents, etc.

² The Convention on International Trade of Endangered Species of Wild Fauna and Flora, also known as, the Washington Convention (1975).

The MA type of ecolabels has been mainly developed in the EU and Japan. Very few schemes have been developed in North America; we can cite the EcoLogo program in Canada.

3.5.1.4. Life cycle-oriented ecolabels

The LC category aims at certifying a product over its entire life cycle. This differs from the MA category because it aims at assessing the life cycle as a whole. The purpose of the LC ecolabels is to provide products that have a significantly good environmental performance. This is achieved by including the LCA methodology (as defined in ISO 14040) or at least a formal life cycle approach. The incentive to consider all criteria at all life cycle stages in the design phase is also what makes the LC category different from the MA category. From table 3.1, it is easy to differentiate the MA and LC categories. All these programs are based on a rating system: while Level and SMaRT have points, Cradle2Cradle works with a definite number of criteria to fulfill in order to reach the different level of certification. The certification prerequisites (CP in table 3.1) are requirements for starting the certification process, in that sense they must be fulfilled. These programs have a larger scope than MA ecolabels; in fact, they include higher dimensions like using a definite percentage of renewable energy, social ethic, Environmental Management Systems or even water stewardship for Cradle2Cradle.

The difference between this category of ecolabels and an EPD is the use of the LCA tool. In the context of EPD, LCA is used to assess the product over its entire life cycle and the results are presented under the form of environment impact results. It would be impossible to differentiate two products bearing the same LC ecolabel while they should show different EPD results. In the LC category, LCA is presented as a tool to assess the product over its entire life cycle except for the program Cradle2Cradle that does not mention the LCA methodology. In the SMaRT program, the LCA process is a certification prerequisite (see table 3.1), while the Level program provides up to 3 points for a third-party-verified LCA process in the “Materials” group of criteria. LC ecolabels have all been developed in North America, especially in the USA.

3.5.1.5. Discussion of the ecolabel categories

Firstly, it can be said that the intrinsic environmental benefits of wood are not highlighted by the reviewed ecolabels. For example, carbon sequestration and benefits from the substitution of conventional materials by wood on the emission of GHGs are not included as green properties. EPDs would take better consideration of the singularity of wood since it communicates LCA results that integrate these dimensions.

Secondly, aside from certified wood, a common recommendation among environmental labeling programs (MA and even LC category) is the use of rapidly renewable materials. This term is used to refer to materials that have a natural growth rate of 10 years and less. For example, the EcoLogo criteria for flooring products concern bamboo flooring or flooring made with “other virgin wood substitute”, such as scrap/waste wood or FSC (or INBAR) certified fast-growing material (Terrachoice 2009). The EU ecolabel and the Nordic ecolabel and the LC ecolabel, Level, also include bamboo flooring in their criteria (Nordic Ecolabelling 2010; BIFMA 2011). If recommendations about rapidly renewable materials are likely to be integrated in environmental certification along with wood, it cannot be clearly and readily identified as being sustainable. Short rotation crops are likely to put a heavier strain on soils while longer rotations are more likely to allow for soil regeneration. It can be argued that forest management, carefully assessing allowable cut, is more sustainable than short rotation crops, existing ecolabels often do not recognize this.

Thirdly, as it has been explained earlier, FO ecolabels have been developed equally worldwide. The need for SFM is actually globally spread since forests and wood are important resources used by mankind everywhere. The fact that, IA ecolabels are mostly developed in USA, highlight a need for controlling VOC including formaldehyde emissions where regulations is lacking. MA ecolabels have been mostly found in the EU and Japan and little in North America, while LC ecolabels have been mainly developed in the USA. MA certification programs are older than LC certification programs, which means that probably LC programs in the USA have been developed to respond to an increasing demand for sustainable products.

Finally, from the primary approach to our data, it emerges that the most frequently requested environmental priorities for wood products are low VOC emissions and certified

wood. According to their certification criteria and standards, it has been possible to classify the studied ecolabels in four categories (see table 3.1). The FO and IA categories, being only focused on resolving particular environmental issues (sustainable forestry practices and indoor or air quality, respectively), give a narrower view of environmental impacts related to wood products than the MA and LC categories that take the entire life cycle into account. Moreover, the LC category has a holistic approach of the product life cycle and should then provide better information about the product environmental impacts.

3.5.2. Life Cycle Thinking

Life cycle thinking can be defined as minimizing negative impacts and highlighting positive impacts, while avoiding transferring issues from one life cycle step to another (CIRAIG 2005). The second part of the study aims at looking beyond the available data on ecolabels. To that purpose, all certification criteria were analyzed and then compared among each other in two steps: (1) considering the product life cycle and (2) considering midpoint and endpoint environmental impacts categories.

3.5.2.1. *Ecolabels vs. product life cycle*

The life cycle of a product consists in five different stages (CIRAIG 2005): (1) extraction of raw materials, (2) manufacturing, (3) transportation, (4) usage, and (5) end of life. The aim of this section is to identify which stages are taken into account in the selected environmental certification programs for appearance wood products. As mentioned earlier, this has been mostly conducted by reviewing and by processing the available data on the product life cycle (from each labeling organization) and then confronted to the five different stages of the life cycle. The results are presented in figure 3.1.

As can be noticed in figure 3.1, single-attribute ecolabels like the FO and IA categories cover mainly one stage of the wood product's life cycle. For the FO ecolabels, it is the raw materials extraction stage that is covered, while for the IA ecolabels, it is the usage stage.

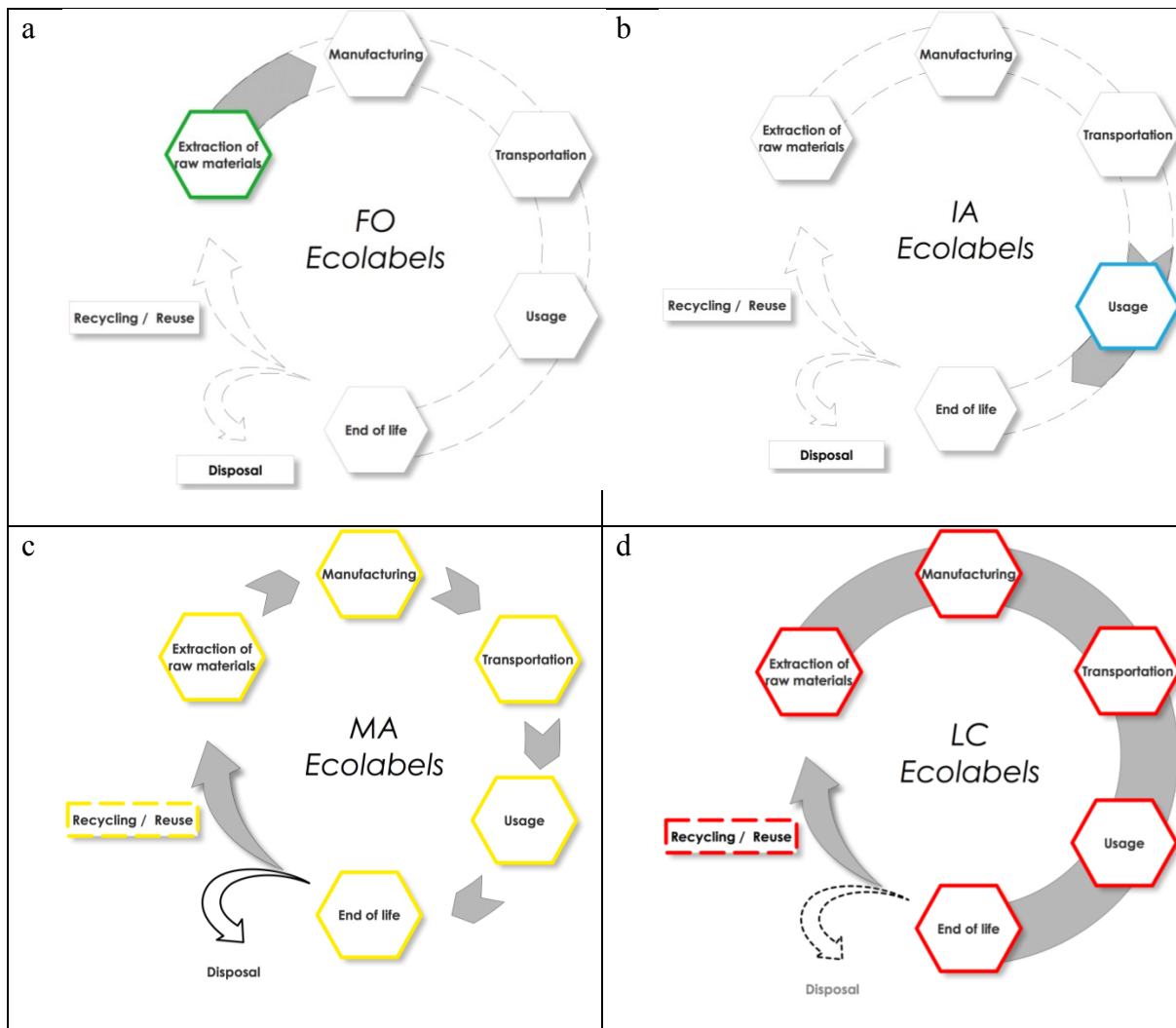


Figure 3.1 : Diagrams of the respective coverage of life cycle stages for the studied categories of ecolabels: **a.** Forestry and forest products oriented ecolabels, **b.** Indoor air quality oriented ecolabels, **c.** Multi-attribute ecolabels and **d.** Life cycle oriented ecolabels.

Multi-attributes ecolabels tend to cover almost every stage of the product life cycle. The criteria are in general based on LCA results of the product. In this aim, environmental issues are highlighted and then transformed into criteria in order to improve the environmental performance at almost each stage of the life cycle. The relevance of the MA category may then come from the fact that it does not only focus on a single attribute of the product. Since they are not formally LCA based, the MA programs tend not to take into consideration some of the LCA steps such as the transportation stage or the end-of-life management.

When end-of-life is considered, the propositions may take into account to: facilitate the disassembly of the product; indicate clearly on the product, with a label, the possibility of recycling (for example for plastics); create a document, for the consumer, explaining procedures and contacts for the maintenance and end-of-life management of the product. In any case, what emerges from every MA ecolabels standards is the need for easy disassembly of the product, leading to better recycling scenarii. This latter affirmation is represented in figure 3.1.c by the white arrow toward disposal, since the recommendations tend to avoid disposal as much as possible.

However, the LC ecolabels based on integrated life cycle analysis take into account the product life cycle as a whole and therefore may push further the environmental impact reduction of the product. The environmental certification schemes of the LC category are all based on a rating scale. Even if these can be classified under multi-attribute ecolabels regarding the ISO definition, they cannot be associated with the MA category. First of all, as can be seen in table 3.1, the criteria are not classified according to the product life cycle stages but to several environmentally strategic topics, such as material health or energy management, and even social responsibility. Also, they all express the utilization of the LCA or LC thinking methodology in their certification criteria, thus judging the entire product life cycle in a holistic manner. In figure 3.1.d, the arrow toward disposal is dashed because in this category of ecolabels, recycling and reutilization of the product are encouraged. In the Cradle2Cradle program, the manufacturer is even helped to go toward a closed loop life cycle for his product.

3.5.2.2. Ecolabels vs. environmental impacts

All ecolabels were confronted to specific environmental impacts for appearance wood products as was found in the LCA literature for these products. Thereby, it should reveal how much the selected programs theoretically cover the various impacts. Figure 3.2 presents to the left the different categories of ecolabels (from table 3.1), to the center the midpoint impact factors and to the right, the endpoint damage categories.

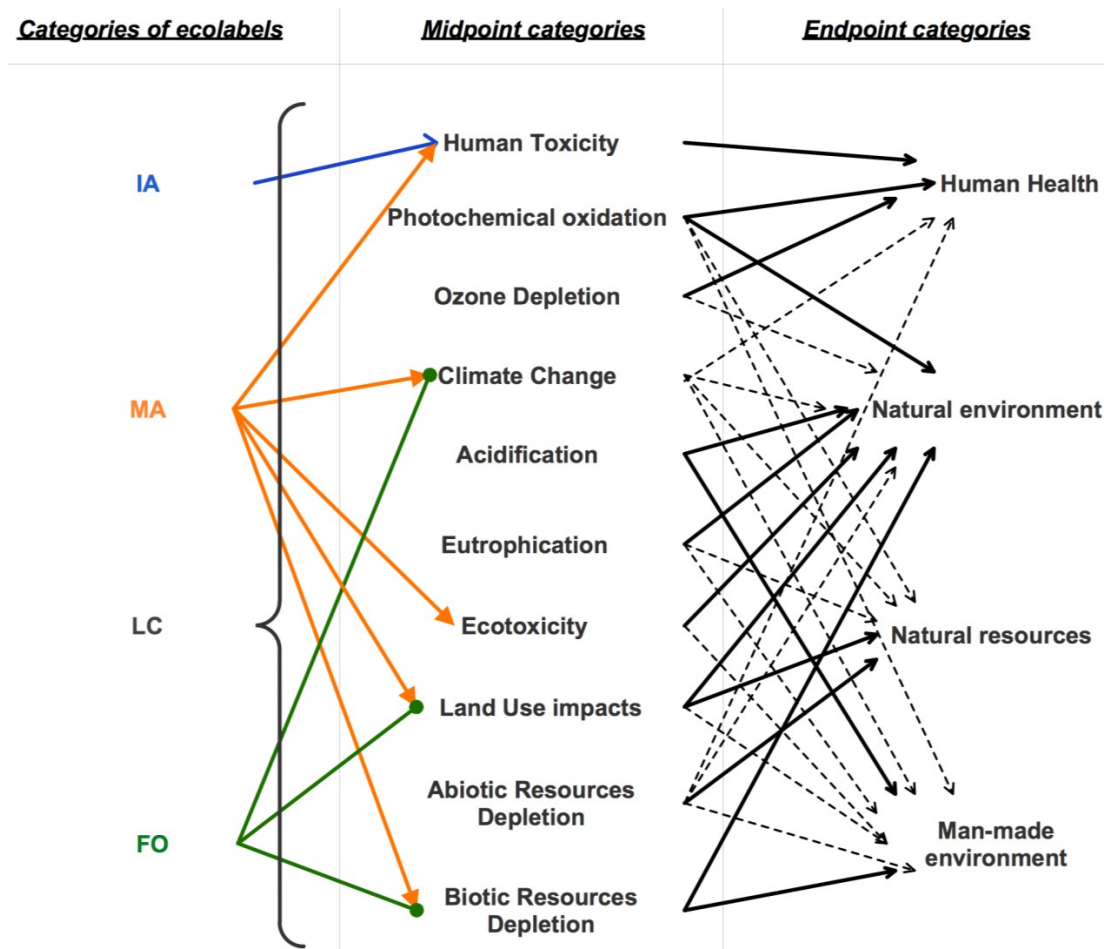


Figure 3.2: Midpoint and endpoint categories covered by the different ecolabel categories. Between midpoint and endpoint categories only: solid arrows quantitative data, dashed arrows uncertain or qualitative data. The number and direction of the arrows linking the midpoint and endpoint categories are based on the work of Jolliet et al. (2004).

According to the literature, the most common midpoint categories for wood products are: human toxicity (HT), photochemical oxidation, climate change (CC), acidification, eutrophication, ecotoxicity, abiotic resource depletion, biotic resource depletion (BR), and land-use impacts (LU). Their related damage categories are human health (HH), natural environment (NE), natural resources (NR), and the man-made environment (MM).

The IA category that concerns indoor air quality in buildings is related to only one midpoint and endpoint category, respectively, HT and HH. The aim of these ecolabels is to promote a healthier indoor environment in buildings such as schools, offices, etc. Hence they show very limited, although valuable, environment impact assessment value.

The FO category intends to prevent CC, BR, and LU. Ecolabels help the prevention on CC by a sustainable management of forests and thus avoiding deforestation, land degradation, and release of large quantities of carbon dioxide, the main gas involved in global warming. Sustainable management of forests also enables to prevent BR. The impacts of wood extraction are likely threats on ecosystems and biodiversity. Therefore, FO ecolabels cover NE, NR, and MM endpoints. Although still somehow limited in its environment impact coverage, FO ecolabels has a much broader coverage than the IA category.

The MA category covers a broader range of midpoint categories. HT is considered through required level of formaldehyde and other VOC emissions and also through the avoidance of hazardous chemicals that can be carcinogenic, mutagenic, and toxic to human beings (e.g., heavy metals, halogenated flame retardant, arsenic, cadmium, etc.). The majority of MA ecolabels takes into consideration sustainable forestry, thus FO ecolabels. As a result, MA ecolabels cover the same midpoint categories as FO ecolabels, namely CC, BR, and LU. On further examination, some MA programs cover other specific categories. Some impose quantitative levels on the global life cycle product specific energy or energy consumption. Some require information on greenhouse gas emissions or more specifically on CO₂ emissions throughout the product's life cycle. This leads to a full coverage of the endpoint categories (HH, NR, NE, and MM).

Considering LC ecolabels, the majority of programs include the whole LCA process in their structure. By doing a LCA, all selected midpoint and endpoint categories are should be covered. However, they are rating based and the LCA process is not always required, that is the case of Cradle2Cradle and Level.

3.5.2.3. Discussion of life cycle thinking analysis

This second step in our analysis reveals how the studied ecolabels integrate LCT. It can be said that FO and IA ecolabels cover only one stage of wood products life cycle, extraction of raw material and utilization, respectively. In the case of the FO category, the first stage of a wood product life cycle covers multiple environmental impacts (land-use impacts, biotic resources depletion, and climate change). For the IA category, indoor air quality is only related to the human toxicity impact; hence, only one environmental impact is covered. MA ecolabels may cover every life cycle stages of a wood product but there are

differences among the programs. In general, MA ecolabels target the same environmental impacts as FO and IA categories along with ecotoxicity. The coverage of the MA category is hence highly variable and it does not guarantee full coverage of environmental impact assessment. Finally, LC ecolabels have the maximum coverage of environmental impacts since they include or recommend in their procedure the explicit use of the LCA tool.

3.5.3. Literature review on environmental performance and benefits of ecolabelling programs

In most cases, the literature on ecolabelling programs compares and assesses the programs or instruments framework and criteria. In many reports, it is said that the complexity involved with such tools is partly responsible for the lack of information about results and feedbacks (Fullana et al. 2008).

According to the literature, multi-attribute ecolabels (MA category) was found to be a better approach than single attribute ecolabels (IA and FO categories) even if they are both not accurately representing overall environmental performance of a product (ANSI 2009; Grisel and Osset 2008).

In his paper on carbon footprint ecolabel, which is both single-attribute and single-indicator type, Schmidt (2009) expresses that a variety of LCA indicators are necessary for describing the environmental impacts of the product. Therefore, simplifying a complex reality into only one indicator, in his paper Global warming potential, essential information may be left out which might lead to completely wrong conclusions. In addition, Weidema et al. (2008) report that focusing on a single indicator alone is a crude approach. It may give a misleading picture of the impacts in certain cases as opposed to the multiple-indicator approach in LCA. Weidema et al. (2008) give as an example the case of biofuels that may be seen as ecofriendly when looking at their low carbon footprint. Biofuels have nonetheless negative land-use impacts because of pressure put on rainforests and other rich habitats. Thus, it appears that single indicator and single-attribute ecolabels, like the IA category, is not the right approach to judge the product ecofriendliness. Besides, concerning coverage of life cycle stages, Schmidt (2009) considers that all life cycle stages of a product system have to be taken into account and modeled. The author estimates that this is the only way for tailored handling and impact reduction measures to be taken. Actually, the FO

category only covers the first life cycle stage, but covers three indicators (CC, LU, and BR); the IA category covers the usage stage of the life cycle and only one indicator (HT). From what has been said, the FO and IA ecolabels may not be the way to go to obtain overall low environmental impact wood products.

Despite many reservations on the use of single-attribute and single-indicator ecolabels, they still have their usefulness to resolve specific environmental issues (ANSI 2009). Then obviously, using one environmental indicator is still better than using none at all (Weidema et al. 2008).

LCA seems to be the most suitable approach to assess all environmental impacts of a product as an ecolabelling support tool, but this is also the most difficult and fastidious tool (CIRAIG 2005). Compared to a single-attribute ecolabel, the LCA tool appears to facilitate the overall environmental optimization of product systems (Schmidt 2009). From this perspective, LCA-based ecolabels appear to be better than MA ecolabels but they tend to be harder to implement. Moreover, a shortage that should be mentioned about the LCA is the integration of human indoor air pollutant exposure. In their paper, Hellweg et al. (2009) bring the fact that health effects from indoor pollutant emissions and exposure are often neglected in LCA, which can in turn have a negative impact on the optimized product. This implies that LC ecolabels may be coupled with IA ecolabels to fill the gap.

The topic of FO ecolabels appears to be fairly controversial in the literature, while the various FO ecolabels are often competing in the same jurisdictions on different territories (Cashore et al. 2005; Roberge et al. 2010). Other comparative studies have demonstrated many variations among the main FO studied schemes, as much as the number and nature of the requirements (quantitative criteria, the use of modal verbs like shall or will, etc.) or their position towards existing government policies (reinforcement, status quo...) (Mcdermott et al. 2008; Ozinga and Krul 2004; Tikina et al. 2012; Wingate and McFarlane 2005). Gulbrandsen (2004) explores five dimensions of forest certification such as inclusion of a broad range of stakeholders, strength of environmental and social standards, quality of auditing, producer participation, and market penetration. He explains that even though FSC, PEFC, SFI, and CSA were formally private and voluntary nonprofit organizations, they were controlled or owned by different interests. For example, while ecological, economic,

and social interests have an equal say in the FSC, all the competitors that are SFI, CSA, PEFC are setup by the forest industry for the forest industry. Although the participation and powers of ecological and social interest varies among SFI, CSA, and PEFC, they are all industry dominated; CSA and PEFC being more opened to greater stakeholder participation. On the strength of standards, Gulbrandsen (2004) remarks that many industry dominated schemes have responded to FSC competition and criticism by changing upward and FSC have become more flexible for the need of business but being still a more stringent environmental and social standards than the others. In addition, the quality of audits and also the stringency and rigor of a scheme standard are what promote progress towards sustainable forestry practices. According to Gulbrandsen (2004) the level of participation in a certification scheme influences in a way forestry practices. As for example, the large number of certified monocultures plantations, the little trouble to sell uncertified or even illegally sourced timber and the fact that only small volumes of certified wood originating from natural-grown forests in developing countries enter international trade, make it not simple to halt the rate of deforestation, forest degradation, and loss of biodiversity; another example presented by the author is the fact that the FSC is considered costly, rigorous, intrusive and lacking of legitimacy, motivated forest industries and forest owners to setup schemes that pay less attention to environmental and social criteria for sustainable forestry, and more to economic criteria. Finally, concerning market penetration, Gulbrandsen (2004) comments that the greater the market support for a certification scheme, the greater its chances of influencing forestry practices in the direction envisaged by the scheme. Finally, unless markets are prepared to pay a significant premium for strong ecolabels, producers will, not surprisingly, tend to prefer labels under schemes with weaker and more flexible standards (Gulbrandsen 2004). To finish, it is important to mention that only 9 % of forestry worldwide is certified under voluntary certification systems and that a little 1 % concerns developing countries, where obviously the need for SFM is far greater than in developed countries (Gulbrandsen 2004; ITS Global 2011).

In general, for a given product, the ecolabel quality is dependent on the preliminary work quality itself. This means the accuracy of the environmental verification, objectivity, and precision, but also the clarity and relevance of the product environmental strategy are of importance (Grisel and Osset 2008).

To conclude on this literature insight, it has been found that single-attribute ecolabels are good tools but not representative of the overall environmental performance of a product. In that sense, MA and LC ecolabels are better, but the LC ecolabels are standing above all the categories since they have the best coverage of life cycle stages and environmental impacts because of the integration of the LCA methodology.

3.6. Discussion

It has been perceived that single-criteria approach of the FO and IA ecolabels was not suitable to express overall environmental performance, and further in the study, it has been confirmed that a relevant assessment of environmental performance of a product should not be based on only few impact indicators and/or life cycle stages. Strong convergence was observed along the idea that the holistic approach of the LC category was better than the fragmented approach of the MA category to support the development of environmentally friendly product. As found in the literature, considering the entire life cycle of a product is a prerequisite for successful environmental analysis. However, notwithstanding the observations made through the analysis, LC ecolabels appear to be more difficult to implement due to the necessities and complexities of the LCA methodology and the deep implications related to such certification programs. As a final comment, in EPDs context, LCA is used to provide quantitative product environmental impact, it makes ISO type III environmental declarations even more relevant than ISO type I LC ecolabels. LCA is not systematic in LC ecolabelling programs (Table 3.1), some require a LCA process and some do not.

3.6.1. Implications for nonresidential buildings

In many sustainable building programs worldwide (LEED, CASBEE, HQE, BREEAM, etc.), certified wood is one of the features in certification criteria (Certiv ea and CSTB 2011; JaGBC and JSBC 2008; BRE Global Ltd 2010; USGBC 2009). This particular need for certified wood products in such projects can be fulfilled with ecolabels from the FO category.

In addition, a healthy indoor environment is a feature of utmost importance in buildings, especially for institutional buildings, since children are more sensitive to indoor sources of VOCs. North American green building programs (LEED, GreenGlobes, or Collaborative High Performance Schools) usually refer to or recognize the use of IA ecolabels when choosing interior wood products. In sustainable building programs from the European Union and Japan, IA ecolabels are not considered since these issues are dealt through regulations. However, when the need for low-emitting wood products is expressed, MA-ecolabelled products are chosen because they have already been tested for limited VOCs emissions during the certification process. This approach allows to simultaneously meet low VOC indoor environment and low environmental impact.

In contrast to the findings, ecolabels from the FO and IA categories are the most often found in green construction. As mentioned in the literature, they both respond to specific environmental issues like the indoor air pollution and unsustainable management of wood and there is demand for this kind of specific response. Nonetheless, although single attribute ecolabels might be useful, they are not the right answers where overall environmental performance is to be assessed. As an example, an IA-ecolabelled wood product can have a low VOCs emission and being made from wood that comes from unsustainable forestry practices.

The integration of MA-ecolabelled wood products in green buildings is good step further since they are used mostly for their low-emitting properties. Actually, HQE and CASBEE require the use of their respective MA ecolabel, NF Environnement, and EcoMark, to fulfill the need for low-emitting building materials (Certivéa and CSTB 2011; JaGBC and JSBC 2008).

LC ecolabels are better vehicles for closer-to-reality environmental performance; hence LC-ecolabelled wood products should contribute in a higher level of sustainability of nonresidential buildings. Considering the fact that minimizing indoor air pollutant, such as VOCs including formaldehyde, in the product is not in the basic requirements of LC ecolabels (cf. table 3.1), IA ecolabels could be proposed to partly complete this weakness if not already applied. The low establishment of LC-ecolabelled products, not only in green building programs but also in the range of green products, is probably related to the

complexity of such certification process since it requires complex and tedious data gathering, compared to the three others categories of ecolabels. Another reason for this low interest in such environmental labels may be the rise of recommendation for EPD from international organization, which is expected to provide a step further toward harmonization of environmental properties of products, and that is more specifically based on rigorous and comparable methodology across products, with a higher degree of transparency.

For certified appearance wood products to have a greater impact in sustainable construction in general, building certification programs should increase their efforts to recognize such product ecolabels. FO and IA ecolabels are already integrated at different scale, respectively: FO-ecolabelled wood products are widely demanded but IA-ecolabelled products are more specific to North America, especially the US (except California State) since indoor air quality regulations are lacking compared to the California state, the EU, and Japan. More environmentally efficient ecolabels such as MA and LC ecolabels are not well represented and integrated in green building programs, despite the fact that they can contribute in a non-negligible manner to the overall sustainability of a building. The concept of materials selection to minimize environment impact should not be restricted to the building structure. In fact, materials used in the envelope as well as in interior and exterior cladding also have their environmental impacts and contribute to the overall environmental burden of the building in the environment. This is even more true as the inside environment is more often replaced.

3.6.2. Implications for specifiers and nonresidential building Owners

Somehow it happens that building professionals like architects, designers, or specifiers are reluctant toward the utilization of wood products due to a lack of knowledge about the material. However, it is agreed globally that wood gives a unique feeling when employed in construction as an exterior or interior product. Moreover, as it has been said in section 3.3.3, wood exhibits good environmental features and is becoming the material of choice in this era of environmental consciousness. Similarly, environmental certification of appearance wood products combined with the inherent properties of wood should increase their utilization in sustainable building projects.

Then, to be successful products in the era of green consumerism, certified appearance wood products should demonstrate clear environmental benefits with equal performances to avoid confusion or even ignorance among consumer, regarding the array of product quality offered throughout the market (Thompson et al. 2010; Akerlof 1970). This ties up with what observed Robichaud (2010) in his study: professionals such as architects seemed to seek information that was not necessarily available to help them choose wood products that they consider more environmentally friendly over other conventional materials that have already owned their place in the nonresidential sector. Alongside, the abundance of ecolabels, environmental claims and possibilities of green washing make them more reserved (Robichaud 2010).

Moreover in type I certification process, every successful products get the same mark. Aside from the fact that most building professionals are aware of the ecolabel signification, it does not provide much information for comparison between products. In that sense, EPDs could be an answer, allowing them to compare products with a quantitative knowledge of their environmental impacts, which in the long run could lead to a stronger awareness, thus fulfilling the need for ecofriendly products among the public audience. EPDs may also permit an easier integration of certified appearance wood products in sustainable building projects. Nevertheless, the use of complex methodologies that are not harmonized, and heavy data acquisition requirements are limitations that will have to be overcome in the future to provide better environmental impact information to the customers such as specifiers in nonresidential project or nonresidential building owners. In summary, providing to specifiers or architects a better communication and more information about certified appearance wood products may lead to an increase of specification for this type of product in nonresidential projects and more importantly in green nonresidential projects. Nevertheless, this dynamic depends also on the environmental strategy and policy applied by the client that in turn affects the choices made by a specifier, architect, or designer.

3.7. Conclusions

The aim of this paper was to describe existing ISO type I ecolabels applicable to appearance wood products and to evaluate them according to their relevance toward reducing the environmental footprint of the nonresidential building sector.

By a primary approach with the analysis of ecolabels content, it was possible to identify major environmental issues such as sustainable forest management and low volatile organic compound emissions that are the main purposes of the Forest product oriented and Indoor Air quality category, respectively. The Multi-Attributes and Life Cycle oriented categories assess the product over its entire life cycle but major differences exist among them. The multiattributes category has a fragmented approach (criteria for each life cycle stage) while the life cycle oriented category has a holistic approach aiming at evaluating all aspects of environmental impact over the whole life cycle of products. Besides, it can be said that ecolabel development tends to lag behind the quick evolution of science. An example of this is the lack of full recognition of the carbon benefits of wood as a building material that, since the latest IPCC report in 2007, has been strongly established, but is broadly lacking recognition in most ecolabels, except those that are starting to include the calculation of greenhouse gas emissions from the product manufacture.

By assessing the selected categories against a life cycle thinking approach, it was found that single attribute ecolabels such as the forest products oriented and indoor air quality categories are limited to very limited, respectively, in respect to their environmental impact assessment. Multi- Attributes ecolabels however, have a broader coverage of the environmental impacts of appearance wood products. The LC-oriented category is the one with the best coverage of environmental impacts. Despite their low coverage of environmental impacts, single-attribute ecolabels can still be considered useful and important, as a tool to solve specific environment problems, such as deforestation, land degradation, or unhealthy indoor environment.

By reviewing the literature on ecolabels and their environmental relevance, LC-oriented ecolabels were observed to be better than indoor air quality, forest products oriented and multi-attributes categories because of their broader spectrum of environment impact

coverage over the whole life cycle of products. Many authors agree on the fact that the use of the LCA tool results in more effective and on appropriate environmental improvement of products. Finally LCA, to assess environmental burden of products, is becoming more widespread and tends to impose itself for ecolabel legitimacy. Among potential issue of ecolabels not using the LCA methodology is the lack of quantifiable data establishing a link between environmental criteria and the real environmental impacts of the product. It is interesting to see that the literature review brought a non-negligible support to our conceptual framework.

From the grounded theory, methodology has emerged the observation that the life cycle-oriented category of ecolabels to be more representative of the actual environmental performance of appearance wood products. However, life cycle-oriented ecolabels are hardly mentioned globally contrarily to forestry and forest products-oriented ecolabels like the FSC or PEFC. Thus, it was observed that life cycle oriented ecolabels are seldom included in sustainable building programs while FSC is the first required criteria for wood products. The lack of information or education about wood and available ecolabels for wood products and their signification seems to be responsible for this situation.

One limitation of LCA-based category, belonging to ISO type I description, is the lack of differentiation between products bearing the same ecolabels. This can be overcome by ISO type III environmental product declarations, which can be assimilated to nutrition labels. These allow the quantitative differentiation between labeled products and a better understanding of the implications related with the use of wood products compared to other materials in the nonresidential building sector.

Chapitre 4. Reducing the environmental footprint of interior wood doors in non-residential buildings– Part 1: Life Cycle Assessment

4.1. Résumé

L'intégration des aspects environnementaux dans l'activité industrielle est devenue une nécessité. En effet, les changements climatiques et la baisse de disponibilités des ressources naturelles ont été démontrés scientifiquement et ne peuvent plus être négligés. L'analyse du cycle de vie est reconnue comme étant un outil efficace pour établir le profil environnemental d'un produit et peut aussi être utile aux compagnies qui désirent connaître leur part d'impacts environnementaux. Baisser la trace environnementale d'un bâtiment nécessite, entre autres choses, un choix des matériaux adapté et pertinent autant au niveau de la structure que de l'habillage. On peut par exemple penser à sélectionner des matériaux ayant un impact environnemental faible du berceau à la tombe. Les portes en bois architecturales sont des produits en bois très spécifiés en construction non-résidentielle en Amérique du Nord. Néanmoins, une seule analyse de cycle de vie des portes en bois a été à ce jour. Cette étude propose de faire l'analyse environnementale du berceau à la tombe d'une porte intérieure en bois dans un contexte nord-américain. Les résultats obtenus montrent que le principal contributeur à l'impact environnemental total de la porte est l'étape des matières premières et particulièrement la production du panneau de particules. Les autres étapes du cycle de vie qui ont un impact non négligeable sont le transport au site et la fin de vie. De manière générale, il a été observé que le transport affecte la trace environnementale du système. *A posteriori*, les résultats de cette étude pourraient servir de base à une réflexion dans une démarche d'écoconception.

4.2. Abstract

Integrating environmental aspects into industrial practices has become a necessity. In fact, climate change and resource depletion have been established scientifically and can no more be neglected. Life Cycle Assessment is acknowledged to be an efficient tool to establish a product environmental profile and can be useful to businesses wishing to analyze their environmental record. Decreasing a building environmental footprint implies, among other considerations, a proper choice of building materials, both structural and architectural. A good avenue would be to select low environmental impact materials from *cradle-to-grave*. Architectural wooden doors are often specified in non-residential buildings in North America. However, only one Life Cycle Assessment has been carried out on wooden doors. This study explores the *cradle-to-grave* environmental profile of an interior wood door in the North American context. According to the results, the main contributor to the product impacts is the acquisition and production of raw materials, especially the particleboard component. The other life cycle stages that have a noticeable influence on the door environmental impacts are shipping and end-of-life. Transportation as a whole affected the system total environmental score. The current results could serve as a basis for ecodesign implementation.

4.3. Introduction

4.3.1. Building ecological footprint

The building sector has a large environmental impact when looking at carbon dioxide emissions, energy consumption and material extraction. According to Bribián et al. (2011) building construction and civil works use 60% of the raw material extracted from the lithosphere and the building sector represents 24% of these global extractions. Moreover, Esin (2007) argues that the impact incurred during the production process of building materials has an important role because of building materials life cycle. Furthermore, among all the main carbon dioxide emitting activities, the building sector is one where practice improvement may have significant environment impact reduction (Levine et al.

2007; Barker et al. 2007). This highlights the need for environmentally friendly materials in the building sector.

4.3.2. Non-residential utilization of appearance wood products in Quebec

The Québec government, in its 2009 budget, has decided to promote the use of wood in non-residential buildings (Bécharde 2008). In buildings, wood utilization is usually related to structural materials and systems. However, a broad range of wood building materials is employed during finishing processes, wood floor covering, wall paneling, ceiling tile, siding, decorative wall paneling, moulding can be listed. Those products have an aesthetical function and they are often used in large volumes. They also show high added value and represent an application of choice for wood products.

A study have been published on the development of wood use in non-residential constructions among building professionals in the province of Quebec, Canada (Drouin et al. 2012). From this research, it has been possible to identify the most specified appearance wood products during building design. Wooden doors appear to be at the top of architects' specification in most recent buildings with a 66% rate. The least specified appearance wood products would be wooden windows with 23% of recent non-residential constructions. The study shows also that wooden doors are also more likely than other appearance wood products to be specified in the Canadian National Building Code (CNBC) class B2 buildings for care and detention (physical and cognitive limitations) and commercial buildings (NBC class E). Finally, it has been demonstrated that the use of appearance wood products, like millwork, cabinetry, floor covering, exterior and interior siding vary in an inversely proportional manner to the built area. On the contrary, products such as windows, doors and stairs are specified independently from the designed building area; the biggest constraint for interior wood products in large construction being the maintenance.

4.3.3. Environmental studies on wooden doors

As far as doors are concerned, only one scientific paper, about doors life cycle assessment (LCA), has been published. Knight et al. (2005) made a comparative LCA of two types of doors, a steel door and a wooden door. However, they made a partial LCA that only includes the cradle-to-gate impacts. Besides, in their report, O'Connor et al. (2009) analyze

also the former paper and express that even with a full cradle-to-gate LCA, the conclusions of the Knight et al. study may not be changed because of the major difference of magnitude in their respective environmental performance for both types of doors. The steel door creates 40 times more waste, causes 27 times more greenhouse gas emission and its raw materials acquisition and manufacture consume 22 times more energy. The results also indicate that more air and water pollution are related to steel doors. Nonetheless, the results of Knight et al. cannot be comparable directly with this study. In fact, the study covers only a cradle-to-gate perspective, while our study is a cradle-to-grave LCA. Moreover, the Life Cycle Impact Assessment methodology used is different.

4.3.4. Design for environment

Ecodesign, also known as Design for Environment (DfE), can be defined as the integration of environmental concerns into product design. The environmental aspects are given the same status as functionality, durability, costs, time-to-market, aesthetics, ergonomics and quality (Pigosso et al. 2010). Ecodesign can be seen as a strategic design activity established to conceive and develop sustainable solutions, and also, as a proactive management approach that directs product development towards environmental impact reductions throughout its life cycle, without compromising other functionalities. It has been largely adopted over the past few years, as the concept of sustainable development grew on.

DfE implementation consists in three consecutive phases. Firstly, a target must be defined and possible alternatives are identified. Secondly, a significant amount of environmental data must be collected, analyzed and interpreted. And finally, results must be translated into tools, which go from simple guidelines and design procedures to more sophisticated software systems (Guidice et al. 2006).

Many tools are available to help throughout the process of environmental profiling. Life Cycle Assessment (LCA) can be cited among them. Using LCA, the environmental profile of a product can be established. It then becomes possible to identify the environmental impacts associated with the entire product life cycle. It is also easy to consider that the comparison between different scenarios could help in designing an environmentally friendly product. This study was conducted following this perspective.

4.3.5. Research aim and scope

The main objective of this research is to establish the environmental profile by the use of LCA from the cradle to the grave of an interior wooden door used in non-residential buildings. This study aims as well at expanding the current knowledge on environmental impact of appearance wood products. The obtained results should enable to target the main sources of environmental footprint in the product life cycle and establish knowledge for building professionals such as architects, interior designers engineers.

4.4. LCA Methodology

The current research has been carried out following recommendations of the ISO 14040 series (ISO 2006b, c) for every step of the analysis. This LCA study has been modeled using the SimaPro 7.3.3 software. This tool was chosen because of its broad acceptance in the international LCA community and its availability in the research center.

4.4.1. Product system description

The product under study is an interior wooden door used in non-residential construction. The system is based on a standard product made by a commercial and architectural wooden doors manufacturer from the province of Quebec, in Canada. The door is made of three major sub-assemblies: two faces and a core. The main components of the faces are hardwood veneer and fiberboard. The core is composed of structural composite lumber, hardwood and particleboard. The adhesive used in the assembly of the door components is Polyvinyl Acetate (PVAc). Details of the product can be found in figure 4.1. The main function of this product is to close or separate open areas. Secondary functions could be seen as aesthetic or security (intrusions). The door performance ranges from standard duty up to extra heavy-duty.

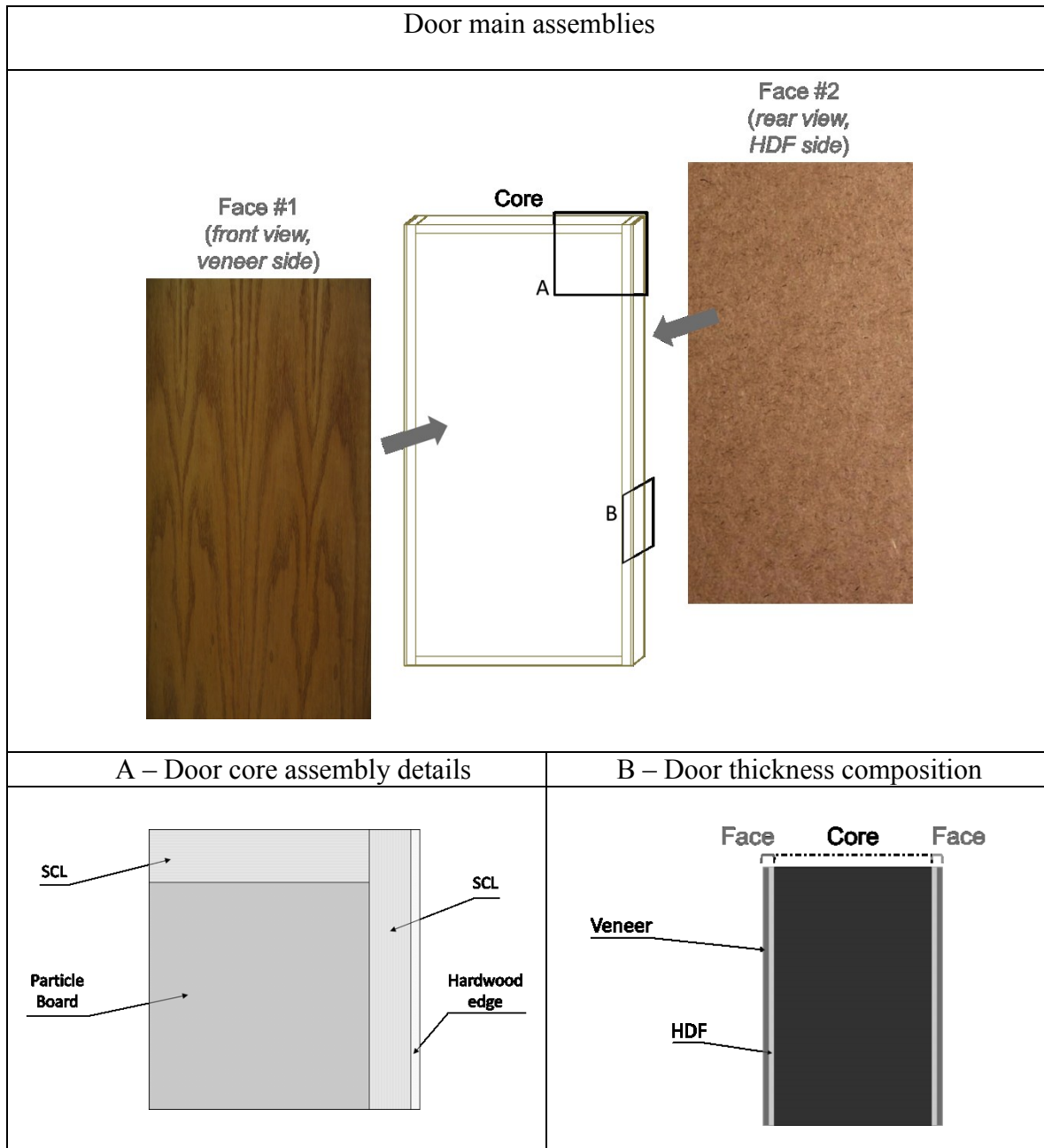


Figure 4.1 : Detailed representation of the door under study.

4.4.2. Functional Unit

The functional unit is the closure and separation of two rooms with a communicating surface of 2.1 by 0.9 meter using a standard interior wooden door with a thickness of 4.5 cm. The door is assumed to stay in the building as long as its function is needed. The manufacturer guaranties the doors for life but the faces for 40 years. The service life is assumed to be 40 years.

4.4.3. System boundaries

The entire life cycle of the product is included in the system. Meaning that, all the steps are considered from the acquisition of the raw materials to the door end-of-life. This is a cradle-to-grave LCA. Since the manufacturer includes neither the doorframe nor the fittings (door handle and hinges) for the studied product, it has been decided to exclude them from the system.

4.4.4. Allocation procedure

On the occurrence of using a co-product from a manufacturing process, it has been decided to refer to the allocation factors obtained from the life cycle inventory (LCI) study, or to allocation factors from the *Ecoinvent* database (Swiss Centre for Life Cycle Inventories 2013).

4.4.5. Data sourcing and quality

The primary data, mostly obtained from the manufacturer, was representative of the current technologies and materials used by this company. When primary data was not available, the unit processes were selected from the *Ecoinvent* database, the most comprehensive LCI database currently available. Some unit processes, such as electricity grid mix and road transport, have been adapted to a Quebec and North-American context, since *Ecoinvent* is based on European situations that sometimes could not fit all situations.

A sensitivity analysis has been performed on multiple data assumptions to assess the validity of the results. Hence, parameters for transportation have been analyzed such as truck loading for shipping (+25% and -25% of actual load) and distances for all life cycle stages (+25% and -25% of actual distances). The effect of the electricity grid mix for the door production has been tested by considering a US electrical grid mix instead of that of the province of Quebec. Allocation rules from *Ecoinvent v2.2* for roundwood have been also analyzed. A decrease of -5% and -10% of allocations to roundwood (hardwood and softwood) has been tested.

4.4.6. Life Cycle Inventory (LCI)

The purpose of a life cycle inventory is to quantify materials, substances and energy flows that go through the system in accordance with the functional unit and boundaries. An LCI requires a considerable amount of research. Luckily, LCI databases have been developed and continuously improved worldwide to help in the process. The *Ecoinvent* database, which has been developed by a Swiss initiative in an effort of data centralization, has been selected as a reference in this study (Swiss Centre for Life Cycle Inventories 2013). In fact, this database is recognized as the most comprehensive database available at an international level.

All the unit processes selected in this database were cradle-to-gate processes. All upstream processes are linked in current unit processes, covering the cradle-to-gate boundaries of the system. Table 4.1 presents the data gathered for the product LCI.

Table 4.1: Description of input data for the interior wooden door LCI.

Life cycle stage	Assembly	Component	References
Raw materials	Face	Hardwood veneer	CORRIM report (Bergman and Bowe 2011)
		High Density Fiberboard (HDF)	Ecoinvent v2.2
		PVAc glue	Ecoinvent v2.2
	Core	Structural Composite Lumber (SCL)	Ecoinvent v2.2 modified process
		Particleboard (PB)	Ecoinvent v2.2
		Edges in hardwood	Ecoinvent v2.2
		PVAc glue	Ecoinvent v2.2
	Door	PVAc glue	Ecoinvent v2.2
		UV finishing	Created processes from technical data and ecoinvent report “LCI of Chemicals”(Althaus et al. 2007)
	Manufacturing		Electricity: Québec grid mix / North America
Packaging	Individual packaging	PE film	Ecoinvent v2.2
		Electricity: Québec grid mix / North America	Developed processes from CIRAIG based on ecoinvent v2.2
	Final packaging	Wrap film	Ecoinvent v2.2 modified process
		Pallet	Ecoinvent v2.2
		Electricity: Québec grid mix / North America	Developed processes from CIRAIG based on ecoinvent v2.2
Usage	Packaging disposal	Landfill	Ecoinvent v2.2
End-of-life	Disposal	Landfill	Ecoinvent v2.2
Transportation		Truck	Developed processes from CIRAIG for North American 53ft. truck
		Freight	Ecoinvent v2.2

4.4.6.1. *Raw materials acquisition and transformation*

The input data for the first life cycle stage of the studied system was mainly gathered in the manufacture plant (Quebec, Canada). It was gathered during several visits to the plant. The collected data is about quantities, dimensions, and provenance of components presented in the third column of table 4.1.

For modeling the raw materials stage, processes found in the *Ecoinvent 2.2* database have been used. The processes used in SimaPro to model the different components were based on original *Ecoinvent* unit processes, adapted to take into account the local electricity grid mix, product composition and transportation specificities. When the unit process did not exist, as it has been the case for UV coatings, or the hardwood veneer, Life Cycle Inventories (LCIs) and scientific literature have been used.

For UV finishing, LCIs with detailed information did not exist, so we had the choice between the Unit process « Organic chemicals, at plant » that is a really rough estimation or using the composition given by the Material Safety Data Sheet (MSDS). It has been chosen to use the chemical composition presented in the safety list. Most of the chemicals were not present in the database but the majority of reactant used to produce the chemicals was available. The main chemicals present in the list have been modeled using the online *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry* (Adam et al. 2005; Penzel 2000) and the *Life Cycle Inventories of Chemicals* report from *Ecoinvent*(Althaus et al. 2007). The different PVAc glues have been modeled using the “Vinyl Acetate, at plant” ecoinvent unit process as an approximation (Werner et al. 2007).

The hardwood veneer in the study has been modeled using the LCI report of the Consortium for Research on Renewable Industrial Materials (CORRIM) on the *Manufacturing of prefinished engineered wood flooring in the Eastern US* (Bergman and Bowe 2011). Data quality and representativeness respect the ISO 14044 standard since the manufacturing practices in Eastern United States are similar to Quebec manufacturing practices and the technology presented is less than 5 years old. SCL door parts have been identified as OSB manufacturing process from the database, since the panel manufacturing technology is similar. The adhesives used for the board bonding have been changed to fit

the reality of the SCL technology. Manufacturing data for the particleboard, HDF and edges made of hardwood have been selected as is from the *Ecoinvent 2.2* database.

The Québec electricity mix used was developed by the *Interuniversity Research Center for the Life Cycle of Products, Processes and Services* (CIRAIG, www.ciraig.org) in Montreal, Canada. When the products were manufactured in the Province of Quebec, the Québec grid mix was used. Otherwise, the model was set to transformed European based electricity profile into North American electricity profile to better suit the geographical LCA context.

4.4.6.2. *Production*

The manufacturing of secondary wood products does not require a high amount of energy and materials. In fact, the basic steps of door manufacturing are mostly the assembly of door components, machining and packaging. The inputs and outputs of a door assembly are respectively electricity for the machinery (glue applicators, presses, trimming, sanding), PVAc leakage, dust and VOCs emission from glues.

The electricity grid mix used for the production stage is Quebec specific. The electricity mix is for the most part of hydroelectricity. The electrical consumption has been determined by the use of an ammeter. The measured data have then been calculated to fit the functional unit.

The amount of dust has been calculated regarding the volume of wood products that was removed during machining. The emissions of VOCs for the different PVAc glues have been determined using data provided by the glue manufacturer.

4.4.6.3. *Packaging and Shipping*

The door undergoes two types of packaging before being shipped. The first is to protect the door with an individual film. The second is to prepare pallets for shipping, where 20 doors are gathered and wrapped with stretch films. Transportation of packaging materials to the manufacturing plant, naming polyethylene films, stretch-films and pallets was considered. Pallets are only used one time for shipping and then discarded.

The delivery of the product to the building site is done by road transport with a 53ft truck. To have a better approximation of distances, the main market location has been selected

according to sales rate of the company for the studied product. The main location of delivery is the greater Toronto area (Ontario, Canada).

4.4.6.4. Usage

The use of interior doors, in general, does not require energy or cleaning products. Even if it happens that doors are cleaned up, it might hardly happen more than a few times a year. However, since the use of a new door implies the removal of all packaging, their disposal has been considered in this stage. The transportation, to a landfill site, of plastics and pallet has been included in the LCA.

4.4.6.5. End-of-life

At the end of their lives, most wood products are disposed into landfills in Canada (Statistics Canada 2005). Therefore, it has been decided to consider this scenario in this study. The transportation from the building site to the landfill is considered in this stage. As mentioned in the previous section, the nearest landfill site is approximately 50km far from downtown Toronto. However, it has been decided to set the distance at 60km to represent actual routes. The behavior of specific wood products in landfill is not well documented (Ximenes et al. 2008; Wang et al. 2011). The Ecoinvent database does not include wood products in its landfill processes, only “wood untreated”. To overcome the lack of precision, different processes have been used as an approximation to the composite materials present in the boards and the door and the UV curable varnish. Emissions due to landfilling are included in the ecoinvent process.

4.4.6.6. Transportation details

Road transportation is used for the most part but there is also rail transport. The road transportation has been modeled using a unit process from the CIRAIG to approximate the road fleet in North America, since the utilization of trucks is not the same in Europe. The process simulates a 53 ft long truck that has an average truck load of 17,56 tons, 25 tons being the maximum. The rail freight modeling is based on the US diesel rail freight model from the database, since the rail transportation part takes place in the US.

4.4.7. Life Cycle Impact Assessment (LCIA)

LCIA purpose is to provide an interpretation of LCI results so as to better understand their environmental significance (ISO 2006c). Since each impact assessment methodology does not assess LCI data like any other, professionals agree on the use of two or more impact assessment methods to support the findings. In this study, IMPACT 2002+ was chosen (Humbert et al. 2005) as main methodology and the ReCiPe model with the Hierarchist (H) perspective (Goedkoop et al. 2012) as supportive methodology. The H perspective has been chosen since it is based on the most common policy principles with regards to time-frame and other issues. A brief description of their respective categories is presented in table 4.2.

Impact 2002+ combines a midpoint/endpoint (or damage) approach, linking all types of life cycle inventory results (elementary flows and other interventions) via fourteen midpoint categories and four damage categories. Some characterization factors are taken from the methodology Impact 2002 – IMPact Assessment of Chemical Toxics and others are adapted from existing methods, such as Eco-indicator 99, CML 2001, IPCC and the Cumulative Energy Demand (Humbert et al. 2005).

ReCiPe is the successor of the Eco-indicator 99 and CML-IA methods. ReCiPe 2008 implements both strategies and has eighteen midpoints and three damage categories. It comprises two sets of impact categories with associated sets of characterization factors. (Goedkoop et al. 2012)

Table 4.2 : Description of IMPACT2002+ and ReCiPe methodologies.

Impact assessment methodology	Midpoint categories	Endpoint/Damage categories
Impact 2002+	Carcinogens Non-carcinogens Respiratory organics Ionizing radiation Ozone layer depletion Respiratory organics	Human Health (DALY) ¹
	Aquatic ecotoxicity Terrestrial ecotoxicity Terrestrial acid/nutria Land occupation Aquatic acidification* Aquatic eutrophication*	Ecosystem Quality (PDF.m ² .yr) ²
	Global warming	Climate Change (kg CO ₂ eq)
	Non-renewable energy Mineral extraction	Resources (MJ primary) ³
ReCiPe	Climate Change Ozone depletion Human toxicity Photochemical oxidant formation Particulate matter formation Ionising radiation	Human Health (DALY)
	Terrestrial acidification Freshwater eutrophication Marine eutrophication Terrestrial ecotoxicity Freshwater ecotoxicity Marine ecotoxicity Agricultural land occupation Urban land occupation Natural land occupation Water depletion	Ecosystems (Species.yr) ⁴
	Metal depletion Fossil depletion	Resources (\$) ⁵

¹DALY: Disability-Adjusted loss of Life Years. This unit characterizes the disease severity, accounting for both mortality and morbidity.

²PDF.m².y: Potentially Disappeared Fraction of species over one m² during one year. This unit represents the fraction of species disappeared on 1m² of earth surface during one year.

³MJ primary: Mega Joule primary. The unit measures the amount of energy extracted or needed to extract the resource.

⁴Species.yr: The unit represents the loss of species diversity during one year.

⁵Dollars unit: The unit symbolizes the resource cost according to its availability that is assumed to increase.

*Aquatic acidification and aquatic eutrophication are not taken into account for the calculation of Ecosystem Quality damage category in the version of IMPACT 2002+included in SimaPro.

During the impact assessment step, data obtained in the software have been exported to *Excel* for a thorough analysis and its interpretation led to a rearrangement of LCIA data.

4.5. Results

Results from this LCA for the door system are discussed at a damage level for simplified data treatment and comprehension. The present section pictures the contribution of the door components to the total environmental impact of the product, using the four endpoint/damage categories of the methodology *IMPACT 2002+*. These are human health, ecosystem quality, climate change and resources. The results are also discussed at a midpoint level for a deeper understanding of the environmental impacts and are showed in the network view. This view enables to highlight where specific issues are located in the network of processes. Table 4.3 displays the equivalences between the life cycle stage names used in the results figures and the processes names that can be read in SimaPro network view. The contribution percentages displayed in the network view are sometimes superior to the ones found in their respective downstream processes. A network contains loops and one process can be used by others as well, so their contributions may show up higher. In the software, the system has been divided in 6 processes as described in table 4.3. *Door manufacturing* includes both stages of Manufacturing and Raw materials, whereas *Transportation of raw materials* is included in the Raw materials stage. However, the other stages include the same data; only their names have been adapted.

Table 4.3: Equivalences between life cycle stages and names of processes modeled in SimaPro.

Name of stages presented in graphics	Name of process modeled in SimaPro
Raw Materials	Transportation of raw materials Door manufacturing (raw materials)
Manufacturing	Door manufacturing (energy and waste flows)
Packaging	Packaging
Shipping	Transportation to site
Usage	Door packaging disposal
End-of-life	Door disposal at end-of-life

4.5.1. Damages on human health

The *Human Health* category is largely influenced by the raw materials with 69% of the total impact (Figure 4.2). The second most contributive stage is the end-of-life with 15%, followed closely by the door shipping to the building site, with 13%. Considering these results, it is obvious that the three other stages do not influence much the score of the door in this damage category. The least contribution to this damage category is attributed to the manufacturing stage.

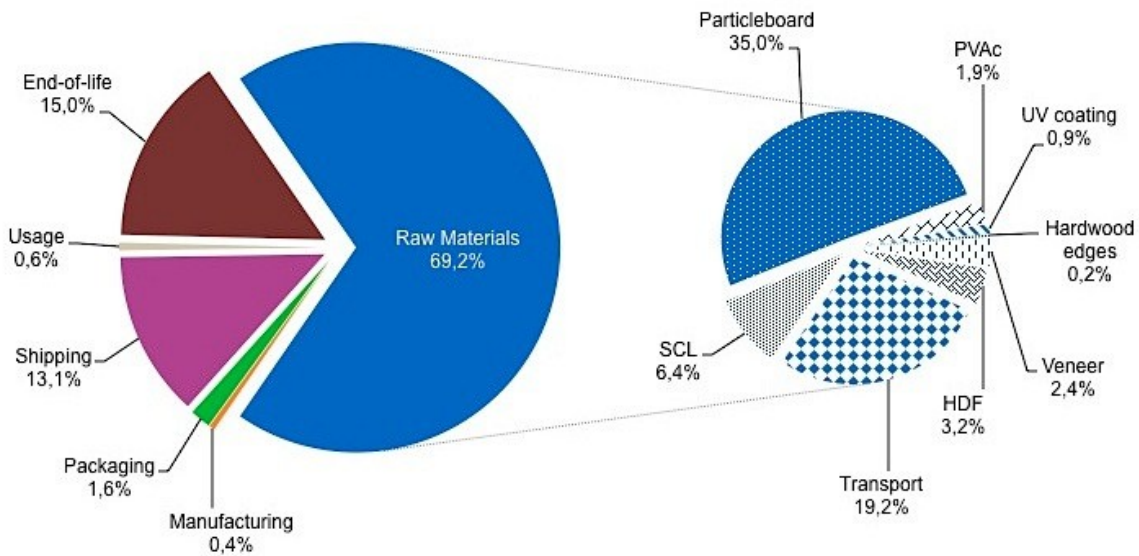


Figure 4.2: Contributions of life cycle stages to the environmental impacts of the door and details for the main contributor according to the Human Health damage category (IMPACT 2002+).

Taking a closer look at the detailed pie on the right-hand side, it is possible to see both what processes are involved and their importance in percentage. The particleboard is to be the main component of the raw materials score, representing 35% of the raw material impact. This is half of the raw material value. In second place, the transport of raw materials to the plant, with 19%, accounts for about a third of the raw material value. Referring to table 4.2 for IMPACT 2002+, the midpoint categories linked to this damage category are carcinogens, non-carcinogens, respiratory inorganics, ionizing radiation, ozone layer depletion and respiratory organics. At this level of characterization, raw materials exceed 50% of the total contributions for each category. Their single largest contribution is of 87% to non-carcinogens. Packaging has a low contribution to human health and it is reflected in

the midpoint categories, representing 2% to 5% maximum of carcinogens for example. The shipping to the building site reaches a peak in the respiratory organics category with about 13%, which is representative of road transportation. The usage phase that entails landfilling of all door packaging has no significant variation across the six midpoint categories. Finally, landfilling has a higher contribution, by order of importance, to respiratory organics, respiratory inorganics and ozone layer depletion. Those indicators are mostly related to the impacts from the road transportation of the door to the landfill site for a distance of 60km and the impacts of the emissions liquid or gaseous coming from the landfilled product.

Figure 4.3 presents the network view of our system with cradle-to-gate boundaries. The view of the processes contributions to human health has been restricted to 15% and more for a straightforward understanding but also because of space issues. From the network point of view, it becomes obvious that the particleboard has the largest contribution. It counts for more than 75% of core production impacts (42% out of 50%). The core production process in the software includes manufacturing energy and waste flows needed for core production and core raw materials (cf. table 4.1). The impacts on human health for a particleboard are half related to the production of the Urea Formaldehyde resin (UF) and less than a half related to the use of wood chips as energy in furnace. The impact of UF production is sensibly affected by the production of urea more than formaldehyde. It is also not surprising that the transportation of raw materials contributes for more than 15% in human health damage. Road transportation in general is related to airborne emissions of particulates matter and other NO_x (Insee 2012).

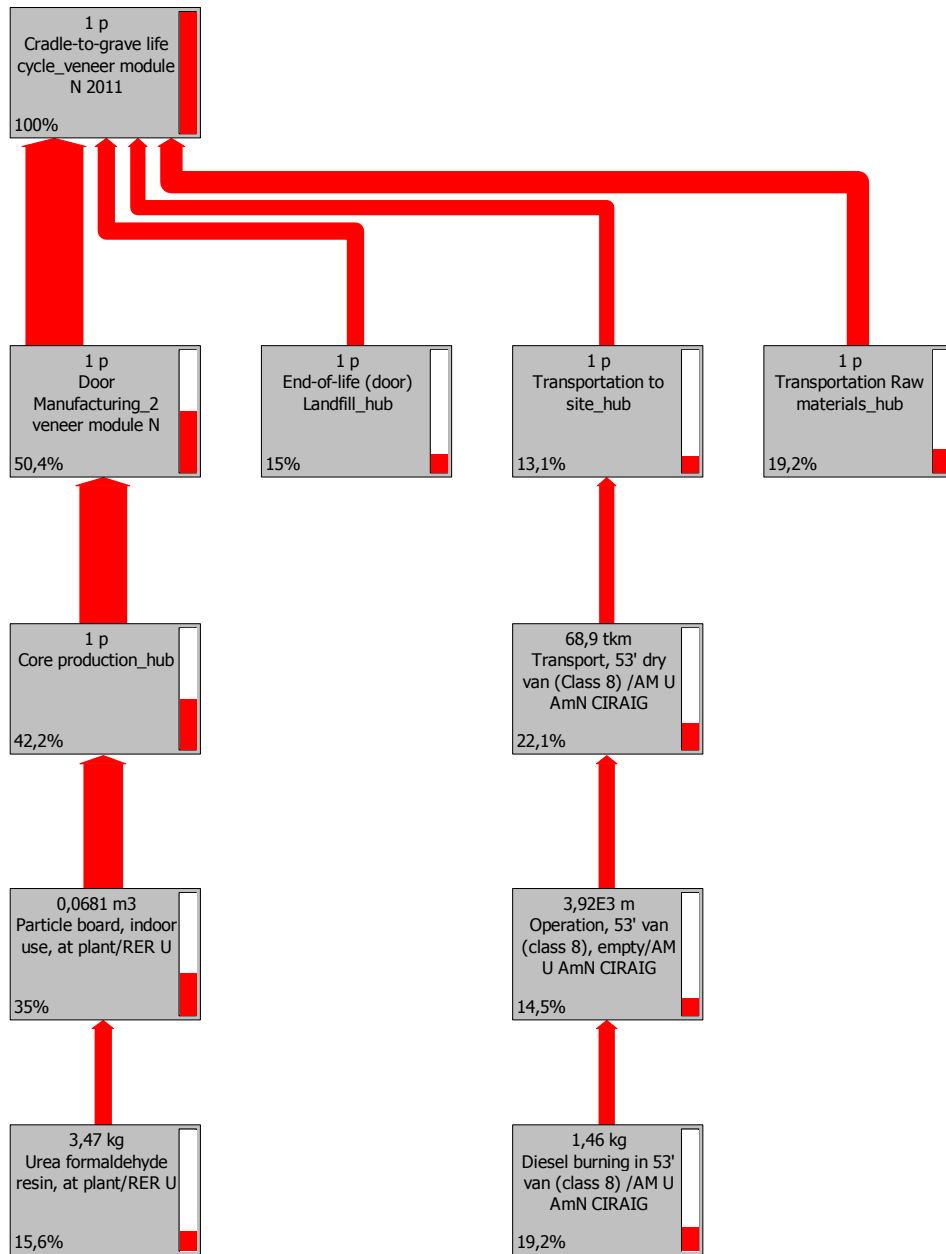


Figure 4.3: SimaPro network view of the *Human Health* damage category. Contributions cut-off set at 15%.

4.5.2. Damages on ecosystem quality

The *Ecosystem Quality* category is even more influenced by raw materials with 82% of the global score (Figure 4.4). The other stages that cannot yet be neglected are the shipping, the packaging and the door end-of-life, with 8%, 6% and 4%, respectively. Taking a closer look at the detailed pie chart for raw materials, it can be seen that the particleboard is responsible for half of the impacts of all raw materials, their transportation included with 44% out of 82%. The veneer production comes in second place for its contribution to raw materials impacts with nearly 10%. Third place is occupied by transport with a percentage of 8%. The lowest percentage is provided by the use phase.

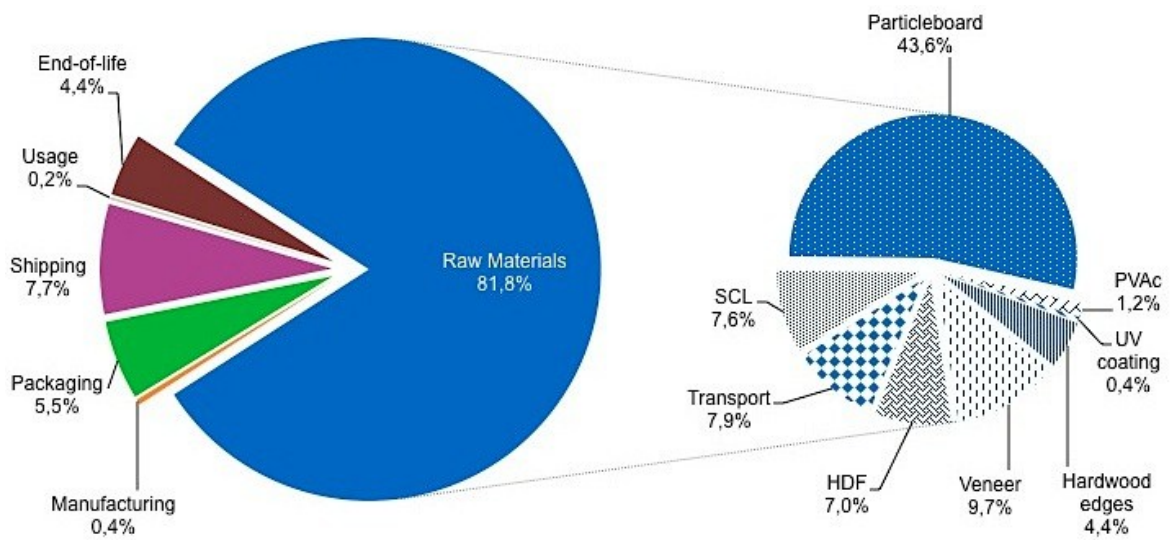


Figure 4.4: Contributions of life cycle stages to the environmental impacts of the door and details for the main contributor according to the Ecosystem Quality damage category (IMPACT 2002+).

In *IMPACT 2002+* the midpoint categories linked to this damage category are aquatic ecotoxicity, terrestrial ecotoxicity, terrestrial acidification and nitrification, and land occupation (Table 4.2). Raw materials participate once more at a maximum to these four midpoint categories. Its highest contribution in ecosystem quality related indicators is in land occupation (in m² organic arable land .yr). It can be interpreted by the fact that a lot of products based on wood are used, especially veneer and hardwood edges that need timber of larger size and not particles that are generally by-products from primary transformation industries. Similarly, the production of HDF and particleboard is half based on industrial

residue and half based on virgin fiber. Of course, the production of wood requires industrial interventions on vast areas of forested land but the characterization factors for land occupation in *IMPACT 2002+* comes from *Eco-indicator 99* that are based on a model of land-use change in Switzerland between 1850 and today. It is hard to believe that this is representative of the situation of the production of wood from current Canadian forest management. This issue deserves further investigation and researchers have been already working on the problem in order to take into account a broader set of ecosystems and ecosystem services (de Baan et al. 2013; Koellner et al. 2013). The manufacturing and usage stages have few impacts on those categories compared to the others. Packaging has a greater impact on land occupation due to the fact that this phase uses pallets made from wood. The impacts related to the shipping of the door are elevated for terrestrial acidification and nitrification, which is logical since the emissions of NO_x contribute greatly to this indicator. For that reason, the transport of raw materials possesses a significant percentage in this indicator category. The greatest impact of landfilling of the door is related to terrestrial acidification/nitrification because of the transport from the site to the landfill site.

Figure 4.5 illustrates the network view for the damage to the quality of ecosystems. From this figure it can be seen that the core production have larger impacts on ecosystem quality with 58% out of 75% considering the door manufacturing process. The particleboard once again contributes for three-quarter of the core production impacts. The use of wood chips for energy seems to have a sizeable contribution, mainly caused by their disposal at the end of life. The two processes based on industrial wood are shown even if they are below 15% because the underlying processes for hardwood and softwood are higher than 15%. This illustrates how wood products have a significant impact on ecosystem quality but again, based on an impact analysis tool developed in the Swiss context. This again, should be further evaluated with a regionalized process allowing for the modeling of the Canadian forest management and wood products production contexts. However, urea formaldehyde resin production accounts for 7%, which is a bit higher than the contribution of industrial wood. The impacts from faces production cannot yet be neglected. Their contribution is as high as 16% and is mainly caused by the veneer manufacturing at 57% and by HDF production at 41%.

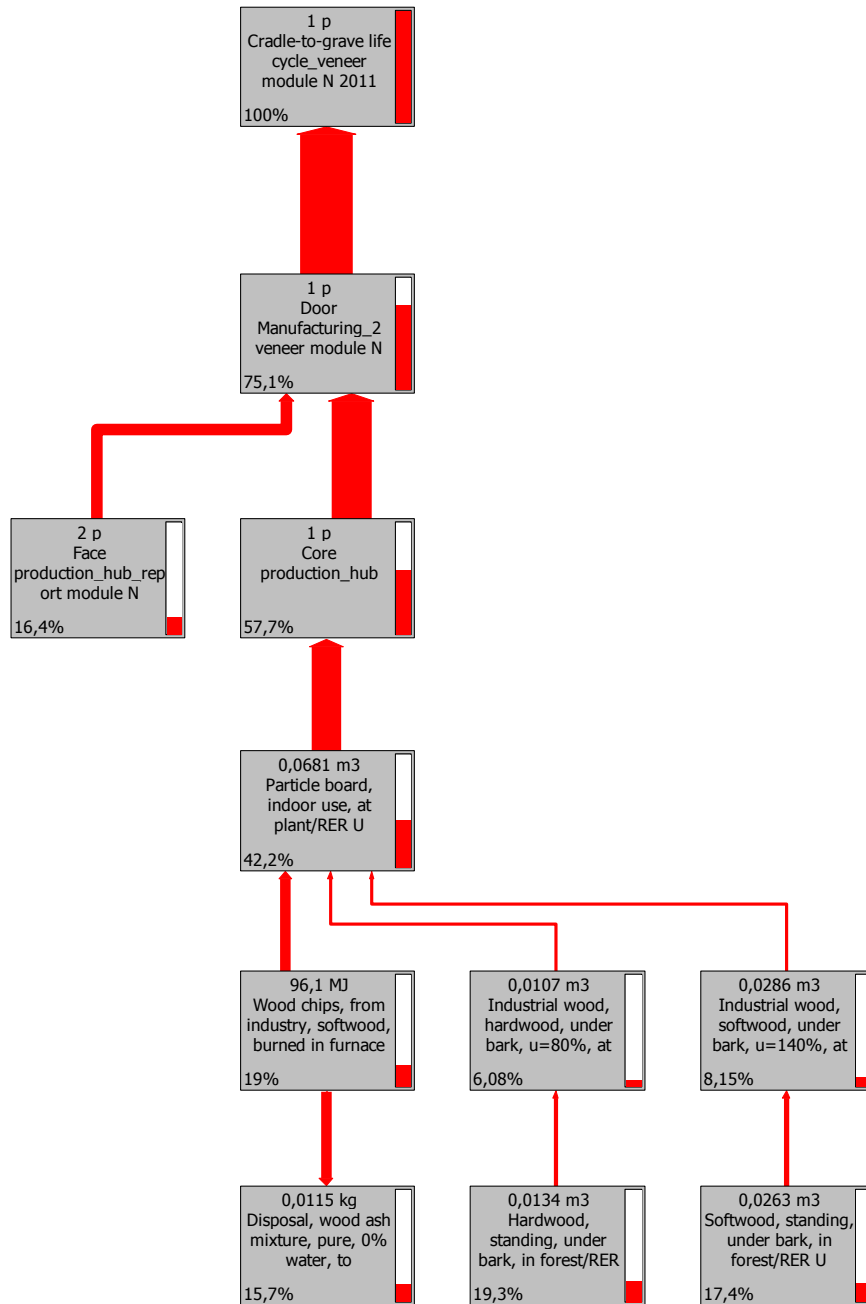


Figure 4.5: SimaPro network view of the *Ecosystem Quality* damage category. Contributions cut-off set at 15%.

4.5.3. Damages on climate change

For the *Climate Change* category, raw materials provide, as in the two previous cases, the highest input with 71% (Figure 4.6). The particleboard is responsible, once again, for half of the raw materials impacts on this damage category, with 35%, followed by transportation

and HDF manufacturing with 13% and 12% respectively. The second life cycle stage that takes a great part in climate change impacts is landfilling of the door with 16%. As concerns shipping, it is in third contribution with 11%. The manufacturing stage shows the smallest contribution.

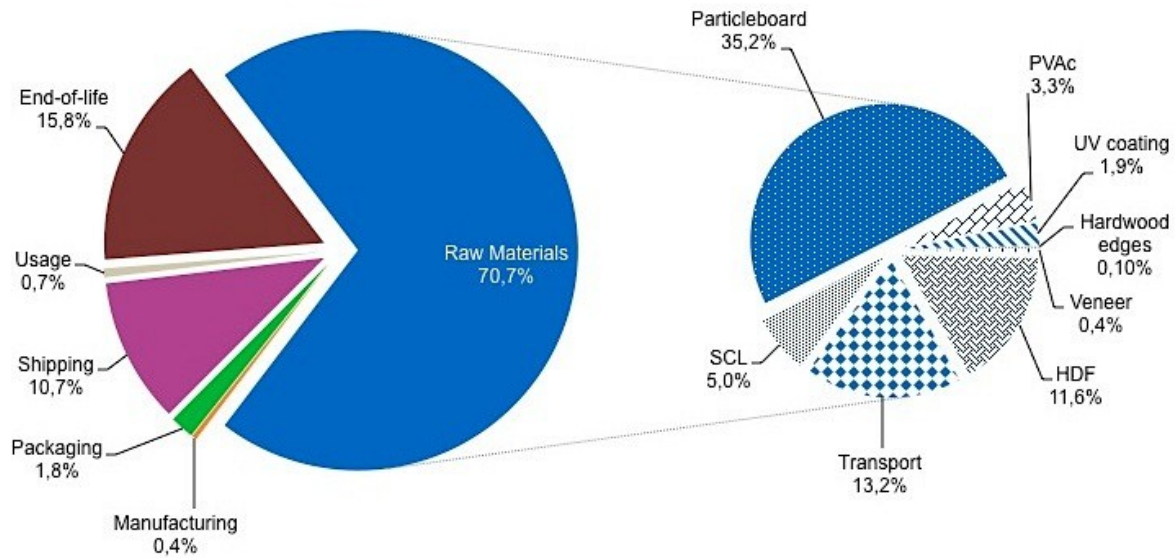


Figure 4.6: Contributions of life cycle stages to the environmental impacts of the door and details for the main contributor according to the Climate Change damage category of IMPACT 2002+.

In table 4.2 for *IMPACT 2002+*, the midpoint category linked to *Climate Change* damage is global warming expressed in kg CO₂ eq. The main substances influencing this indicator are greenhouse gases (GHG) such as CO₂, CH₄, N₂O or CO (Humbert et al. 2005). Looking at figure 4.7 enables further analysis of figure 4.6 data. The production of particleboard was accountable for half of raw materials impact; the end-of-life stage had the second highest percentage, and shipping the third place. The production of UF is involved for 70% of particleboard impacts. The production of urea is largely involved in the network and can be sourced in the carbon monoxide, methane and ammonia emissions from the production process. Their impacts may be also related to the use of natural gas in their production chains as a heat source. A part of the end-of-life process seems to come from the transportation as shown earlier. The same goes for the transportation processes where the impacts are linked to the consumption of diesel.

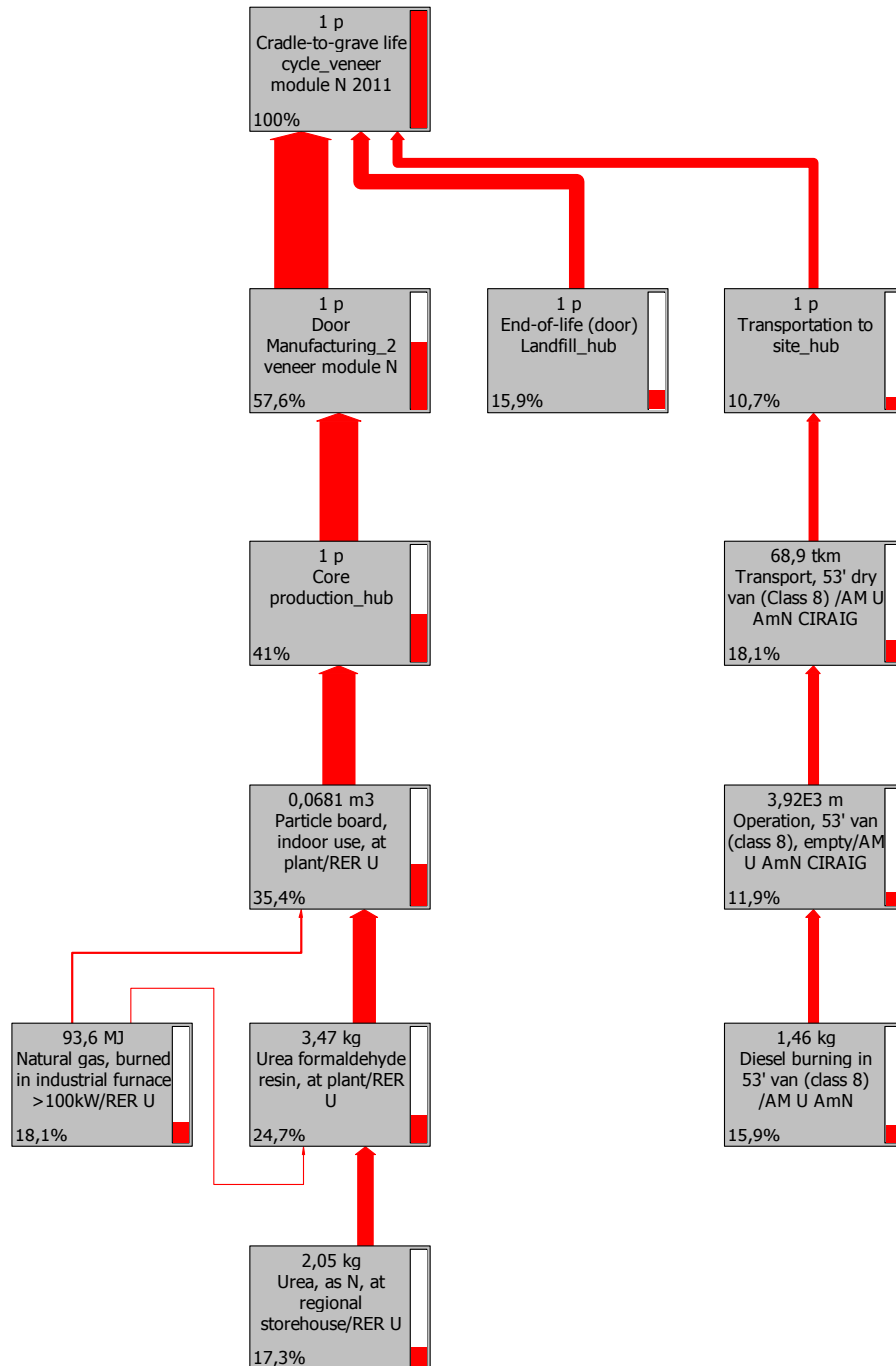


Figure 4.7: SimaPro network view of the *Climate Change* damage category. Contribution cut-off at 15%.

4.5.4. Damages on resources

For the door system, the impacts on the *Resources* damage Category show up mostly in the raw materials again (Figure 4.8). Their impacts on resources are as important as 79%. In the detailed pie on the right hand side, the particleboard contributes for 42% to the total raw materials impact. The second and third most elevated percentages belong to HDF production at 11% and transportation at 10%. The PVAc is also a relatively high contributor, with a percentage of around 7%. The other raw materials together contribute for less than 10%. The end-of-life and shipping are roughly 10% and 8% respectively. The minimum contribution is from the usage phase.

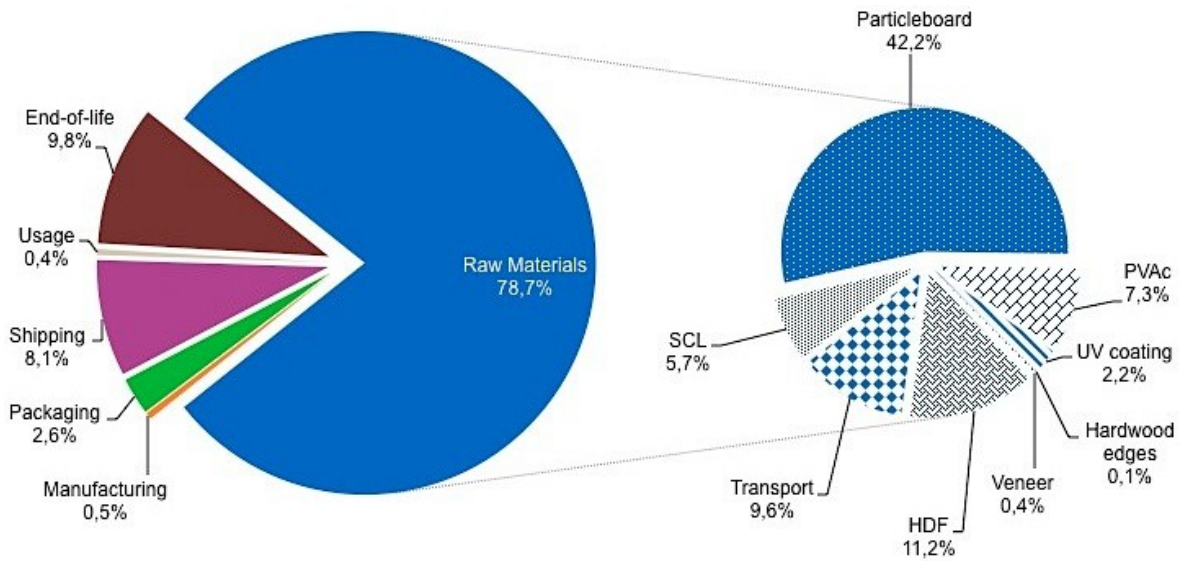


Figure 4.8: Contributions of life cycle stages to the environmental impacts of the door and details for the main contributor according to the Climate Change damage category of IMPACT 2002+.

Referring to table 4.2 for *IMPACT 2002+*, the midpoint categories linked to this damage category are non-renewable energy and mineral extraction. Therefore, the bigger the impact of a process is, the greater the amount of fossil fuels and/or minerals will be needed to operate it. The raw materials acquisition and transformation stage is the most contributive to those two indicators. Raw materials highest percentage is found for the indicator mineral extraction just below 90%. In fact, their transportation is partly based on freight transportation (44 t.km) for HDF acquisition by rails. Road transportation has a lesser impact on mineral extraction than freight but minerals are needed for road building and

maintenance such as in concrete, gravels and bitumen. Road transportation is as high as 27.5 t.km. The manufacturing and usage phase are the lowest contributions in both midpoint categories. Packaging has almost the same percentage values in both categories but is slightly higher for mineral extraction because of the presence of steel in palettes production. Shipping is higher in the use of non-renewable energy. Regarding the end-of-life, its impact is doubled for non-renewable energy compared to mineral extractions, caused by the transport of the door to the landfill site.

The network display for this damage category appears in figure 4.9. As previously, the contributions shown are those exceeding 15%. Once again the thickest arrow comes from the particleboard process. This time, the production of UF accounts for almost 75% of particleboard impacts on resources. It seems that natural gas is a common denominator to those impacts, as well as HDF production impacts. Besides, just under 15%, the faces fabrication contributes for 14% of door manufacturing impacts.

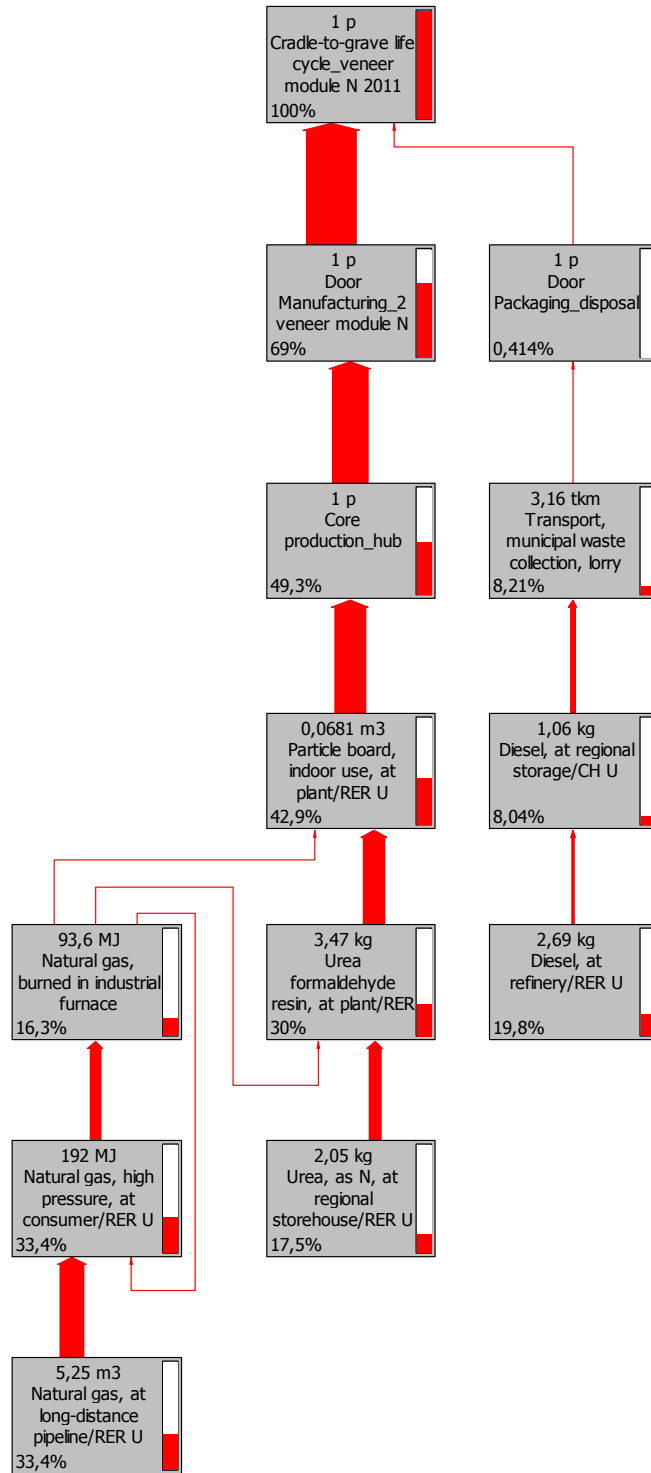


Figure 4.9: SimaPro Network view of the *Resources* damage category. Contributions cut-off set at 15%.

4.6. Discussion

In the four damage categories, the raw materials stage takes a significant fraction of the score. Across the four damage categories, it is clear that particleboard has the greatest impacts mainly due to the use of UF resin during its manufacturing. These results are well illustrated by network displays for the four damage categories. Beyond the fact, that UF resin has an important in the particleboard environmental impacts, it must be mentioned that the particleboard is the biggest component of the door, in terms of weight and volume. The faces have also a non-negligible role to play in the door total impact, owing to the production of HDF using natural gas. The other processes, linked to the production of forest products, have a much lesser impact. In a North American report, it is explained that the forest products industry has made a great improvement in waste management (Bowyer 2012). In terms of wood use, it has become a zero-waste industry with a percentage of wood waste varying from 0.14% to 1.5%. This is due to both lumber yield improvement in sawmills and the existence of markets for co-products. In addition, the portion of manufacturing process energy derived from residual wood was estimated at 76% for lumber, 90% for plywood and 81% for OSB by 2005 (Meil et al. 2007). The residues that do still remain at mill locations are primarily bark (Lama 2011).

Moreover, the end-of-life of our system has the second most considerable impacts on the studied system, partly due to the distance from the construction site to the landfill site that has been estimated at 60km from Toronto downtown. In the same line of ideas, it is not surprising to see that transportation to site is the third most influential stage on our system total environmental impacts. However, this is a fact for most wood based products manufacturers based in distant areas. Speaking of transportation, the raw materials stage has also to deal with the impact of transportation that is substantial compared to the others components. Actually, HDF and SCL boards are shipped from USA to the manufacturing site in the province of Quebec, Canada.

The manufacturing stage has very little impacts compared to the other life cycle stages because the main source of energy used on site is hydroelectricity and the main machinery for door production runs with electricity (presses, machining, UV line, packaging

machines, trimming). Wood waste from boards sanding or door trimming is bought by a board manufacturing plant in the province.

Finally, the results obtained with the impact assessment methodology *ReCiPe Hierarchist* confirmed trends observed with *IMPACT 2002+*. The first contributor to the door total environmental impacts is the raw materials stage with 68% of human health impacts (in DALY), 81% of ecosystems impacts (in species.yr) and nearly 79% of resources impacts (in \$). Particleboard still plays the major role in all three damage categories. The end-of-life contributes for 20% of human health impacts, 6% of ecosystems impacts and 10% of resources impacts. Shipping has the third place with 10% of human health impacts, 3% of ecosystems impacts and 8% of resources impacts. Notwithstanding the fact that landfilling and shipping have greater impacts than packaging in 2 out of 3 damage categories, packaging arrives second for impacts on ecosystems surely because of wood pallet utilization.

4.6.1. Sensitivity analysis

A sensitivity analysis has been performed on transportation parameters since the latter have an important contribution to the environmental impacts of the door life cycle. On one hand, the impact of distances has been studied by varying all transportation distances by +25% or -25% (road and rail freight). It has been observed that the main conclusions of the study were maintained. On the other hand, the impact of truck loadings for transportation to site of the final product has been studied by varying the amount of load by +25% or -25%. Here again, the main conclusions of the study were maintained. The original truck load was set to an average truck load of 17,56 tons while the maximum truck load is 25 tons for north american trucks.

Decreasing the allocation factor preset in Ecoinvent for roundwood (86% for softwood and 82% for hardwood) by 5% and 10% did not change the main observations made from the door LCA results.

Considering the singularity of the province of Quebec grid mix mostly based on hydroelectricity, it has been decided to perform a sensitivity analysis using the electricity grid mix of the United States. While, it has been observed that the manufacturing stage of

the door life cycle was the less contributive stage to total environmental impacts under the province of Quebec grid mix, another observation has been drawn when considering the US grid mix. Contributions of the manufacturing stage under the US grid mix to the total environmental impacts have increased, ranging from -0,38% and 0,46% (Qc grid mix) to 1,3% and 6,2% (US grid mix). The manufacturing stage becomes the fourth most contributive stage behind raw materials, transportation and end-of-life.

4.7. Conclusions

This study establishes the environmental profile, from cradle to grave, of a wood interior door used in non-residential buildings using LCA. Particleboard manufacturing has proven to be the most prominent source of impact in the door system. Urea Formaldehyde, used as a binder in the particleboard production, is the main contributor to particleboard impacts for three out of four damage categories. The transportation, both concerning raw materials and shipping, has a large influence on the door life cycle impacts. Shipping is a central issue for wood products manufacturers located in distant areas. This is likely to remain the same since there are no other options. The landfilling is responsible for as much impact as transportation, especially due to the distance between the building site and the landfill site.

However, the door manufacturing stage has a small contribution to the door life cycle impacts because it uses hydroelectricity as main source of energy, but can have a higher contribution on another electricity grid mix like seen in the sensitivity analysis. The score of wood products such as SCL, hardwood edges or veneer can be explained by their low volume compared to the particleboard and by the waste management reality of the forest products industry. Numbers have been given for the North American industry but it is reasonable to consider a similar situation is in place in European countries.

The obtained results have permitted to target the main sources of environmental impacts in the product life cycle. They are raw materials, end-of-life and transportation linked to both raw materials and shipment. These sources could be investigated further and serve as a basis for the purpose of ecodesign. Since UF resin was the main contributor to raw materials impacts, alternatives should be addressed. Similarly, alternatives for the landfilling and transportation stages could be investigated.

4.8. Limitations of the study

The study findings are based on the North-American context. The manufacturing stage data is Quebec specific, where the electricity grid mix is dominated by hydroelectricity. For the stages other than manufacturing, the used electricity grid mix was North-American rather than from Quebec because products are rarely entirely engineered or sourced from local suppliers. We had limited access to LCI data for UV finishing, that is a proprietary process. Furthermore another limitation would be the impact assessment performed by *IMPACT 2002+* that are mostly still based on the Swiss land-use situation, that represents the beginning of a steady decline of species diversity in Europe nowadays. The creation of regionalized characterization factors for land-use should be considered on a global scale because of the diversity of ecosystems and of forest managements systems. The absence of certified wood processes, taking into account and tracking wood from sustainable forest management in current inventory databases, like ecoinvent, also limits the possibilities and proper modeling of the Canadian forest situation.

4.8.1. Biogenic carbon

The carbon stored in wood products has not been calculated separately and added in our model. The Ecoinvent database, used for the LCA purpose, has been selected to choose wood products process from. However, the carbon allocation correction developed by the database to take into account the carbon storage in wood products is not relayed to LCA results since *IMPACT 2002+* do not take into account carbon intake when calculating environmental impacts as do almost all environmental impact assessment methodologies available. Therefore, by accounting for carbon intake from forest and then storage in wood products, the results will vary from the presented results.

To finish, wood products in landfills have a slow rate of decomposition and deposition in landfills is widely considered as a mean to enhance carbon storage assuming that landfill gases are recovered properly (Micales and Skog 1997; Skog 2008; Sathre and O'Connor 2010a; Larson et al. 2012). Nevertheless, in this study, the door deposition in a sanitary landfill was not considered as carbon storage due to a lack of proper data. Then, it is fair to

prospect that the accounting of carbon storage during landfilling may change the environmental impacts contribution of the end-of-life to the total score of the door by lessening its impacts contribution and maybe balancing door waste transportation impacts to the landfill site.

Chapitre 5. Reducing the environmental footprint of interior wood doors in non-residential buildings – Part 2: Ecodesign

5.1. Résumé

L'écoconception est un concept qui est apparu il y a déjà quelques décennies afin de répondre à une problématique beaucoup plus grande qu'est le développement durable. Il existe de nombreux outils pour aborder l'écoconception. Parmi eux, l'analyse de cycle de vie, un outil évaluatif complet, robuste et reconnu dans ce domaine, permet d'établir le profil environnemental d'un produit. En se basant sur les résultats obtenus lors de l'ACV de porte intérieure, cet article a pour but de proposer une stratégie d'écoconception basée sur le développement et l'évaluation de scénarios alternatifs. Les trois cibles d'amélioration environnementale retenues sont le panneau de particules, le transport et la fin de vie. L'utilisation de résines bio-sourcées, dans la fabrication de panneaux de particule, n'a pas été concluante à l'exception de l'utilisation de tannins issus d'écorce de pin. En ce qui concerne la problématique du transport, le passage du transport routier au transport ferroviaire et l'approvisionnement local, ont permis de diminuer la trace environnementale globale de la porte. Au final, le scénario alternatif le plus prometteur concernait la réutilisation en fin de vie. La réutilisation du cœur de la porte dans le processus de fabrication a apporté un bénéfice environnemental important principalement dû à la production de matières premières évitée. Le développement de service autour de la récupération et le reconditionnement semble prometteur pour la réduction des impacts environnementaux liés à la porte. Ce scénario serait réaliste et viable à court terme.

5.2. Abstract

Ecodesign is a concept that emerged few decades ago as a response to the larger concept of sustainable development. Multiple tools exist to address ecodesign. Life cycle assessment, a comprehensive, robust and recognized evaluation tool, enables to identify the product environmental profile. Based on previous LCA results on interior wood doors, this paper aims at proposing an ecodesign strategy based on the generation and evaluation of alternative scenarios. The three selected targets for environmental improvement are particleboard components, transportation and end-of-life. For the particleboard manufacturing, the use of adhesives based on bio-sourced resources was not very conclusive, except for the use of pine tannins in panel manufacture that showed promising results. Concerning transportation issues, switching from road to rail transportation, as well as having a local supplier, decreased the overall environmental impact of the door. The most notable alternative was the end-of-life recycling scenario. The reutilization of the door core in the door manufacturing process proved a great benefit due to the avoidance of new raw materials production. Developing services around door recovery and remanufacturing seems promising in reducing doors environmental impacts. This scenario would be readily viable and realistic.

5.3. Introduction

5.3.1. Ecodesign

The concept of sustainable development has been first introduced in *Our common future* report also known as the Brundtland report in 1987 where the sustainable development is defined as *a development that satisfies the needs today without compromising the possibility of future generations to fulfill their needs* (World Commission on Environment and Development 1987). This definition of sustainable development has been a precursor and influenced the current process of economic and technological development. It is an important step in the course of raising the issue of environmental protection with the promotion of the concept of *producing more with less*. Concerning, the actors involved in industrial development, it has been demonstrated that industries must acquire knowledge and capacity to assume their responsibilities in the development of sustainable production systems. In parallel, governments have the responsibility of creating those socio-economic conditions allowing companies to assume their responsibilities while remaining competitive (Guidice et al. 2006).

Ecodesign, also known as Design for Environment (DfE), Green Design (GD) or Environmentally Conscious Design (ECD), can be defined as the interpretation of sustainable development in the context of industrial processes and products design (Guidice et al. 2006). The main characteristic of this approach is the objective to minimize the impacts of products on the environment early in the design phase. The environmental aspects are given the same status as functionality, durability, costs, time-to-market, aesthetics, ergonomics and quality (Pigosso et al. 2010). Ecodesign can be seen as a strategic design activity established to conceive and develop sustainable solutions, and also, as a proactive management approach providing direction to product development, pursuing environmental impact reductions throughout its life cycle, without compromising other functionalities. It has been largely adopted over the past few years, as the concept of sustainable development imposed itself.

DfE implementation consists in three consecutive phases scoping data gathering and data translation. Firstly, a target must be defined and possible alternatives identified. Secondly, a

significant amount of environmental data must be collected, analyzed and interpreted. Finally, the previous results must be translated into tools, which go from simple guidelines and design procedures to more sophisticated software systems (Guidice et al. 2006). Our research project can be situated in the second phase of ecodesign implementation. It proposes alternatives to an original product system and interpretation of environmental impacts scores with the support of the Life Cycle Assessment methodology.

Other authors consider the implementation of environmental issues in product development in four levels (Brezet 1998; Stevels 1999). The first ecodesign level would be product improvement, easily handled by designers and engineers. The second level of ecodesign is product redesign, also manageable for designers and engineers. The third level of ecodesign is called function innovation and can be handled by managers. The last level of ecodesign implementation in a company is system innovation and decisions at this level are mostly made by governments.

5.3.2. Life Cycle Assessment role in Ecodesign

A good understanding of the main environmental problems caused by the product system during its entire life cycle is essential to ecodesign. A wide panel of specific tools both qualitative and quantitative is available to help throughout the process of environmental profiling. Life Cycle Assessment (LCA) can be cited among the quantitative tools. LCA is recognized as an efficient method to determine environmental impacts but it requires a great amount of effort. While the United Nation Environment Program (UNEP) report on ecodesign recommends the use of LCA for the entire system if the environmental impacts of the product system have not been yet investigated, others recommend a systematic use of LCA in the ecodesign process (Brezet and Van Hemel 1997). Only a systematic vision of the product over its entire life cycle can, in fact, ensure that the design activity not only identifies the environmental criticalities but also enables effectively avoiding impacts transfer (Guidice et al. 2006).

LCA focuses on the environmental impacts of the system but the ecodesign decision is taken considering in parallel other aspects, such as costs, social implications, economical performance and technical feasibility. Besides ecodesign, LCA is a powerful tool that can be used in many applications of life cycle thinking (Jolliet et al. 2010).

5.3.3. Environmental studies on wooden doors

Architectural wooden doors are widely specified in non-residential buildings in North America (Drouin et al. 2012). However, as far as doors are concerned, the number of studies about ecological performances or development is very limited. Only one scientific study about doors has been published. Knight et al. (2005) made a comparative life cycle inventory (LCI) of two types of doors, a steel door and a wooden door. However, they made a partial LCI including only the cradle-to-gate energy use and environmental emissions. Besides, in their report, O'Connor et al (2009) analyzed the former study and express that even with a full cradle-to-gate LCI, the conclusions of the Knight et al. study may not change because of the major difference of magnitude in their respective environmental performance for both type of doors. The steel door creates 40 times more waste, causes 27 times more greenhouse gas emission and consumes 22 times more energy. The results also indicate that more air and water pollution are related to the steel doors. Nonetheless, the results of Knight et al. cannot be comparable directly with this study. In fact, the study covers only a cradle-to-gate perspective and does not include an environmental impact assessment study, while our study is a cradle-to-grave LCA. As for ecodesign, no scientific studies have been made for interior doors yet. The current work intends to provide a new perspective to such issues.

5.3.4. Research aim and scope

This study explores alternative scenarios of ecodesign stemmed from previous LCA results. This study aims at expanding the current knowledge on environmental impacts and ecodesign opportunities associated with appearance wood products.

5.4. Ecodesign methodology

5.4.1. Comparative LCA

The current research has been carried out following recommendations of the ISO 14040 series (ISO 2006b, c). Guidice et al. (2006) explain that for the analysis and improvement of a product-system or the comparison between different systems, LCA can help in

determining the environmental criticalities of the solution under examination. Some applications are presented in the ISO 14000 series (ISO 2006b), such as, identifying opportunities to improve the environmental performance of products at various points in their life cycle, and product or process design or redesign. Therefore, this study is dedicated to the application of LCA results. Those results provide useful information to elaborate ecodesign strategies in the context of interior wooden doors for non-residential applications.

5.4.2. Product system

The product under study is an interior wooden door used in non-residential construction. The system is based on a standard product made by a commercial and architectural wooden doors manufacturer from province of Quebec, Canada. A complete description of the product system can be found in Cobut et al. (Cobut et al. 2013a), as well as its functional unit and system boundaries.

5.4.3. Allocation procedure

Allocations have been mostly used in this ecodesign work for the creation of alternative scenarios. Most of the raw materials used in alternative scenarios were co-products of other main manufacturing processes. When using a co-product from a manufacturing process, it has been decided to refer to the allocation factors presented in their respective LCI studies or to existing allocation factors from the *Ecoinvent* database (Swiss Centre for Life Cycle Inventories 2013). When nothing could be found, mass allocation has been applied. Specific details on allocation rules are presented in scenarios descriptions.

5.4.4. Data sourcing and quality

The primary data, mostly obtained from the manufacturer, was representative of the current technologies and materials used by this company. When primary data was not available, the unit processes were selected from the *Ecoinvent* database, the most comprehensive LCI database currently available. Some unit processes have been adapted to a Quebec and North-American context, since *Ecoinvent* is mostly based on European processes and data.

The main source of input data for this step is the *Ecoinvent* database, modified *ecoinvent* unit processes as used previously by Cobut et al. (Cobut et al. 2013a) and the scientific literature. When the alternatives concerned a door component (e.g. wooden board), the choice of one panel composition over another, was done according to their mechanical performance. The mechanical performance needed for wood panels is stated in the industrial standard on flush doors from the *Window & Door Manufacturers Association* (WDMA) (WDMA 2006). As a matter of fact, the majority of studies found in the scientific literature were about technologies in development.

A sensitivity analysis has already been performed on data assumptions to assess the validity of the baseline (door) modeling results from Cobut et al. (2013a). In this study, the mass allocation for grape pomace has been analyzed. It has been considered either as a final waste (0% environmental impacts allocated to grape pomace) and as a usefull waste with 5% or 10% impacts allocated to grape pomace.

5.4.5. Life Cycle Impact Assessment (LCIA)

As in the LCA of Cobut et al. (Cobut et al. 2013a), *IMPACT 2002+* was chosen (Humbert et al. 2005) as main impact assessment methodology and *ReCiPe* (Goedkoop et al. 2012) as supportive methodology for validation purpose. A brief description of their respective impact categories is presented in Table 5.1.

Table 5.1: Description of IMPACT2002+ and ReCiPe methodologies.

Impact assessment methodology	Midpoint categories	Endpoint/Damage categories
Impact 2002+	Carcinogens Non-carcinogens Respiratory organics Ionizing radiation Ozone layer depletion Respiratory organics	Human Health (DALY) ¹
	Aquatic ecotoxicity Terrestrial ecotoxicity Terrestrial acid/nutria Land occupation Aquatic acidification* Aquatic eutrophication*	Ecosystem Quality (PDF.m ² .yr) ²
	Global warming	Climate Change (kg CO ₂ eq)
	Non-renewable energy Mineral extraction	Resources (MJ primary) ³
ReCiPe	Climate Change Ozone depletion Human toxicity Photochemical oxidant formation Particulate matter formation Ionising radiation	Human Health (DALY)
	Terrestrial acidification Freshwater eutrophication Marine eutrophication Terrestrial ecotoxicity Freshwater ecotoxicity Marine ecotoxicity Agricultural land occupation Urban land occupation Natural land occupation Water depletion	Ecosystems (Species.yr) ⁴
	Metal depletion Fossil depletion	Resources (\$) ⁵

¹DALY: Disability-Adjusted loss of Life Years. This unit characterizes the disease severity, accounting for both mortality and morbidity.

²PDF.m².y: Potentially Disappeared Fraction of species over a certain amount of m² during a certain amount of year. This unit represents the fraction of species disappeared on 1m² of earth surface during one year.

³MJ primary: Mega Joule primary. The unit measured the amount of energy extracted or needed to extract the resource.

⁴Species.yr: The unit represents the loss of species diversity during one year.

⁵Dollars unit: The unit symbolizes the resource cost according to its availability that is assumed to increase.

*Aquatic acidification and aquatic eutrophication are not taken into account for the calculation of Ecosystem Quality damage category in the version of IMPACT 2002+included in SimaPro.

5.4.6. Life Cycle Inventory for alternative scenarios (LCI)

The purpose of a life cycle inventory is to quantify materials, substances and energy flows that go through the system in accordance with the functional unit and boundaries. An LCI requires a considerable amount of research. Luckily, LCI databases have been developed and continuously improved worldwide to help in the process. The *Ecoinvent* database, which has been developed by a Swiss initiative in an effort of data centralization, has been selected as a reference in this study (Swiss Centre for Life Cycle Inventories 2013). In fact, this database is recognized as the most comprehensive database available at the international level. However, the data is much more detailed in western European contexts than in others. LCI data for the original system are detailed in (Cobut et al. 2013a).

In view of the LCA results (Cobut et al. 2013a), the trails for environmental impacts reduction has already been established. Thereby, it has been possible to draw seven ecodesign scenarios from the first observations. All scenarios are summarized in Table 5.2. In cases where scientific literature has been involved, the references are noted. Scenarios 1 to 4 involve only the first life cycle stage. Scenarios 5 and 6 propose solutions from the shipping stage. Finally, scenario 7 was created around the end-of-life impacts.

Table 5.2: Presentation of proposed ecodesign alternatives and their references.

Life Cycle Stage concerned	Original scenario	Scenario	Enhanced scenarios	Reference
Raw materials	UF resin as adhesive in PB fabrication	1	Pine tannin resin as adhesive in PB fabrication	(Valenzuela et al. 2012; Sealy-Fisher and Pizzi 1992)
		2	Grape pomace tannin resin as adhesive in PB fabrication	(Ping et al. 2011b; Ping et al. 2011a)
		3	Soy Protein resin as adhesive in PB fabrication	(Wang et al. 2004; Khosravi et al. 2010)
	Wood industrial residues in PB fabrication	4	Straw fibers in PB fabrication	(Mo et al. 2003)
Transportation	Road	5	Freight	
	Long sourcing distance	6	Locally sourced HDF	
End-of-life	Landfilling	7	Recycling the door core assembly	
	Landfilling	8	Energy recovery	

5.4.7. Alternatives in particle board composition

From previous work (Cobut et al. 2013a), the particleboard stood up from the other door components for its environmental impacts. The UF resin, used as a binder in particleboards, was seen as the main source of impacts. This conclusion led the path to considering alternative chemicals in the adhesives used for the particleboard manufacturing. Several studies found in the scientific literature reported the use of natural adhesives or other synthetic adhesives to prevent the formaldehyde degassing of traditional synthetic resins. The different adhesives scenarios have been chosen because they reflect recent developments in the adhesives research and development field (Pizzi 2013). Scenario 1 and scenario 2 depicts the use of condensed tannins in the composition of adhesives employed in particleboard manufacture, whereas scenario 3 highlights the use of vegetal proteins as wood boards adhesives (Table 5.2).

Another approach was to switch raw materials such as wood residues to agricultural fibers (Scenario 4 in Table 5.2). This choice was mainly supported by the fact that the door manufacturer already used such boards as “green” core in their products.

5.4.7.1. Adhesives based on natural resources, Scenarios 1 to 3

Scenario 1 is founded on Valenzuela et al. (2012) research about pine tannin-bonded particleboard and MDF. The use of pine bark tannin adhesives, as described in Valenzuela’s study, has been used industrially for the manufacture of particleboards in Chile from 1993 to 2002 and some are still in production. In the modified process from ecoinvent database, the actual resin was replaced by the trialed composition described in this paper, which was composed of pine tannin extracts and hexamine. The exact composition can be seen in the reference. The choice has been made according to mechanical tests results of different boards. The manufacturing process of pine tannins has been created using data from a Sealy-Fisher and Pizzi study (Sealy-Fisher and Pizzi 1992) and the ecoinvent report on LCI of chemicals for missing data making hypothesis on energy consumption, water consumption or transportation employed in chemicals production (Althaus et al. 2007). The allocation factor for softwood bark in the *Ecoinvent* database is 0%, bark is considered as a waste with economic allocation.

Scenario 2 has been based on Ping et al. (2011a) research that aimed at taking advantage of the underutilized grape pomace, a waste from wine production. They used grape pomace to extract tannins as well. With the same procedure as scenario 1, the adhesive composition was selected according to the board test performance. The production process of grape pomace tannin was created combining LCI data on wine production (Point 2008; Gonzalez et al. 2006) and tannin extraction from grape pomace (Ping et al. 2011b). The same hypotheses have been made about energy, water consumption and transportation for tannin extraction as in scenario (Althaus et al. 2007). The allocation factor for grape pomace from wine production has been set to 25,2% with mass allocation.

Scenario 3 is based on Khosravi et al. work (2010) dealing with particleboards bonded with soy protein isolates. The adhesive unit process in SimaPro has been modeled using the ecoinvent unit process soybean meal as starting point for the production of the soy protein. The data have been sourced from the Wang H et al. study (2004) on soybean protein

production. The manufacture of soybean protein bonded particleboard has been modeled with the same protocol as the previous scenarios (1 and 2), meaning that the composition was determined by the mechanical test results. The allocation factor for soybean meal in the *Ecoinvent* database is 65,5% based on economic allocation rules.

5.4.7.2. *Agricultural fibers, Scenario 4*

As mentioned before, this scenario has been made in accordance with existent manufacturing choice from the door producer. Wood particles have been replaced in this case by wheat straw particles. Process inputs have been selected regarding several scientific publications both articles and reports. The majority of scientific papers do not indicate the amount of wheat straw needed to realize one panel of a specific size and density. However, as an approximation, data from Lam et al. (2008) and a formula for estimating wood requirements in producing non-veneer panel products has been used (Briggs 1994). Publications on particleboard from wheat straw have been searched for quantitative data on adhesives and chemical pre-treatment requirements for panel processing (Mo et al. 2003). In the ecoinvent unit process, changes have been only made on panel composition (chemicals and raw materials). Energy and waste flows for panel production were kept the same. In the *Ecoinvent* database, wheat straw is a co-product to wheat grains and an allocation factor of 7,5% is given to straw based on economic allocation rules.

5.4.8. Alternatives in transportation

The original system impacts were also largely influenced by transportation. The majority of material flows were obtained by trucking. Only one raw material came to the plant by train. Some raw materials come from the province, some come from the United-States. The shipping to the building site was also done by truck to the nearby province of Ontario. Since the mean of transportation preferred in this case study was truckload, it has been decided to switch in favor of railways. This section includes scenario 5 and 6 that are described hereby.

5.4.8.1. *Substitution of road transportation by freight transportation, Scenario 5*

In scenario 5, all original road transportation has been substituted by rail transportation. This scenario was intended to assess how much replacing a 53 ft long truck with a diesel freight train could diminish environmental impacts.

5.4.8.2. *Locally sourced raw materials, Scenario 6*

With scenario 6, the intention was to analyze the effect of buying products from nearer specialized manufacturers. With this aim in mind, the product found to be brought from the farthest location has been considered. The raw material collecting the maximum of km from its original plant to the door manufacturer is the fiberboard with 3900km. However, it has been possible to find a potential manufacturer of HDF in the province of Quebec. The nearest manufacturer of HDF eligible for this scenario is located in Quebec at around 480km. In the original scenario, a major part of the distance was covered with freight, while in the new scenario distance is covered with road transportation.

5.4.9. *Alternative to landfill, Scenario 7 & Scenario 8*

The end-of-life is one of the most contributive life cycle stages for the door system. These impacts are related to both transportation and landfilling of the door. Moreover, as landfilling is not a long-term solution for building waste, it has been decided to create a scenario that would divert the door from landfill site. Scenario 7 proposes the reutilization of the door core assembly in the original manufacturing line as in a closed-loop scenario. Whereas scenario 8 proposes to recover the door for heat production in place of fossil fuel utilization.

Scenario 7 comprises all steps needed for the reutilization of the door core. The first step consists in transporting the door from the building site back to the door manufacturer. Then, the door is brought to a sanding machine, where the two face assemblies are removed. The remaining core assembly is then brought to the final assembly line, glued and pressed with two new faces. Finally, the new door is trimmed and then brought to the finishing line. The product goes through the packaging stage once again and is shipped and installed in another building site. At the end of its second life, the door is landfilled. In this

scenario, two life cycles are considered. The door needs to complete its first life cycle so it becomes possible to use it once again.

Scenario 8 models the use of chips made from the door to be burned in a furnace for replacing light fuel oil. In Ecoinvent v2.2, the unit process used does not reflect the reality of burning wood composite that needs high temperature and high filtering capacity. Actually, it represents the burning of virgin wood waste, but it was readily available and considered a fair approximation.

5.4.10. Ecodesign levels

The implementation of environmental issues in product development can be categorized in four levels (Brezet 1998; Stevels 1999). The first ecodesign level would be product improvement. The second level of ecodesign is product redesign. The third level of ecodesign is called function innovation. The last level of ecodesign is system innovation. In this research current framework, the alternatives proposed in most scenarios would be situated in between the first and second level of ecodesign. The door core reutilization may be borderline between level two and level three if manufacturers recover used doors, originally not from their company, from a recovery center. The difficulty lies in the fact that remanufacturing another company used door should be considered product redesign or function innovation, but it is certain that the decision in this case should be made by managers and not designers.

5.5. Results & Discussion

Before examining the results, it should be mentioned that the alternatives scenarios are discussed at the damage level for the purpose of comprehension.

5.5.1. Alternatives in particleboard composition

5.5.1.1. *Adhesives based on natural resources, Scenario 1 to 3*

Figure 5.1 shows the results of the first scenarios on natural adhesives. Scenario 1 helps reducing environmental impacts of the system in each of the four damage categories. The

most important reductions are observed for the climate change damage and resources categories with 30% and 37% respectively. The lesser important reductions are observed for human health and ecosystem quality with a decrease of total impacts of 18% and 8% respectively. Scenario 2 shows a clear difference in environmental impacts for climate change and resource damages. For human health and ecosystem quality, the impacts appear to remain the same when compared to but business as usual (BAU) scenario. For scenario 3, a decrease in environmental impacts is obtained for three following damage categories: human health, climate change and resources. However, the impacts on ecosystem quality are nearly doubled at 193%.

Scenario 1, which uses pine tannin in particleboard bonding, provides the best impact reduction results. It may be explained by the fact that bark is considered as a production waste from wood-products processes in *Ecoinvent*. Moreover, grape pomace tannins in adhesive production did not really improve the environmental impact of the system in human health and ecosystem quality maybe because grape crops consume fertilizers and pesticides for soil management. Besides, the sensitivity analysis on the allocation factor given to grape pomace did not give different results, even as a production waste, and the initial conclusions were maintained. By contrast, the last scenario concerning the utilization of soy protein isolates as a substitute adhesive helps diminishing impacts on three damage categories but nearly doubles the impacts on ecosystem quality. From the analysis of a network view for ecosystem quality, the source of impacts is mainly related to the cultivation of soybean, the use of machinery and fertilizers such as diammonium phosphate, potassium chloride and many others. In this study, the unit process chosen for the production of soy protein isolates is based on US production practices. Actually, three producing countries are available in the *Ecoinvent* database: Switzerland, Brazil and the United States. The United States were chosen since they are the largest world producer of soybean (39.4% of the world production), followed by Brazil (23.9%) and Argentina (18.2%). In Switzerland, the use of N-fertilizer and machine and the emissions of nitrate are higher than in Brazil and the US. The land occupation in Brazil is lower because two harvests per year are possible. An important difference between the Brazilian production on the one hand and the US and Swiss productions on the other hand is the emission of CO₂

from land transformation caused by deforestation of rainforests. The higher value in the emission of NMVOC in Brazil is also caused by deforestation (Jungbluth et al. 2007).

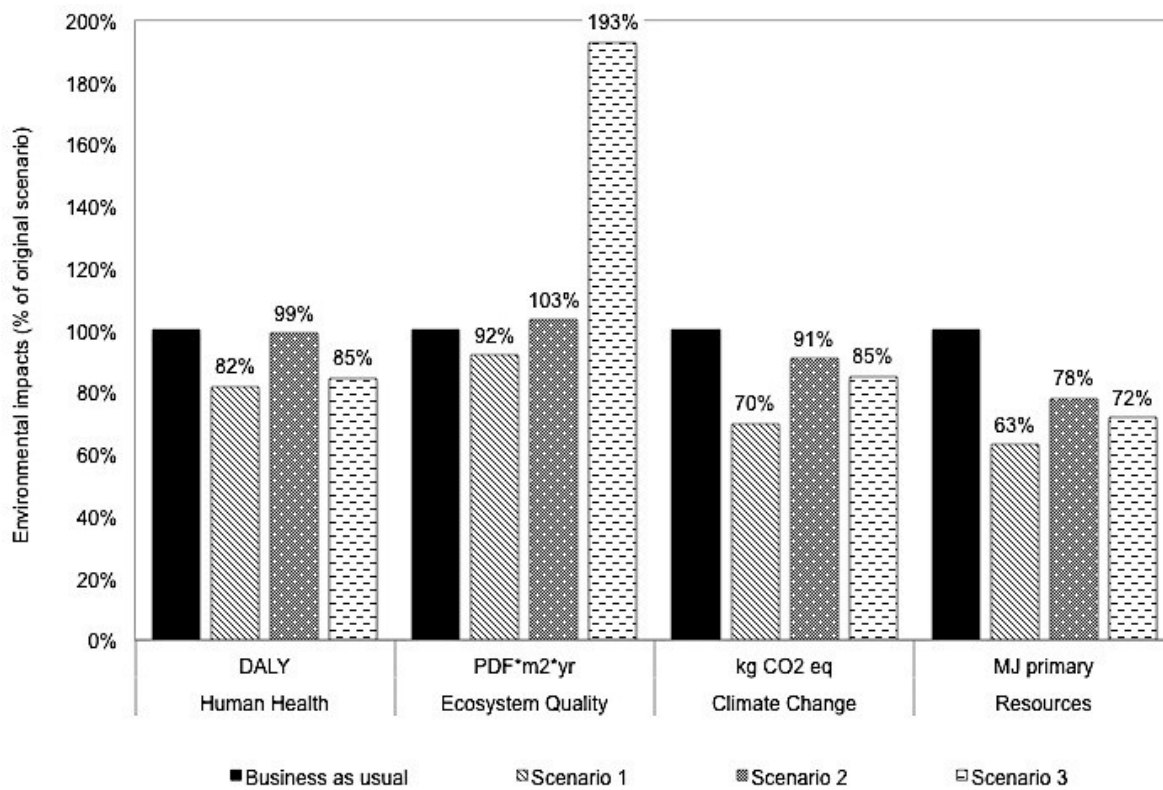


Figure 5.1: Environmental impacts expressed for natural adhesives (scenarios 1, 2 & 3) in % of business as usual (BAU) scenario. Results presented for each IMPACT 2002+ damage categories. Scenario 1: pine tannin adhesive; Scenario 2: grape tannin adhesive; Scenario 3: soy based adhesive.

5.5.1.2. Agricultural fibers, Scenario 4

The results obtained for this scenario are compared to the BAU scenario scores in Figure 5.2.

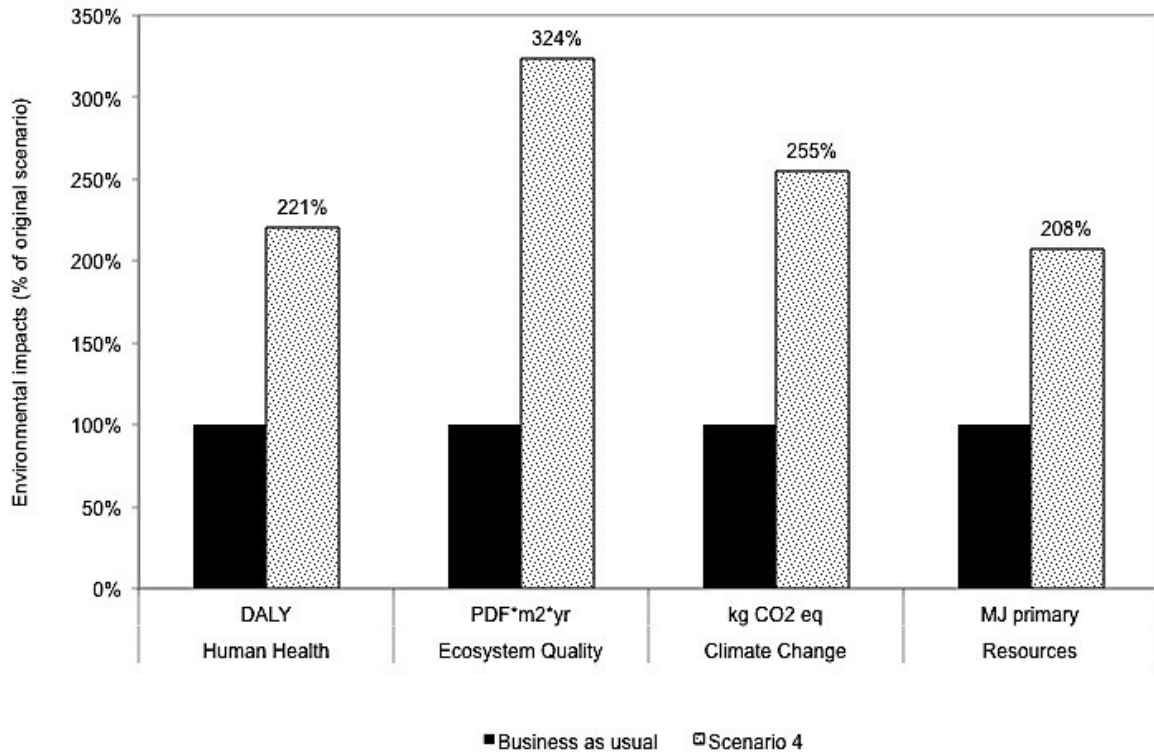


Figure 5.2: Environmental impacts expressed for the agricultural raw material (scenario 4) in % of BAU scenario. Results presented for each IMPACT 2002+ damage categories. Scenario 4: straw fibers.

The environmental impacts related to the production of straw-based particleboard are clearly above the scores for the BAU scenario, and that in every damage category. The damages on human health, climate change and resources are more than doubled and the damages on ecosystem quality are more than tripled. A sensitivity analysis has been carried out for this scenario given the large differences. The chemical pre-treatment of wheat-straw with a 3% bleach solution is undeniably linked to these large scores. In related publication (Mo et al. 2003), the straw was mixed in a volume ratio 1:10 with the bleach solution. Considering the volume of straw needed to produce a low-density particleboard for our system, it is easy to realize that a high volume of solution is needed for bleaching the raw material. Straw, that is a by-product of wheat production, has non-negligible impacts on the ecosystem quality as observed for soy production but is still inferior to the impacts of bleach usage.

5.5.1.3. *Discussion on particleboard eco-alternatives*

The propositions defined to counter particleboard impacts yielded interesting results. Scenarios on natural adhesives alternative have shown that pine tannin was an option worth considering because of its environmental impact benefits. The other alternatives scenarios yielded mixed results. On one hand, the grape pomace tannin based adhesive did not show significant environmental benefits on the door, on the other hand, the soy-based adhesive yielded good results except for ecosystem quality where it doubled the impacts. Finally, scenario 4 on the use of wheat straw showed that straw particles pre-treatment is a major contributor to environment damage. However, the pre-treatment is not something that can be dismissed because of its necessity for improving the adhesion between the straw particles and the resin. In conclusion, scenario 1 appears to be the most promising of those particleboard related scenarios.

5.5.2. Alternatives in transportation

5.5.2.1. *Substitution of road transportation by rail freight transportation, Scenario 5*

The scores for the four damage categories for the transportation alternative scenario are displayed in Figure 5.3. Road transportation is found both at shipping and raw materials stages. Considering the LCA results, total transportation contribution for the door life cycle is equal to 32.3% for human health, 15.6% for ecosystem quality, 23.9% for climate change and 17.7% for resources. With rail freight, the total impact decreases by 6% in the human health category, 9% for ecosystem quality, 9% for climate change and 7% for resource damages. These numbers may appear small because they are accounted across the whole life cycle of the door. They do represent a decrease of transportation related environmental impacts of respectively around 20% for human health, 58% for ecosystem quality, 38% for climate change and 40% for resources.

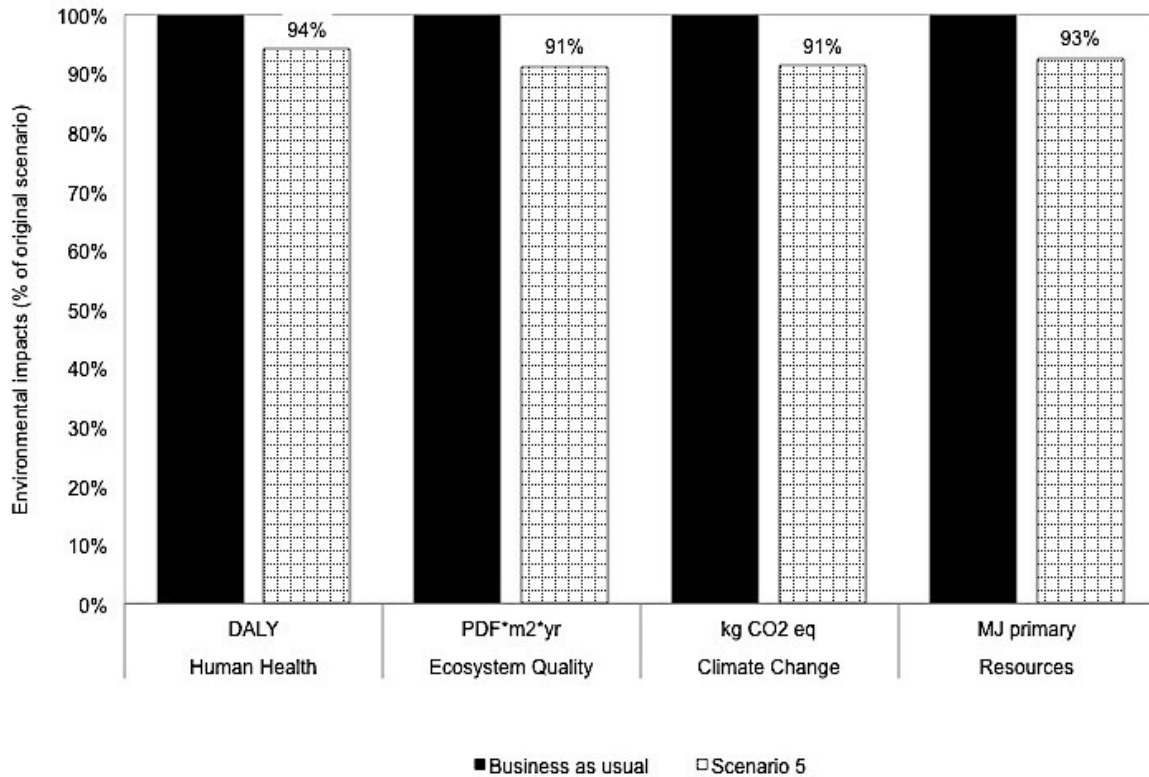


Figure 5.3: Environmental impacts expressed for the rail freight transport (scenario 5) in % of BAU scenario. Results presented for each *IMPACT 2002+* damage categories.

5.5.2.2. *Locally sourced raw materials, Scenario 6*

Figure 5.4 presents the score of scenario 6, the scenario considering sourcing local materials instead of far-away materials, for the four damage categories. Similarly to scenario 5, reductions in environmental impacts on the four damage categories appear weak, even weaker. The most important decrease is for the human health damage with 9%. For the three other categories contributions to damages are reduced by 2% for ecosystem quality, 5% for climate change and 3% for resources damages. Zooming on the benefits at the raw materials transportation, the HDF bought from a manufacturer in the same province makes a difference. The impacts from raw materials transportation drop by 47%, 25%, 38% and 31% on human health, ecosystem quality, climate change and resources respectively, although raw materials transportation is not a large contributor over the whole life cycle of the doors.

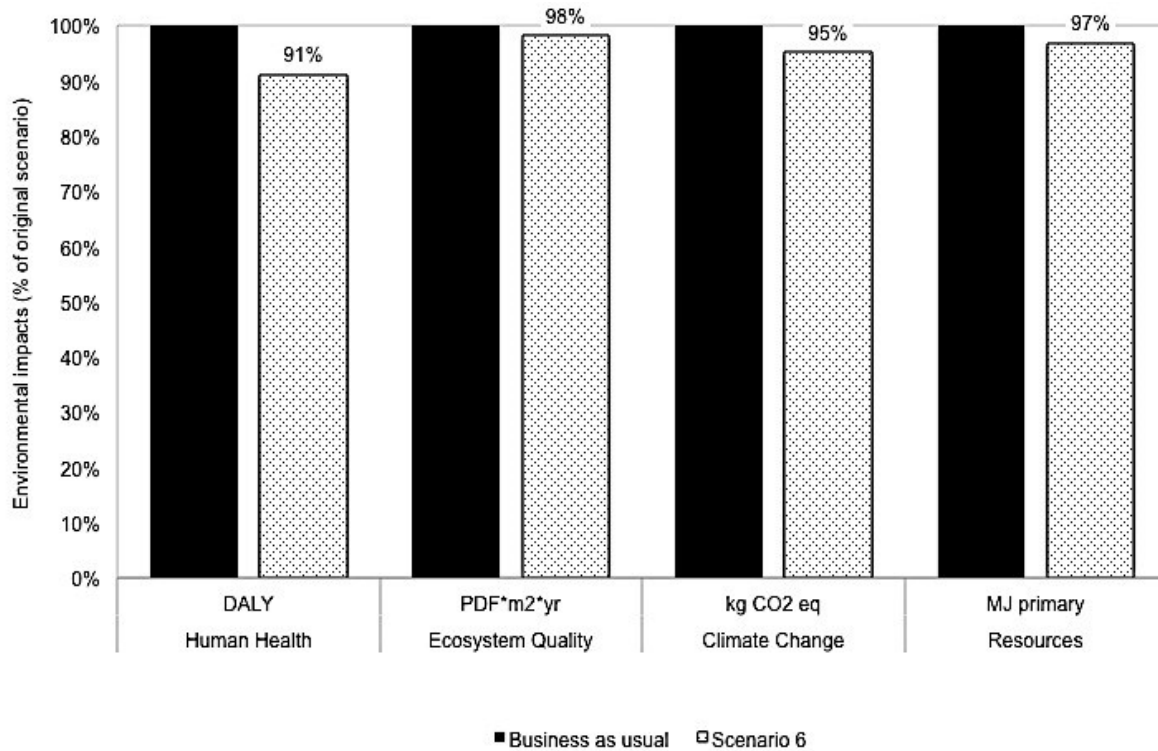


Figure 5.4: Environmental impacts expressed for locally sourced HDF (scenario 6) in % of BAU scenario. Results presented for each *IMPACT 2002+* damage categories.

5.5.2.3. Discussion of transportation alternatives

Replacing road transports with rail freight has proven to be effective on reducing transportation related impacts, especially on ecosystem quality, climate change and resources impacts. Scenario 6 that is about switching to locally available products provides also a positive but weak feedback, meaning that impacts related to transports have decreased by at least a quarter but this component is a small contributor to overall impact. The maximum score reduction in scenario 6 was observed for damages on human health. At midpoint indicator level, the indicator respiratory inorganics showed the most important diminution. It is known to be related to road transportation or fossil fuels consumption in *IMPACT 2002+* (Humbert et al. 2005).

5.5.3. Alternative to landfill, Scenario 7

5.5.3.1. *Remanufacturing of the door with core reutilization*

The differences in environmental impacts for the manufacturing of two doors with virgin cores as compared to that of two doors reusing the same core assembly are depicted in Figure 5.5. Extending the life of the core assembly has strong beneficial impacts on the system. The damages on ecosystem quality and resources were decreased by 29% and 28% respectively, while the scores for human health and climate change have been reduced by 26%. With scenario 7, the transportation for all core assembly components is avoided, as well as their raw materials extraction and processing although transportation costs are incurred for recovering the used cores. For example, producing wood products do have an impact on ecosystem quality. Avoiding the manufacturing of additional wood based products, the damages to ecosystem quality are diminished. Moreover, the core assembly has the largest weight percentage, so its impact on transportation, expressed in tons per kilometer, can be quite important, in spite of impact added by recovery transportation of used doors. Thus, by refraining its component supply, overall benefits appear on the environmental footprint.

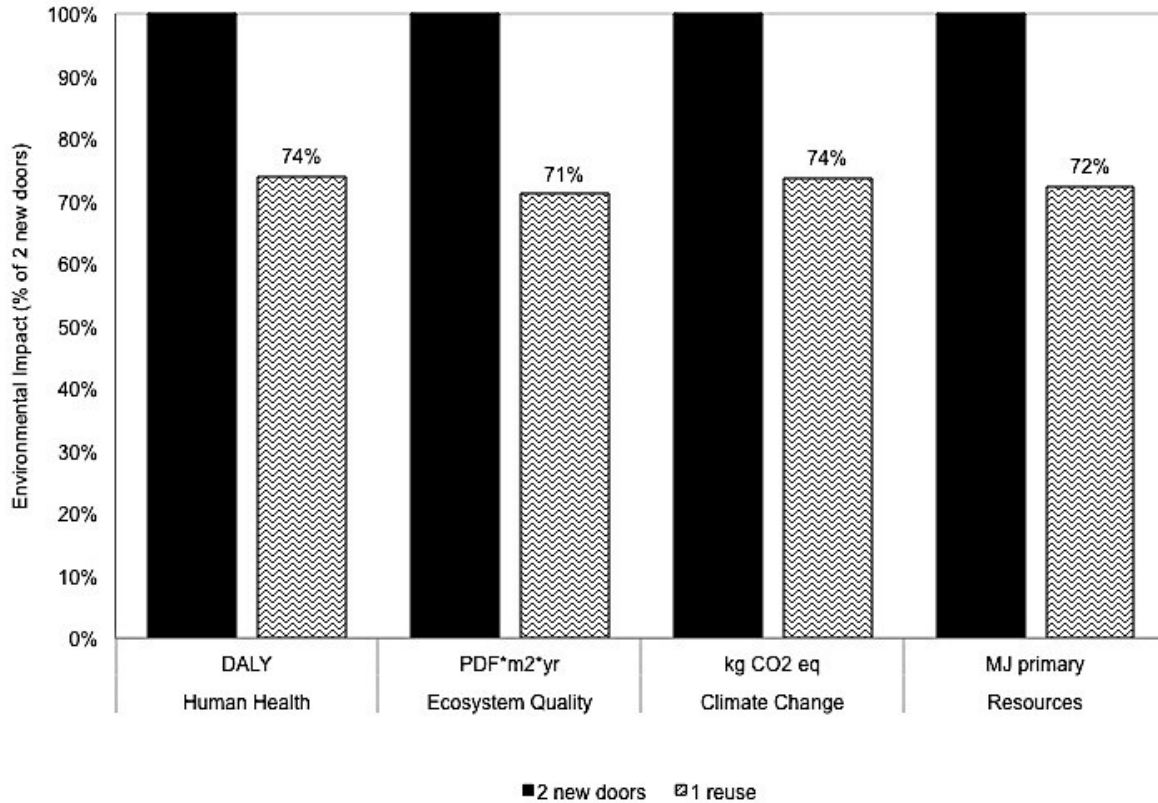


Figure 5.5: Environmental impacts expressed for remanufacturing (scenario 7) in % of BAU scenario. Results presented for each *IMPACT 2002+* damage categories.

5.5.3.2. Number of recycling cycles

Given the previous results, it has been decided to extend the number of core reutilizations in the door manufacturing process. The core assembly should not be subject to moisture or any other exterior elements since the core is tightly protected by PVAc adhesives and the two face assemblies and the doors are used indoor. Therefore, the core life span should not be limited in time, since it has not much mechanical purpose, except maintaining all hardware in place. The number of reutilizations has been set to a maximum of 4.

Figure 5.6 shows the results obtained for the simulation of numerous reutilizations of the core assembly. The graphic represents the evolution of environmental impact due to core reutilization in the four damage categories of *IMPACT 2002+*. Using the core for a third door manufacturing reduces the impacts by 25% to 30% depending on the damage category, results that are verified in the above observations. Reutilizing the core assembly a second time, diminished the environmental score by 35% to 40% when compared to the

manufacturing of three doors with primary cores. When the door core is used in a third manufacturing cycle, the environmental benefits vary from less than 40% to 45%. The values for each damage category show the same reduction pattern, meaning that values for ecosystem quality are always those with the largest impact reductions, followed by the scores for resources. Lastly, the scores for human health and climate change follow the same trend. The ecosystem quality category has the highest reduction rate due to saving on wood materials in the manufacturing of the core assembly. As was seen previously the production of wood products have an impact on ecosystem quality, more specifically through the land occupation midpoint category. Resources would show the second highest diminution rate because of savings in road transportation and raw materials extraction and transformation.

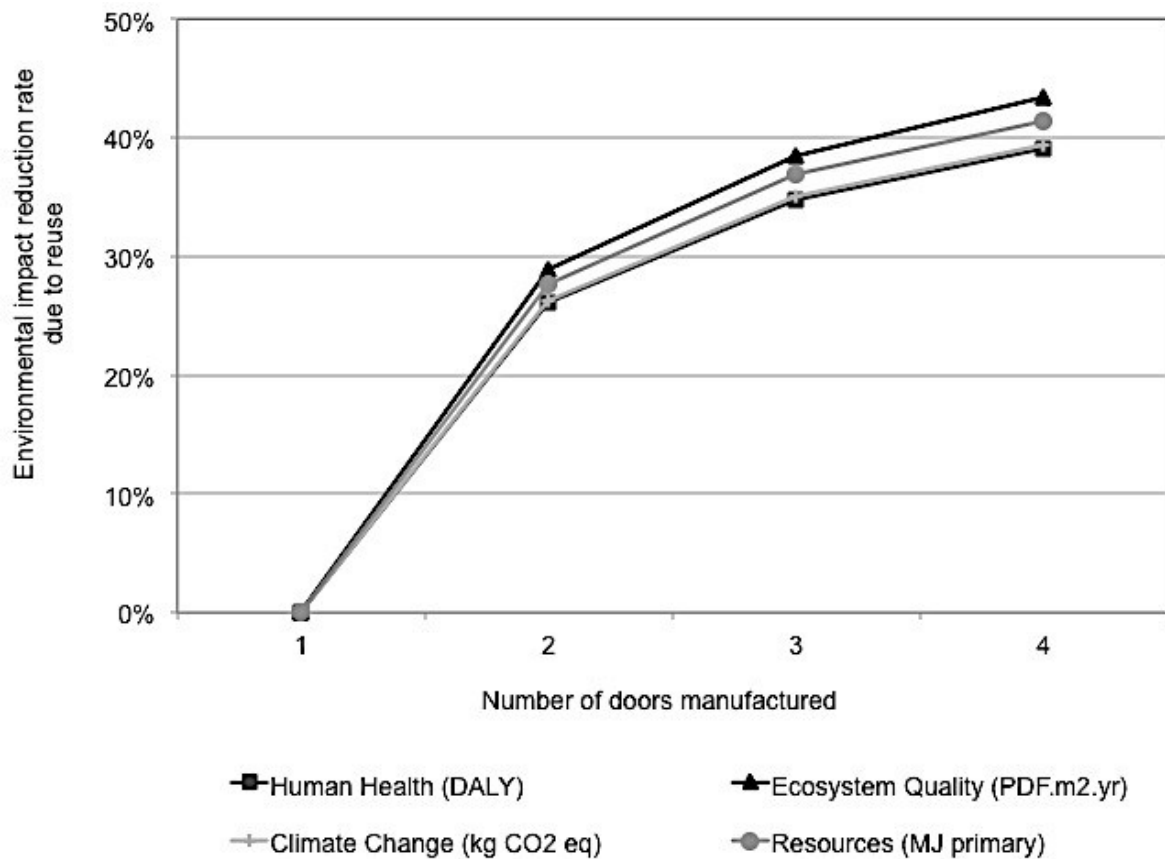


Figure 5.6: Evolution of the environmental impact reduction due to core reutilization in the remanufacturing process. The evolution is expressed for the four damage categories of *IMPACT2002+*.

5.5.3.3. *Discussion on remanufacturing alternative*

With scenario 7, the environmental impact reduction is the most significant of all scenarios. Using a recycled core as raw material allows to avoid 25% to 30% of door life cycle environmental impacts. Likewise, it is interesting to notice that more impacts could be avoided by reutilizing the core more than once. With this scenario, the environmental footprint of the door benefits from important reductions in all damage categories, especially ecosystem quality and resources.

5.5.4. Alternative to landfill, Scenario 8

The results for scenario 8 are presented in figure 5.7. Whereas, energy recovery for substituting light fuel oil in heat production seems beneficial for climate change and resources impacts categories with an impact reduction of 232% and 161% respectively, the contrary is observed for the damage categories human health and ecosystem quality with an impact increase of 91% and 75% respectively. The main reason is that the burning process emissions overcome the benefits of avoiding light fuel oil burning for these two categories. However, it is clear that avoiding fossil fuel for heat production has a benefit on greenhouse gas emissions and non-renewable energy consumption.

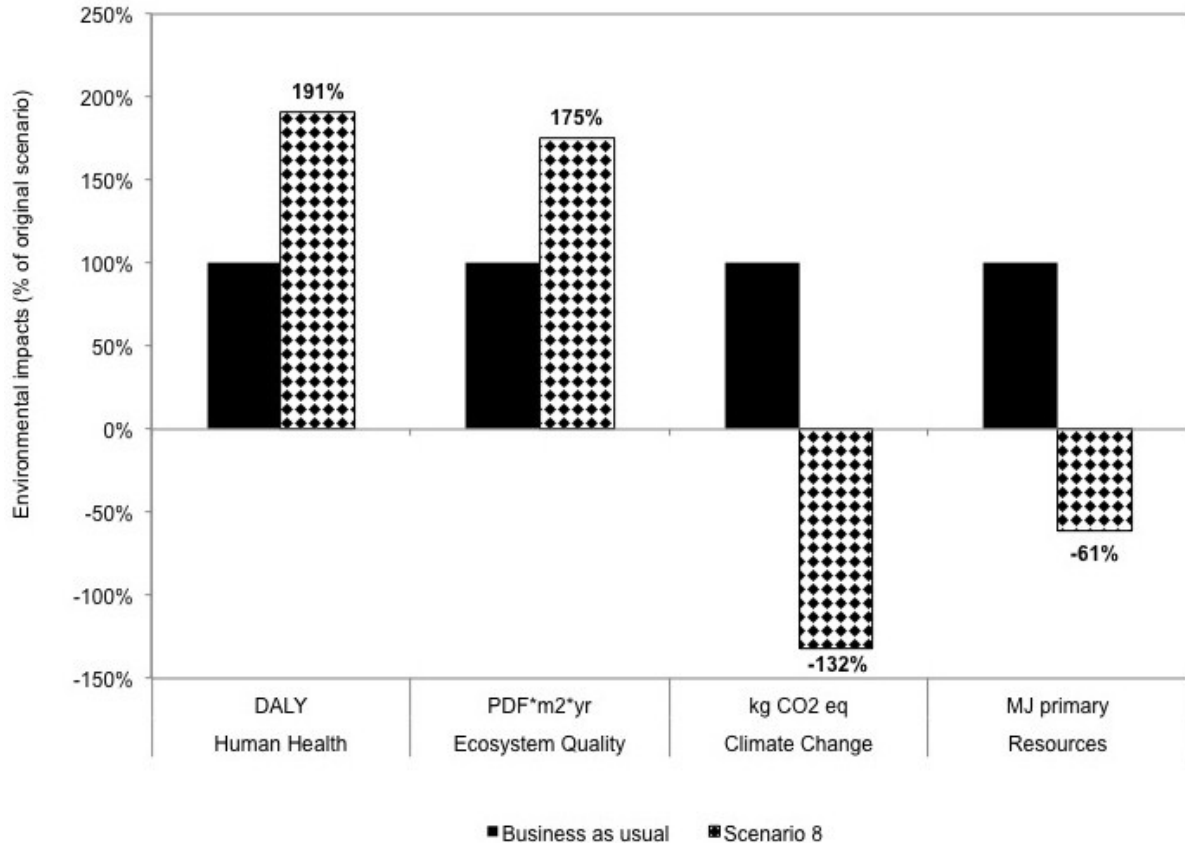


Figure 5.7 : Environmental impacts expressed for energy recovery in place of fossil fuel for heat production (scenario 8) in % of BAU scenario. Results presented for each *IMPACT 2002+* damage categories.

5.6. Recommendations

On the basis of results from proposed ecodesign scenarios, it is possible to make several recommendations. In this section, the legitimacy of natural products to create environmentally-friendly products will be discussed. Then, the issue of transportation will be addressed. Finally, regarding end-of-life scenarios results, ideas about what can be done will be developed.

5.6.1. Bioproducts in Ecodesign

In ecodesign scenarios 1 to 3, the substitution of synthetic resin in particleboard production by bio-based resins was discussed. In scenario 4, the replacement of wood particles by wheat straw particles was addressed. In common sense, the notion of “bio” is often mixed

with “natural” and automatically associated to environmentally friendly or healthy. However, a biomaterial does not possess necessarily those two properties and caution should be used. To be able to judge in a relevant manner on materials environmental footprint, the use of LCA is necessary. The analysis must be performed over the entire life cycle to prevent environmental impacts transfer and to look at each aspect of the product life cycle. The ecodesign results demonstrate the need to use such method to be able to decide on products environmental efficiency. In fact, the use of tannin-based resins or soy-based resins seems appealing from the standpoint of the wood panel industry. Our research, however, shows that only pine tannins would reduce the environmental impacts in every damage category. Grape pomace tannins and soy protein isolates have a significant impact on ecosystem quality because of the production of grapes and soybeans respectively. For wheat-straw panel production, the source of impact seems to come from the chemical pre-treatment needed for particles washing, thus surpassing the environmental impacts of the conventional wooden particleboard. Therefore, the idea to replace wood particles to save trees by wheat straw particles that are a by-product of wheat production seems legitimate in the beginning but their physical, chemical and process characteristics have to be taken into account to obtain equivalent functionalities and the whole picture must be analyzed to avoid impacts transfer. Performing complete LCA often yields counter intuitive results thus preventing to rush into solutions of ecodesign that are not.

Various studies support the theory that the use of biomaterials has to be revisited to evaluate their true contribution. Biofuels from food crops are one of the most debated *green* technologies. The monoculture of crops, often corn, for biofuels have important impacts on the environment, such as threat on biodiversity and soil integrity (Schnoor 2006). Numerous LCAs have been performed on bioplastics as well. A study on bio-based carrier bags in Singapore (Khoo et al. 2010), shows similar observations as those made in our study. The main drawback of PHA-based carrier bags was the production of corn and its transformation into polyhydroxyalkanoate (PHA). Besides, it is interesting to indicate that in these studies, the environmental impacts related to bioplastics were beneficial compared to conventional plastics when the electricity grid mix were switched to renewable electricity sources. Their environmental profile was very dependent on the energy grid mix. However, Piemonte and Gironi (2011) point out that the environmental impacts of

bioplastics must take into account the land-use changes linked to cropland to address the issue properly. The same remark can be used for every crop materials. Lastly, LCA on diverse wood coatings have demonstrated the benefits of using 100% UV coatings instead of water-based UV coatings or wax-based coatings including from renewable resources (Gustafsson and Börjesson 2007). Actually, 100% UV coatings have the highest wear resistance. Besides, the other coatings show significant environmental impacts due to raw materials production, including crops. Lastly, from all these observations, it can be assumed that the use of natural materials may not be fundamentally a green approach depending on the specific context.

5.6.2. Hit the road or the railways

As seen in this case study, transportation is influential on the door life cycle and should not be neglected. Scenarios 5 and 6 tell us that modifying our approach to transport may be beneficial. In scenario 5, switching from road to railways helps diminishing the related environmental impacts. However, in reality, it may not be as simple to avoid road transportation since railways are hardly able to connect a manufacturer to all its clients. Still, efforts could be made to consider rail freight whenever possible. Scenario 6, which addresses the matter of locally sourced materials, provides interesting results. Even if the environmental benefits of this scenario appear lower than that of scenario 5, its impact on transport is yet noticeable and is probably simpler to apply. HDF has a long distance to cover before entering the door manufacturing gates. Even though 98% of this distance is done by railways, dividing the distance by almost an order of magnitude, helps reducing the transport impact by at least a quarter. The covered distance is made by truck, not even by train. This means that only by having a local supplier, the difference can be important on environmental impacts, and if it is noticeable for only one of the product component, trying this method for the most part of the product raw materials can greatly help in preventing environmental damages. Looking back in 1997, a study from Jørgensen et al. already highlighted the importance of transports and logistics contribution to a product LCA (Jorgensen et al. 1997). They suggested that transportation was sufficiently relevant as to be more commonly considered when performing an LCA. Eventually, when looking at our results and the sensitivity analysis performed in the first part of this research (Cobut et al.

2013a), it is pretty clear that transportation is a non-negligible matter. However, as for many wood products companies, the transport impact is delicate since most of the time the plant is located far away from market centers. Therefore, shipping distances for the product are expected to be significant.

5.6.3. Developing services for the door industry

Closed-loop recycling scenario 7 exhibits the highest benefits with the lowest efforts. The highest benefits lie in the remanufacturing of a door by reusing the core assembly that provides the largest environmental impact reduction compared to every other studied ecodesign scenarios. The least efforts results from the fact that the door manufacturer does not have to find other suppliers, machinery or anything related to the plant; the scenario can be put in place with the actual technology on-site. Doors recovery becomes the main issue in this scenario. After 40 years of door service life, the relation between the client and the manufacturer is most likely not to exist anymore. The idea of door rental might be unsuitable for such long-life products. It might be considered instead, that standard commercial doors supply may come from any site as well as from any manufacturer. Services could be developed to facilitate the link between the building sites, demolition companies and door manufacturers. This kind of service is only possible in the case of standard commercial doors since their manufacture follows the WDMA standards specifications (WDMA 2006). Despite the major environmental benefits of this scenario, attention should be drawn on used doors supply flow. It may not be possible to rely only on this source of raw materials for door manufacturing and virgin raw materials may yet still be needed. The life span of a commercial wooden door must also be taken into account when choosing this option. Vijayaraghavan et al. (2013) expose the challenges and opportunities of remanufacturing in closed loop production systems. The main opportunity appears to lie in profitability. Price reductions can be as high as 50% for remanufactured products compared to new products. It can also help companies applying new business strategies, such as a product-service system. Another opportunity cited is the ecological impact of remanufacturing, as can be seen from our results. The main challenges are small lot sizes, unknown conditions of the cores and poor availability. Also technical information

and documentation on the products might be difficult to get. This is mainly a problem if the door manufacturer receives products that have not been produced in-house.

5.6.4. Energy recovery

As seen in Scenario 8, fossil fuel substitution for heat production with the used door has negative environmental impacts for human health and ecosystem quality due to the emissions from the burning process. However, as seen in various studies (Jungmeier et al. 2003; Laurent et al. 2011; Sathre and O'Connor 2010a; Cobut et al. 2013b), it has beneficial impacts on climate change and resources. The use of an approximate unit process from *Ecoinvent* made it impossible to evaluate the impact of burning resins and adhesives from the door chips. Obviously, the impacts on human health would have been greater. Actually, negative impact of contaminated wood wastes can be controlled through the use of proper high-temperature and high-filtration furnaces but those processes were not currently available in the database. Jungmeier et al. (2003) are very specific about the fact that using this kind of bioenergy might be CO₂ neutral but not CO₂ free and that there is a need to compare energy generation to other waste management options before making decisions.

5.6.5. Biogenic carbon

The carbon stored in wood products has not been calculated separately and added in our model. The *Ecoinvent* database, used for the LCA purpose, has been selected to choose wood products process from. However, the carbon allocation correction, developed by the database to take into account the carbon storage in wood products, is not relayed to LCA results since *IMPACT 2002+* do not take into account carbon intake when calculating environmental impacts as do almost all environmental impact assessment methodologies available. Therefore, by accounting for carbon intake from forest and then storage in wood products, the results will vary from the presented results. In addition, wood products in landfills have a slow rate of decomposition and deposition in landfills is widely considered as a mean to enhance carbon storage assuming that landfill gases are recovered properly (Larson et al. 2012; Leturcq 2013; Skog 2008; Sathre and O'Connor 2010a). Nevertheless, in this study, the door disposal in a sanitary landfill was not considered as carbon storage. Then, it is fair to prospect, not only that the accounting of carbon storage during landfilling

may change the environmental impacts contribution of the end-of-life to the total score of the door by lessening its impacts contribution and maybe balancing waste transportation impacts to the landfill site. But also, that it may have given supplementary perspectives for the end-of-life scenarios development.

5.7. Conclusions

Seven ecodesign scenarios were stemmed from the LCA results presented in a previous study (Cobut et al. 2013a). Through assessing the alternative scenarios with the business-as-usual state, using comparative LCA, it has been possible to identify several promising paths.

The least effective alternative was the scenario dealing with wheat straw. That scenario actually worsened the environmental record by 100% or more, largely due to the chemical pre-treatment of wheat-straw particles. Learning from this result, we strongly recommend that bio-based materials should not be taken for granted and analysis should be performed in order to acquire a full awareness of their true benefits compared to the environmental profile of petrochemicals.

Using pine tannins in the resin formulation of core particleboards helped reducing the environmental profile of the whole door system by at least 20% in all four damage categories, which are human health, ecosystem quality, climate change and resources. Besides, in a nearly zero-waste forest product industry, one of the only remaining waste is bark (Bowyer 2012). By promoting the use of tannins from pine bark or by-products in the formulation of bonding resins, bark waste could become a raw material in many other product systems. The observed benefits and the validation of this technology through industrial production of particleboard in Chile, make this solution interesting and applicable in the short-term.

About the alternative transport scenarios, it was observed that changing transport mode could provide significant environmental impact reductions (around 30% when looking at raw materials transportation impacts specifically). However these reductions were relatively minor in comparison to the overall life cycle door impacts (a maximum of 9% for

human health). Transportation can have serious impacts on the LCA results of products and decisions should be made accordingly, whether it is by promoting distribution by rail or by finding suppliers in a local area whenever possible or applicable.

The remanufacturing option with the core assembly reutilization exhibited the largest benefits in terms of environmental damage reduction over the whole life cycle. One reuse of the core assembly permitted to save at least 25% of the original score regardless of the damage category. Remanufacturing is a short-term option, without any new technology nor new suppliers. It does require though the development of retro-logistics systems and services.

The energy recovery from the used door exhibits ambivalent results. The need for a more accurate process with the proper burning technology (high temperature and high emissions filtering capacity) may be necessary to consider in depth this alternative.

The limitations of these results lie in three main aspects. Firstly, this study is based on data that are specific to North America and the province of Quebec. Secondly, methodological assumptions such as the choice of impact assessment methodology and the system boundaries influence the results. Thirdly, modeling alternative scenarios from scratch, such as for natural adhesives, may also have brought supplementary uncertainty to the results.

Finally, more research and development should be performed to successfully apply remanufacturing in an industrial environment. The potential of recovery of used doors in buildings should be investigated for sourcing purposes. The mechanical behavior and quality of the reused core component should also be analyzed, especially around hardware fitting areas.

Chapitre 6. Prospects for appearance wood products ecodesign in the context of non-residential applications

6.1. Résumé

Au fur et à mesure de la prise de conscience des enjeux environnementaux par la société, la demande pour des produits plus écologiques augmente. Le secteur des matériaux de construction et du bâtiment ne sont pas épargnés par cette tendance. La construction durable a gagné du terrain ces dix dernières années et peut être considérée comme un défi pour les spécificateurs et les fabricants de matériaux de construction. Pour répondre à ce besoin croissant, l'écoconception, une des applications du principe de développement durable, est une des solutions disponibles. Le but de cette étude est de proposer des pistes d'écoconception pour les produits d'apparence en bois dans le secteur de la construction non-résidentielle. En extrapolant les données obtenues dans étude de cas sur la porte d'intérieur en bois, il a été possible d'obtenir des profils environnementaux valides pour toute la famille de produits. Ces profils ont ensuite permis de dégager des solutions d'écoconception. Les résultats montrent que les matières premières sont ce qui contribue le plus à l'impact total du produit, suivies du transport au site et de la fin de vie des produits. Le poids du produit a une grande influence sur la trace environnementale du produit. Les pistes d'écoconception pour les produits à base de composites portent principalement sur la diminution du poids du produit par la conception ou sa réutilisation en fin de vie. Pour les produits à base de bois solide ou placage, des solutions d'écoconception sont le reconditionnement ou la récupération et l'utilisation de bois local certifié. En fin de vie, l'utilisation des déchets de bois franc pour la valorisation énergétique est potentiellement réalisable mais n'est peut-être pas aussi pertinente que leur réutilisation et leur recyclage dans un contexte québécois.

6.2. Abstract

As environmental awareness grows on, societal demand for more environmentally friendly products increases. Demand for environmental responsibility also reached the building

material and construction sector. Green building has become more widespread over the last decade and can be considered a challenge for specifiers and building products manufacturers. Ecodesign, one of the applications of the sustainable development concept, is one of the available solutions. This study aims at proposing ecodesign leads for appearance wood products in the non-residential building sector. Through extrapolating results from a previous interior wood door case study, it has been possible to obtain environmental profiles for the whole family of appearance wood products for non-residential buildings. These profiles permitted to devise ecodesign solutions. Results show that for this whole family of products raw materials are what cause the most environment impacts followed by shipping and end-of-life stages. Products components weights tend also to influence the environmental profile. Ecodesign solutions for composites based products are strongly related to decreasing the composite component weight by design and remanufacturing. For solid-wood based products, ecodesign can be seen as remanufacturing or reclaiming, using local certified sustainable wood. The use of hardwood waste may be available for energy purpose but may not be as relevant as reuse and recycle in the context of Quebec.

6.3. Introduction

6.3.1. Towards sustainable buildings

The building sector has a large environmental impact when looking at carbon dioxide emissions, energy consumption and material extraction (Bribián et al. 2011; González and García Navarro 2006). According to Bribián et al. (2011), building construction and civil works use 60% of the raw materials extracted from the lithosphere and the building sector represents 24% of these global extractions. In the United-States, an average estimation of the building materials waste proportions generated during a construction project show that half of the waste was from concrete and mixed rubble. Wood represents 20 to 30% of generated wastes (Bonda and Sosnowchik 2007). In Canada, residential and nonresidential construction consume half of the extracted natural resources and a third of the energy at a national level. This sector is also responsible for a quarter of national landfill wastes. When

looking at national air emissions, the building sector emits 10% of airborne particulates and 35% of greenhouse gases (Industry Canada 2013).

Buildings are also subjected to indoor air pollution. Building materials such as wood products can be a source of VOCs, including formaldehyde and aldehydes. Since 80 to 90% of North-Americans spend their time in indoor environments, the issue of indoor air pollution requires attention (Bonda and Sosnowchik 2007; Industry Canada 2013).

Besides, Thormark et al. (2006) explain that a building embodied energy can vary significantly depending on materials substitution. Building environmental impacts are indirectly linked to their performance and their effects on the performance of adjacent structures (Spiegel and Meadows 2012). Design decisions have potential indirect impacts since they help drive the market. By choosing green building product, Spiegel and Meadows (2012) claim that the consumer makes a philosophical statement as well as economic. As custodians of the built environment, architects and interior designers have an opportunity and an obligation to address these issues. In fact, architects and interior designers can have a significant impact since they are involved in building design, which can affect people who use it. They are also involved in the design process, which can affect the market and accepted practices (Spiegel and Meadows 2012).

Green building certification programs have been developed over the last two decades (Fullana et al. 2008). The oldest, one of the most globally recognized and the most comprehensive is the English *BRE Environmental Assessment Method (BREEAM)* that was launched in 1990 (BRE Global Ltd 2011). In the USA, the *Leadership in Energy and Environmental Design (LEED)* is another widely recognized program (USGBC 2011). American programs such as *GreenGlobes* and *Collaborative High Performance Schools (CHPS)* are also listed as sustainable construction standards (Green Globes 2005; CHPS 2010). In Japan, green building standards have emerged with the *Comprehensive Assessment System for Building Environmental Efficiency (CASBEE)* (JaGBC and JSBC 2008). In France, the *Haute Qualité Environnementale* (High Environmental Quality in French; *HQE*) was developed (Certivéa and CSTB 2011).

The world green building market is expected to grow 5% in 2013 (Spiegel and Meadows 2012). Annual growth for the American market alone was 30 to 40% from 2004 to 2007 based on *LEED* certification data, total construction data, and interviews and surveys of practitioners and experts. Drivers for growth in green buildings include shifting attitudes among builders and consumers, government mandates, and higher market value (Spiegel and Meadows 2012). Moreover forecasts offered by *McGraw-Hill Construction* indicate that by 2010, between 5 and 10% of nonresidential construction startups will be designed using green design (Bonda and Sosnowchik 2007).

6.3.2. Environmental assessment and design

Ecodesign, also known as Design for Environment (DfE), can be defined as the integration of environmental concerns into product design. The environmental aspects are given the same status as functionality, durability, costs, time-to-market, aesthetics, ergonomics and quality (Pigosso et al. 2010). Ecodesign can be seen as a strategic design activity implemented to conceive and develop sustainable solutions, and also, as a proactive management approach that directs product development towards environmental impact reductions throughout its life cycle, without compromising other functionalities (Johansson 2002; Weenrn 1995). It has been largely adopted over the past few years, as the concept of sustainable development grew on.

DfE implementation consists in three consecutive phases. Firstly, a target must be defined and possible alternatives identified. Secondly, a significant amount of environmental data must be collected, analyzed and interpreted. Finally, results must be translated into tools, which go from simple guidelines and design procedures to more sophisticated software systems (Guidice et al. 2006).

Many tools are available to help throughout the process of environmental profiling. Life Cycle Assessment (LCA) can be listed among them. LCA is a widely recognized tool because of its holistic view of a product or service life cycle. It has been standardized under the ISO 14 000 group of methods. The LCA approach enables to address a comprehensive analysis of a product environmental profile, which avoids environmental impacts displacement throughout life cycle stages.

In this study, the ecodesign procedure is not traditional and is based on extrapolated LCA results. The main purpose of this study is to give several ecodesign path and ground for thoughts to appearance wood products professionals and to help them integrating a more environmentally conscious approach to their practice. It is important as sustainable construction is becoming more widespread and recognized.

6.3.3. Appearance wood-products

6.3.3.1. *Specification in non-residential buildings*

The government of the Province of Quebec, Canada, in its 2009 budget, decided to promote the use of wood in non-residential buildings (Bécharde 2008). In buildings, wood utilization is usually related to structural materials and systems. However, a broad range of wood building materials is used during the interior finishing processes, including: wood floor covering, decorative wall paneling, ceiling tile, sidings and mouldings. Those materials have an aesthetical function and they are often used in large volumes. They also show high added value and represent an application of choice for wood products.

Studies were published on the development of wood use in non-residential constructions among building professionals in Canada (Drouin et al. 2012; Robichaud 2010; Fell and Lavoie 2009). From this research, wooden doors were identified as the most specified appearance wood products by the architects at a rate of 66%. The least specified appearance wood product was the wooden window with 23% of recent non-residential construction projects. The study also shows that wooden doors are more likely than other appearance wood products, to be specified in the Canadian National Building Code (CNBC) class B2 buildings for care and detention (physical and cognitive limitations) and commercial buildings (NBC class E). Finally, it was demonstrated that the use of appearance wood products, such as millwork, cabinetry, floor covering, exterior and interior siding vary in an inversely proportional manner to the built area. On the opposite, products such as windows, doors and stairs are specified independently from the designed building area. The biggest limitation for interior use of wood products in large construction remains the maintenance.

6.3.3.2. *Environmental profile*

In wood-based appearance products manufacturing, adhesives, glues, coatings or paints, stains, and varnishes are commonly used and may contain volatile organic compounds (VOC). Among VOC emitting adhesives, the most mentioned is formaldehyde and its derivatives, which are known to have negative effects on human health (An et al. 2010; Mølhave et al. 1995; Gminski et al. 2010; Irigaray et al. 2007). Furthermore, additives like flame retardant (halogen based), fungicides, pesticides, and other biocides improve the material durability against fire, decay or mold are potentially detrimental to human health and the source of negative environmental impact.

Werner and Richter (2007) reviewed life cycle research projects made worldwide on wood building products. Conclusions pointed out that wood products have a better environmental profile compared to functionally equivalent products made out of alternative materials. One of the worst cases for wood products is the impregnation with metal-based preservatives that appears to be more critical with respect to toxicological effects and/or photochemical oxidation. Incineration of wood products caused higher impacts of acidification and eutrophication than other products although thermal energy recovery. The review of Werner and Richter (2007) also revealed that wood composites such as particleboards or fiberboards, resulted in higher raw material yield when compared to solid wood products. However, the consumption of fossil fuel associated with the production of raw fibers and particles as well as the production of resin and additives were very high.

Finally, various environmental studies have been conducted on interior appearance wood products, but the context of residential buildings is generally considered. Appearance products that have been analyzed are mainly wooden floor coverings, followed by wood based furniture and doors (Nebel et al. 2006; Knight et al. 2005; O'Connor 2009; Cobut et al. 2013a; González-García et al. 2011; González-García et al. 2012b; González-García et al. 2012a; Mahalle 2011). In that sense, the present study proposes to tackle the lack of environmental information for this type of product in non-residential contexts.

6.3.4. Aim of the study

The aim of this work is to identify solutions for the ecodesign of interior appearance wood products used in nonresidential constructions based on environmental profiles predicted from one wooden door case study.

6.4. Methods

6.4.1. Appearance wood products family selection

In order to represent faithfully the interior appearance wood products family in the context of non-residential construction, key products had to be selected. Previous qualitative Canadian research projects described their specification rate in non-residential building projects (Robichaud et al. 2009; Fell and Lavoie 2009; Drouin et al. 2012). Consequently, selecting key products was done according to these results. The products representing the interior appearance wood products family for this study are: doors, office furniture, mouldings, architectural paneling and floor covering. Details on the products are presented in Table 6.1.

Table 6.1: Presentation of selected interior appearance wood products for non-residential applications

Type of product	Description	Composition
Doors	Commercial interior wooden door (heavy duty level)	Particleboard Fiberboard Structural composite lumber Hardwood veneer Hardwood edges PVAc UV cured coating (Cobut et al. 2013a)
Office furniture	Office desk (all wood top and legs, U configuration)	Particleboard Hardwood veneer PVAc UV cured coating
Mouldings low-end (LE)	Composites based moulding	Medium density fiberboard Alkyd paint
Mouldings high-end (HE)	Solid wood based moulding	Solid hardwood Acrylic coating
Architectural paneling	Interior wall paneling	MDF Hardwood veneer PVAc Acrylic coating
Floor covering (HWF)	Harwood flooring	Solid hardwood UV cured coating
Floor covering (EWF)	Engineered wood flooring	Solid hardwood layer Baltic plywood Polyurethane resin Phenol formaldehyde resin UV cured coating

The choice of raw materials was made to represent practices among appearance wood products manufacturers in Eastern Canada, more specifically in the province of Quebec. For that reason, hardwood species selected for the manufacture of most part of mentioned products are sugar maple and yellow birch. The door design is based on a manufacturing company based in the province of Quebec. The office desk design was chosen according to data collected from two Canadian manufacturers of office furniture websites, Teknion and Global Contract. Wall paneling composition was decided after consulting a manufacturing company in the province of Quebec. Mouldings and floor covering compositions were sourced from field experts.

6.4.2. Environmental profile establishment and generalization

The door environmental case study, presented in (Cobut et al. 2013a; Cobut et al. 2013b), was used through extrapolation to establish the environmental profile of the interior appearance wood products family. The study should be viewed as generalizing previous findings obtained for interior wooden doors, instead of performing complete life cycle assessment (LCA) for each segment of the studied family of products. LCA results from the door case study were analyzed and adapted, based on life cycle processes similarities and differences among the product family.

6.4.2.1. Case study

The comprehensive methodology of the wooden door LCA is presented in (Cobut et al. 2013a). The main features of the LCA study performed on interior wood door are exposed here for the purpose of understanding upcoming assumptions.

The profile of each component of the family of interior appearance wood product is derived from a commercial and architectural wood door manufacturing company from the province of Quebec. The system boundaries include cradle to grave life cycle stages and exclude the doorframe, hardware and other processes that could have been used for the door installation. It was settled that way to focus on the manufactured product itself.

The LCA case study on the wooden door was performed using SimaPro 7 software from PRé Consultant. Life cycle inventories and unit processes, both original and adapted, were mostly sourced in the Ecoinvent database v.2. The life cycle impact assessment methodologies used were *IMPACT 2002+* as main methodology and *ReCiPe* as validation methodology.

6.4.2.2. Extrapolation process

As mentioned before, LCA results from a door study (Cobut et al. 2013a) were used as main material for this work. The extrapolation process was split into three steps.

The first step consisted in identifying the similarities and differences between unit processes used in the door case study as compared to the other products of the family as

presented in Tables 6.2 and 6.3. First all raw materials constituting each products from this product family were identified. Raw materials of each product were then compared to the raw materials found in the door assembly.

Table 6.2: Similarities among raw material processes. The X symbolizes a similar unit process.

		Door case study						
Components		PB ¹	SCL ²	HDF	Veneer	Hardwood edges	PVAc	UV coating
Other appearance wood products	Office desk	X	-	-	X	-	X	X
	Moulding LE ³	-	-	-	-	-	-	-
	Moulding HE ⁴	-	-	-	-	X	-	-
	HWF ⁵	-	-	-	-	X	-	X
	Paneling	-	-	-	X	-	X	-
	EFW ⁶	-	-	-	X	X	-	X

¹PB : particleboard, ²SCL : Structural composite lumber, ³LE : low end, ⁴HE : high end, ⁵HWF : hardwood flooring, ⁶EFW, engineered wood flooring

Table 6.3: Similarities among life cycle stages. The X symbolizes similar unit processes.

		Door Case study				
		Processes	Packaging	Shipping	Usage	End-of-life
Other appearance wood products	Office desk	X	X	X	X	X
	Moulding LE ¹	X	X	X	X	X
	Moulding HE ²	X	X	X	X	X
	HWF ³	-	X	-	-	X
	Paneling	X	X	X	X	X
	EWF	-	X	-	-	X

¹LE : low end, ²HE : high end, ³HWF : hardwood flooring, ⁶EWF, engineered wood flooring

Secondly, the same procedure was carried out for all other life cycle stages. It was decided that shipping and the end-of-life would be the same for all product categories as in the wooden door case study scenario. Packaging differs for flooring products because additional cardboard is used. Consequently, the use phase is also different for flooring products since they include packaging waste management.

The second step of impact extrapolation was the modeling of *Ecoinvent* unit processes not used in the case study. This is the case for a majority of components (Table 6.1) and some life cycle stages shown in Table 6.2. When processes were different from the the door system, it was decided to model the environmental impacts of each appropriate unit process in SimaPro with *IMPACT 2002+* and export the results in the extrapolation data set. This was done for MDF, acrylic coating, alkyd paint, PU, PF resins and cardboard for packaging.

The third extrapolation step was the calculation of impacts for each product of the family using a common functional unit. The functional unit used was the coverage of the door system already studied, which was an area of 1,92 m². For flooring products, the amount of additional cardboard, resins and coating were taken from the work of Mahalle et al. (2011). The amount of PVAc, in g/m², needed for assembling products such as paneling and office desk was assumed to be equal to the amount of glue in the door system per square meter.

6.4.2.3. *Evaluation of uncertainty*

A sensitivity analysis has been performed on data assumptions to assess the validity of the results from Cobut et al. on the door modeling results (Cobut et al. 2013a). In this study, which consists in an extrapolation of the door LCA results, some parameters have been tested according to different appearance wood products specificities. It is possible for architectural moulding, paneling and wood flooring to be shipped for a longer distance depending on clients. Therefore, for those products, the shipping distance has been increased by 100% in case of road transport or by 300% in case of train transportation. The truck loading has also been assessed as in the door study (+25% and -25% of actual loading) with an additional variation. A possible reduction by 50% of the actual loading has been assessed. The influence of allocation factor for roundwood (softwood and hardwood) as done in the door LCA study, has also been calculated with a reduction of the allocation factor by 5% and by 10%.

6.5. Results: Environmental profiles of interior appearance wood products for nonresidential buildings

Predicted environmental profiles for the appearance wood product family are presented in two different forms. Figure 1 shows life cycle stage contributions to the total environmental impacts of each product in the four endpoint categories of *IMPACT 2002+*: human health (HH), Ecosystem quality (EQ), climate change (CC) and resources (R).

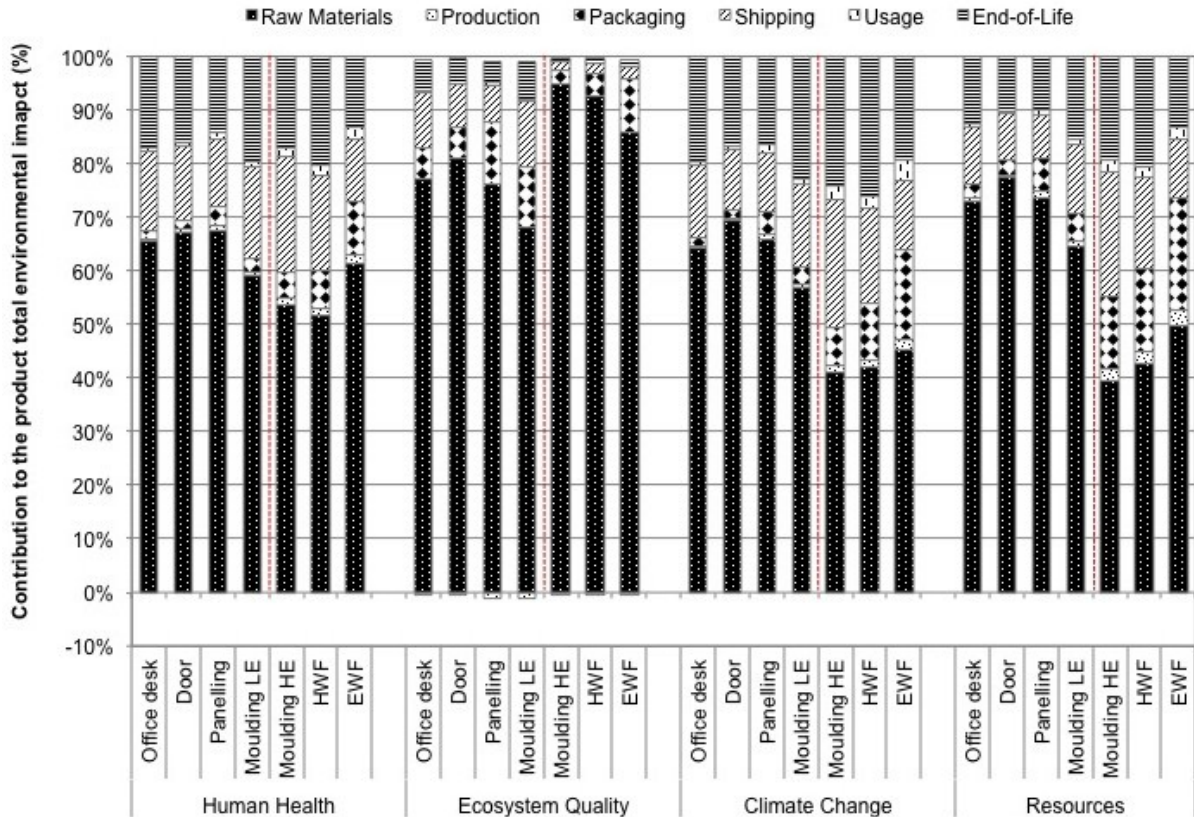


Figure 6.1: Appearance wood products predicted life cycle stages contributions to the four damage categories of *IMPACT 2002+*. The dotted line separates particleboard and fiberboard based products from products made of solid wood or veneer.

6.5.1. Life cycle stage contributions

When looking at Figure 6.1, in terms of stage contributions, it is quite obvious that the acquisition and transformation of raw material have the highest contribution to the total environmental impact regardless of the product. Slightly negative contributions found in each product profile for the EQ category are due to the avoidance of virgin raw material usage in particleboard manufacturing process through the recycling of trimmings and sanding by-products.

The office desk environmental profile, was found to be very similar to the door. In fact, their components are nearly the same. The biggest and heaviest part of the desk is composed only of particleboards. In the door, other than particleboard, wood components, such as structural composite lumber and hardwood edges that are lighter than particleboard parts, are present. The amount of particleboard needed to manufacture the desk is higher

than in the door, leading to slightly higher environmental impacts for raw materials. The product weight increase means that it will consequently also increase the shipping stage (ton.km) and end-of-life stage (kg of landfilled material) impacts. The end-of-life is the second most contributive to the office desk total impacts, followed by shipping.

From the door study, it has been revealed that the particleboard was the most contributive element to the score of raw materials in each of the four damage categories. The main reasons for this were the production of urea-formaldehyde resin, followed by raw materials transportation to the manufacturing site (Cobut et al. 2013a). The other two life cycle stages requiring attention were respectively shipping to the building site and the product end-of-life.

Figure 6.1 shows similar contributions behavior for the paneling product. It is not surprising since it is again the same arrangement of component, except that MDF is used instead of particleboard as the main component. For this product, raw material is again the most contributive to the total environmental scores in each four damage categories. MDF is the main source of impacts and it also accounts for at least 90% of total product weight. The end-of-life is the second most contributive to the product total impacts, followed by shipping.

For low-end mouldings made of MDF, raw materials were again responsible for more than half the environmental impact contributions for every damages category (59% for HH, 70% for EQ, 58% for CC and 65% for R). MDF production is the main source of impact, but not very far ahead of raw material transportation. However, for this product the contributions of shipping and end-of-life are quite high and of the same order of magnitude as the raw material transportation contribution.

High-end mouldings profile is different from that of low-end mouldings. Even though raw materials acquisition and transformation is still the highest contributor to the product total impacts for each damage categories (54% for HH, 96% EQ, 42% for CC and 40% for R), details show a different pattern. Raw materials transportation has similar score for human health (27%) than raw materials production (28%), but higher scores for climate change and resources categories (24% and 23%) than solid wood and acrylic varnish production

(18% and 18% respectively). Damages on ecosystem quality are largely dominated by the production of solid wood (94%). End-of-life contributions to climate change and resources are higher than the production of raw materials and even their transportation. When considering life cycle stages, raw material is the first largest contributor, end-of-life the second largest, closely followed by shipping.

Hardwood flooring has almost the same profile of contributions as high-end mouldings since the products are really close in terms of manufacturing and raw material. For the raw material stage, raw material transportation has a higher contribution than raw material production except for the damage category ecosystem quality where the production of solid wood has a contribution of more than 90%. Another interesting fact is that the coating system has a non-negligible contribution to climate change and resources damages with contributions of 7 and 10% respectively. Here again, the end-of-life is the second most contributive to the product total impacts, followed by shipping. Packaging contributions to total environmental impacts are higher than in previous products for human health, climate change and resources.

Engineered wood flooring has a contrasting profile of contributions even though the raw materials stage still dominates the total impact contributions. Solid wood highest contribution still lies in ecosystem quality due to how forest management processes in *Ecoinvent* and in *IMPACT 2002+* (Cobut et al. 2013a). The production of veneer for plywood has the highest contribution to human health and the second highest contribution to ecosystem quality. Volatile organic compounds emitted during the drying process may be the main contributor to human health impact score (Bergman and Bowe 2011). Raw material transport has also high a contribution to human health, climate change and resources indicators with 16%, 16% and 13% respectively. Besides, the UV coating has non-negligible contributions to raw material impacts in climate change and resources endpoint indicators. UV coating contributes for 11% of the product climate change impacts and for 13% of the product resource impacts (in total raw materials are contributing for 46% and 50% respectively). The contribution of phenol formaldehyde resin to product total impact is also noticeable for the resources endpoint indicator with 10%. The second most contributive life cycle stage would be packaging, followed by end-of-life and shipping.

Despite the fact that raw material is the main contributor to the whole life cycle of the overall product systems, three other cycle stages should be considered. Shipping and landfilling are generally the other most contributing stages to the total product impacts. For the majority of products, shipping contributions are higher than landfilling for HH and EQ endpoint indicators, while landfilling is higher than shipping for CC and R damage indicators. Furthermore, packaging impact contributions seem to be sensitive to the product weight and product composition. Actually, estimation of product weights ranks, in decreasing order, the office desk, door, low-end mouldings, high-end mouldings, hardwood flooring, paneling and engineered wood flooring. As it can be seen in Figure 6.1, packaging has a higher contribution in lighter appearance wood products than in heavier products for every damage category. The influence of the packaging phase seems also to be accentuated when raw materials are mainly solid wood products such as high-end mouldings, hardwood flooring, engineered wood flooring since they are less dense and do not require as much resin input as in composites. This shift in contributions is more appreciable for climate change and resources damage categories where resins are susceptible to induce greater impacts when used as raw materials compared to solid wood and veneer products. In the case of the lightest appearance wood products, that is EWF, packaging contributions to total product impacts reach and even exceed end-of-life or shipping contributions in most damage categories. However, this fact is only observed for a lowest weight product with lower raw material impacts. The lightest product made of composites is paneling but the observations are not as noteworthy as for engineered wood flooring because of its higher raw materials impact contributions induced by resin content.

6.5.2. Product weight

As was seen previously, weight plays a non-negligible role in product overall impacts. It has been observed that lighter product systems had a slightly different repartition in terms of impact contributions and especially packaging.

6.5.3. Glues and coatings

From the door study and all extrapolated impacts, the contribution of glues for assembly and coatings to product systems seems negligible in comparison to resins contributions in

panels production. Nevertheless, in the case of lighter products such as engineered wood flooring, the contribution of glues and coating were noticeably higher when compared to what was observed in other products. In fact, the weight of coatings and glues is, in general, largely dominated by the weight of wood components. The fact that EWF is an exception comes from its lower thickness combined with a higher use of coatings for a higher resistance and thus product longevity. Also, the use of plywood that requires a noticeable amount of glue is also responsible for those results. At the end, this makes a large concentration of glues and coating in a lightweight product.

6.5.4. Solid wood and veneer versus wood composites

Environmental profiles differ between composite based products and solid wood and veneer based products. The main reason lies in the type of wood raw materials. For solid wood or veneer products, the required quantity and quality of wood lead to a higher impact on ecosystem quality due to wood selection specificities. In contrast, composite based products are usually made of residues from the aforementioned processes so the impact on ecosystem quality is decreased. It is logical to see higher scores and contributions for solid wood and veneer based products in figure 6.1 compared to composites based products. On the opposite, composite based products have greater impacts and contributions on climate change and resources damage categories. Resins and additives as well as processing energy consumption needed for board production such as particleboard, HDF and MDF have important impacts on climate change and resources. Concerning human health indicator, it seems that composite based products and solid wood and veneer based products have similar impact.

6.5.5. LCA studies of wood products and associated technologies

González-García et al (2012a) studied the environmental profile and the ecodesign potential of a wooden based modular playground. The impacts were analyzed from cradle to gate. The main wood material in their products was scandinavian solid pine (50% of total weight), three layered laminated board (25% of total weight) and plywood (12% of total weight). The environmental impact assessment (EIA) methodology used was *CML 2 Baseline 2000 v2.1 biogenic*, which is different from the one used in this study. As main

contributor to the total environmental impacts, they found the assembling stage with a contribution of 60% to 83% depending on the impact category. The assembling comprises raw material such as wood boards, solid timber, metal pieces and plastic pieces and raw materials transportation. The results are quite similar to what was found in this research, except metal and plastic pieces were not in the inventory. Packaging had a higher contribution in the study of González-García et al. (2012a) because of the presence of cardboard and many impacts were also due to metal pieces that were not present in this research. Plastic pieces and lacquering were not noticeable contributors to the total impact.

In another study, the environmental profile and the ecodesign of an interior wood product was analyzed by González-García et al. (2012b). The product was an interior set of furniture for children. The impacts have once more been studied from cradle to gate. The main components were wood materials such as, solid timber (less than 5% of product weight), MDF (nearly 10% of product weight) and particleboard (at least 80% of product weight). The same EIA methodology as in the previous study from González-García et al. (2012a) was used. The main LCA results are again very similar to the research results even though the EIA methodology is different. Raw materials were found to be the most contributive to total environmental impacts of the product. The particleboard was the main contributor to the raw materials impacts, because of its proportion in the product composition, just as in the door case study (Cobut et al. 2013a). Extrapolation results presented in the current study are hence in accordance with the work of González-García et al. (2012 a and b).

The case of hardwood and alternative floor coverings was studied by Mahalle (2011). The study was performed from cradle to grave. A modified version of North American *TRACI* methodology, CO₂ from air was accounted for as a negative emission to include CO₂ sequestration by forests, has been used as well as the *Cumulative Energy Demand (CED)* method. As for pre-finished hardwood flooring, the main findings suggest that the manufacturing stage was the dominant stage in terms of energy and environmental flows. It consumes 72% of total energy and emits 30 to 76% of environmental emissions among the chosen categories. The manufacturing stage consisted in drying green lumber, milling operations (planing, ripping, trimming, molding) and finishing operations (coating and

packaging). The drying process was the most contributive to the manufacturing stage. It is also the most energy intensive with 75% of energy consumption on a cradle-to-gate basis. Moreover, drying is responsible for most of the GHG emissions. Finally, drying contributes significantly to all other impacts categories compared to the two other manufacturing processes. These results again confirm that raw materials acquisition and transformation are big contributors to the products environmental impacts as identified by the prediction presented in the current study.

Werner and Richter (2007) made a literature review on comparative LCA studies performed on wood building products. From their review, it appears that composites wood products, such as particleboard, HDF or MDF, enable to obtain a better roundwood yield compared to solid wood products. However, there is a generally very high consumption of fossil energy associated with the production of fibers and chips as well as of resins or additives. They also pointed out that current methods used for the impact assessment do not allow to consider impacts of forests, such as land occupation, impacts on biodiversity, purification of air and other environmental services. The depiction of toxicological effects of chemical components is also criticized since both existing methodologies and the model structure of LCA do not allow spatial or temporal resolution. Their conclusions meet the current study extrapolated findings.

The environmental profile of four types of wood coatings has been studied by Gustafsson and Börjesson (2007). They studied two wax-based coatings, rapeseed oil derived wax and paraffin derived wax, and two UV cured coatings, one water-based and the other 100% solid. A LCA from cradle to grave of these four coatings was performed using a common functional unit. The study reveals that the most environmentally friendly alternative was the 100% solid UV coating. In fact, the most contributive life cycle stage was the production of ingredients as well as the application and drying of coatings where the productive country energy grid mix is very important. Gustafsson and Börjesson (2007) results are lead to explore the issues of ecodesign, which is done in the next section.

6.6. Ecodesign recommendations for appearance wood products

From the extrapolated environmental profiles, it is possible to imagine ecodesign solutions for this family of product. In this section, the ecodesign process will also be inspired by previous research findings from Cobut et al. (2013b). Based on the previous results, the discussion is organized around two groups of appearance wood products, composite based products opposed to hardwood and veneer based products.

6.6.1. Composite based appearance wood products

For composite based products, it seems reasonable to say that environmental improvements can be achieved by focusing on board design, transportation parameters, reuse or remanufacturing and packaging for lighter products.

6.6.1.1. Boards design

Particleboards and MDF are the main component for products in this group that includes the case study door, office desk, architectural paneling and composite mouldings. They also are the most contributory components to those products environmental impacts. Three types of solutions addressing boards design are presented.

Board resins

It was seen in the door study that, using pine tannins in the resin formulation of core particleboards helped reducing the environmental profile of the whole door system by at least 20% in all four damage categories, which are human health, ecosystem quality, climate change and resources. The observed benefits and the validation of this technology through industrial production of particleboard in Chile, make this solution interesting and applicable in the short-term (Cobut et al. 2013b). This lead can thus be applied to the office desk made of particleboards and the other products made of MDF. In fact, in the original study on pine tannin based resin, the manufacturing of particleboards and MDF were tested. A considerable amount of effort has been put in the research and development of alternative resins for wood boards manufacture (Pizzi 2013). However, to truly understand their environmental benefits, a true life cycle analysis should be performed.

Thinner boards

In the work of González-García et al. (2012b) about children furniture ecodesign, the option of thickness reduction for wood boards has been addressed. It showed promising impact reductions. Thinner wood boards, such as particleboard in the case of the office desk, would diminish raw materials related impacts like raw materials consumption, energy used in the manufacturing (thinner equals faster heat distribution for polymerisation) and transportation, freight or end-of-life impacts.

Lightweight panels

Another ecodesign option that has not been mentioned in the door study is replacing particleboard or MDF core with a lighter core. That can be interesting for office desk, the heaviest product of this group. By reducing component weight, the impact of this component may be reduced but it can also decrease transport impacts that are calculated on a ton per km unit. Scientific literature and companies present specific boards that can be used for the furniture and doors industry as a substitute to MDF or particleboard. Lightweight panels can be distinguished into four types: conventional wood-based panels with reduced density by lower compaction of the mat or low density raw materials, tubular boards, sandwich panels with homogeneous core layer such as foam core and sandwich panels with heterogeneous core layer such as honeycomb panels. These panels are less present in North America than in Europe and they are still subjected to research works (Shalbafan 2013; Sam-Brew 2010; Thoemen 2008).

In general, the reduced weight in lightweight panels comes with lower mechanical properties and higher production costs compared to conventional wood panels (Thoemen 2008). Lightweight panels can be up to 75% lighter than regular wood boards (Sam-Brew 2010; Cascades Inc. 2013). The highest benefits from lightweight panels may be seen for the whole transportation, both of raw materials and shipping. A reduction of a component weight is a reduction of both freight costs and freight environmental impacts.

DendroLight is producing interesting panel cores from cellular solid wood ranging in density from 260kg/m³ to 477 kg/m³ (Bell 2013a; DendroLight 2013a). Their core products

have the advantage of not containing resin because of the solid wood core. Other advantages, that concern mostly interior wood doors is that the door specific DendroLight panels, are fire-rated with 30min and have also acoustic performances with a sound insulation up to 35dB (DendroLight 2013b). A version of *DendroLight* panels exists for table tops and may be suited for office desks (DendroLight 2013c). No formal environmental studies were ever performed on these products, thus no decisions should be made before analyzing the real environmental impacts associated with such panels. But interesting diminutions in weight-associated impacts can be foreseen.

Lightweight panels seem particularly interesting for heavy products such as the door or the office desk, but solely a life cycle analysis could determine their environmental benefits. It seems essential that manufacturers should educate themselves and associate with environmentally responsible suppliers, since their raw materials choices can definitely have a high influence on the final product environmental profile, especially when the main component is a composite.

Board manufacturing process

Another lead proposed was the minimization of energy use for board products and the use of renewable energy sources (González-García et al. 2012b). In addition, the Athena Institute key findings (ASMI 2009) converged with those of González-García (2012b), they proposed the optimization of resin usage and the intensification of renewable energy utilization as leads for environmental improvements. The intensification of renewable energy use seems important because some board making processes are really energy intensive. In the province of Quebec, particleboard manufacturer are less concerned by this issue since the most common source of energy is hydroelectricity.

González-García (2012b) also observed that an increased reuse of internal wastes in the manufacture of products also permitted to decrease overall impacts. The more wastes are reused on-site, the greater the impact reduction will be.

6.6.1.2. Transportation

In the door case study, it was observed that changing transport mode could provide significant environmental impact reductions (around 30% when looking at raw materials transportation impacts specifically). However these reductions were relatively minor in comparison to the overall life cycle door impacts (a maximum of 9% for human health).

Nevertheless, the sensitivity analysis results show that shipping characteristics can have a substantial influence on the LCA results of every studied appearance wood products. For instance, a decrease of the truck loading by 25% and 50% increases the contribution of the shipping stage that exceeds that of the end-of-life. On the contrary, increasing the loading by 25% diminishes the environmental impacts of the shipping phase. For appearance wood products that may need extra space due to packaging to preserve integrity and quality during shipping may be subjected to higher environmental impacts during the shipping stage. It is then important to consider this parameter when trying to decrease the environmental burden of the product.

As with truck loading, the same observations have been made for shipping distances when rising by 100% with road transportation and 300% with rail transportation. The shipping phase becomes the second most contributive stage to the product life cycle. As said before, it is possible for appearance wood product manufacturers to obtain a contract on a distant non-residential construction site so the shipping distance can be higher than that of the baseline hypothesis. Therefore, as rail freight has less environmental impacts than road freight, it should be preferred for higher distances.

Finally, transportation parameters can have substantial impacts on the LCA results of products and decisions should be made accordingly, whether it is by managing differently shipping logistics (packaging and loading), promoting shipping by rail or by finding local area suppliers whenever possible or applicable.

6.6.1.3. Packaging for lighter products

As architectural panels are lighter, the contribution of packaging increases in its environmental profile. In González-García et al. (2012b), the question of packaging was

also investigated. The substitution of plastic bags with cardboard shows interesting impact reductions as well as the use of recycled plastic materials. Therefore, the aforementioned solutions could also be applied in the studied context.

6.6.1.4. Reuse and remanufacturing

For the door, the remanufacturing option with the core assembly reutilization exhibited the largest benefits in terms of environmental damage reduction over the whole life cycle (Cobut et al. 2013b). One reuse of the core assembly permitted to save at least 25% of the original score regardless of the damage category. Remanufacturing is a short-term option, without any new technology or new suppliers. It does involve the implementation of reverse logistics networks.

Remanufacturing could be a reasonable end-of-life option to reduce office desk and architectural paneling impacts. However, the high degree of customized architectural paneling may bring supplementary difficulties to refurbishment and reverse logistics. Moreover, highly customized products may not be fitted for remanufacturing since they only meet very specific demand for specific functions and buildings. To counter the problem of high customization, pieces of sanded MDF panels, depending on their conditions, may be reused in the production of other architectural panels of different sizes. Moreover, an office desk has a different fastening system that may require more inspection and attention for remanufacturing. These specific fasteners on the other hand may make disassembly of the desks into their components easier.

For composite moulding, remanufacturing may not be as straightforward as in the previous cases, if not possible at all. The value of composite mouldings may not justify the remanufacturing process. However, composite mouldings could be sanded and shaped to serve as back up or filler raw materials. It could be used, for example, as raw material input for non-conventional sized wood products that include MDF components of different shapes and forms such as in cabinetry or paneling. This process is already used in the studied door manufacturing plant (Cobut et al. 2013a). Unused particleboard parts serve as raw material input for doors to reach higher and non-standard dimensions without extra board costs. González-García et al. (2012b) mentioned the reuse of internal wastes to

decrease the environmental impacts of products (González-García et al. 2012b). Higher the rate of recycling, greater are the environmental benefits. In this case, this would not be considered as internal recycling but the benefits might be comparable. The use of post-consumer boards such as MDF and particleboard as raw materials in composite panels manufacture is also conceivable (CPA 2012). However, the quantity of contaminated wood cannot be over 2% and 10% by weight for MDF and particleboard respectively (CWC 2001, 2002).

In any case, the redirection of wood products from landfill and its reintroduction in other similar product life cycle have high probability of success in reducing the product environmental impacts.

6.6.1.5. Energy generation

Composite based products may not be suited for energy generation since they are identified as contaminated waste. In general, contaminated wood is used less frequently or in smaller quantities due to widespread concern over its potential to produce air contaminants. The option can be one of choice though when using proper high-temperature furnace with high filtering capacity, considering the interesting results obtained when substituting fuel oil for heat production (Cobut et al. 2013b). Besides, several sources mention that in the context of the province of Quebec, energy production from wood wastes may not be as beneficial environmentally and economically as in other province or countries because of the low cost and availability of hydroelectricity (Gouvernement du Québec 2013; Laurent et al. 2011).

6.6.2. Solid wood and veneer based appearance wood products

As presented in Figure 6.1, products made from solid wood and veneer have the highest environmental impacts in ecosystem quality endpoint category. As seen in Cobut et al. (2013a), the highest contribution in ecosystem quality related midpoint indicators is through the land occupation (in m² organic arable land .yr) midpoint indicator. It can be interpreted by the fact that a lot of products based on wood are used, especially veneer and solid wood, that need timber of larger size and not particles that are generally by-products from primary processing industries. Of course, the production of wood requires industrial

interventions on vast areas of forested land but the characterization factors for land occupation in *IMPACT 2002+* comes from *Eco-indicator 99* that are based on an empirical model determining the difference in land use quality (biodiversity) between a given land use type (forestry in this case) and a reference state (the natural Swiss forest). The representativeness of the wood production system and naturel reference state between Switzerland and Canada is questionable and remains to demonstrate. In the three other damage categories, the shipping and end-of-life stages have higher contributions than for composite based products due to the smaller footprint of solid wood production compared to composites. Ecodesign strategies could target the solid wood supply, as well as managing freight and end-of-life. Concerns about packaging and coating are noticeable for lighter products.

6.6.2.1. Sustainable wood resources

As solid wood based appearance products have such a great impact on environmental quality compared to composites, it seems legitimate to ensure that solid wood is sourced from sustainable forest practices. The use of certified wood is a valid option for that matter. More information on sustainable forestry certification programs is available in (Cobut et al. 2012; Cashore et al. 2005; Gulbrandsen 2004; Hansen et al. 2006; ITS Global 2011; Ozinga and Krul 2004; Tikina et al. 2012; Wingate and McFarlane 2005).

6.6.2.2. Freight and local sourcing

For minimizing freight environmental impacts linked to raw materials acquisition, it is important to deal with local solid wood and chemicals suppliers. Local suppliers are one of the best choices to reduce environmental impacts related to transportation. For all life cycle stages, the use of rail or waterway freight, wherever possible, decreases the environmental impacts linked to shipping when compared with conventional diesel truck transportation.

6.6.2.3. Packaging and coatings for lighter products

As packaging have a higher contribution for hardwood flooring and engineered wood flooring, strategies investigated in González-García et al. (2012b) are worth considering. The substitution of plastic bags with cardboard as well as the use of recycled plastic

materials showed interesting impact reductions. The highest percentage of recycling and substitution yielded the highest environment footprint reductions.

For engineered wood flooring, the contributions of UV coating and glues have taken a higher share than in all previous appearance products environmental profiles. Even though the applied UV coating contribution is non negligible, a study has shown that 100% UV coating is the most environmentally friendly option considering its resistance to wear compared to solvent based UV coatings and wax-based coatings (Gustafsson and Börjesson 2007). Replacing chemical non-renewable resources with renewable ones could enhance their environmental profile. However, it is necessary to make sure through a life cycle analysis that such substitution brings real environmental benefits.

6.6.2.4. Reuse and remanufacturing

Architectural woodwork was often valued for its character and beauty making it a prime candidate for salvage and reuse (Jeffrey 2011). Therefore, the cost of salvaging architectural woodwork was easier to justify during demolition process because of prohibitive costs associated with its reproduction. Reclaiming wood is actually a growing industry. This market appeal lies in the material environmental story and history, its unique visual patina and its strength and stability (Bell 2012). Furthermore, landfilling with wood construction waste will not be allowed in the jurisdiction of Québec beyond 2014. In the case of hardwood mouldings, it is clear that salvaging is one viable end-of-life option. The diversion from landfill will avoid greenhouse gases production and substitute to virgin solid wood production, reducing in the end related raw material impacts. Reclaiming hardwood floors is actually a more common activity than other wood reclaims. Hardwood floors can be recovered for more versatile applications than hardwood mouldings due to their shapes and sizes. Wall coverings, furniture and floor coverings are potential applications. An innovation in the installation system, possibly through clickable systems, could enhance the recovery potential of hardwood floorings and provide used floors of higher quality.

To summarize, additional care should be brought to hardwood mouldings, hardwood and engineered wood floors during removal to maximize their recovery potential. Innovations in the installation system may also help enhance this potential.

6.6.2.5. *Recycling*

If hardwood mouldings or flooring are not worth being kept in the same condition because of deterioration or wear, it could easily be used as raw material for various products. They should of course be free of all finishes or glue. For that it would be recommended to sand them beforehand. Textured wood walls are potentially interesting for reusing hardwood waste as tiles because of their value and quality. It is also interesting to notice that textured wood wall markets are emerging in North America (Bell 2013b). Other applications that use reclaimed wood are potentially interesting for reusing hardwood mouldings.

6.6.2.6. *Energy generation*

Energy generation from hardwood based products waste is conceivable if the solid wood is free as much as possible of contaminants such as glues and finishes. In some facilities though wood wastes used for fuel are tested to ensure that contaminant levels are kept at the required levels (Jeffrey 2011). Negative impact of contaminated wood wastes can be controlled through the use of proper high-temperature and high-filtration furnaces. The use of clean waste wood as a fuel source for heat and electricity production is a well established practice in many countries including Canada and the United States (Jeffrey 2011). Several studies suggest that post-consumer wood recovery for energy generation is mostly beneficial for net greenhouse gases (GHG) reduction when substituting fossil energy (Jungmeier et al. 2003; Laurent et al. 2011; Sathre and O'Connor 2010a; Cobut et al. 2013b). Jungmeier et al. (2003) are very specific about the fact that using this kind of bioenergy might be CO₂ neutral but not CO₂ free and that there is a need to compare energy generation to other waste management options before making decisions. As an example, in Quebec context, it seems that energy recovery is not, at this time, relevant to ensure important environmental benefits, considering the ready availability and low cost of hydroelectricity. However, substitution of fossil fuels by waste wood fuels remains a viable option for diminishing global warming impacts (Laurent et al. 2011; Cobut et al. 2013b). The last question to be addressed is whether or not it is economically profitable to use high value products such as hardwood flooring or hardwood moulding for energy generation in comparison to reuse or remanufacturing.

6.6.3. Indoor air quality

In its current state, life cycle analysis does not permit to assess indoor air quality impacts even though this is an important issue for building materials such as appearance wood products. To get around the sick building issue, it is important to address viable solutions. Among them, it is reasonable to consider ecolabelling as an effective option. Getting appearance wood products certified for indoor air quality standards, is a good way to tackle problems that are not well implemented in LCA methodologies.

6.7. Limitations

The present study is limited in many ways. Simplifications were necessary to be able to extrapolate the door case study impacts without making supplementary LCA for every other appearance wood product category. These simplifications have surely brought uncertainties to the final results.

As for life cycle stages extrapolation, packaging modeling is based on the door case study for most products except flooring products. This may induce uncertainties in the related impacts. The manufacturing stage is based on the door study and thus may not represent the reality of all products in the family. For example, mouldings as well as wood flooring have a larger amount of machining than other product and they also produce more dust. Impacts related to manufacturing may then be underestimated since the infrastructure is not taken into account. Another limitation would be the usage phase. Maintenance of products or coatings has not been addressed since this phase is based on the door study. This phase may be a source of further impacts as presented in Mahalle work (Mahalle 2011).

6.7.1. Life cycle environmental impacts calculation methodology

Finally, methodological choices such as the use of *IMPACT 2002+* damage categories and data adapted to North America and the province of Quebec bring more limitations to the presented findings. One such limitation certainly lies in the still remaining high level of controversy on the capacity of *IMPACT 2002+* to assess correctly the diversity of forest management situations for the ecosystem quality impact endpoint indicator. For all wood

products, this is a serious limitation since the raw material procurement stage is in all products the main contributing stage.

6.7.2. Biogenic carbon

The carbon stored in wood products has not been calculated separately and added in our model. The Ecoinvent database, used for the LCA purpose, has been selected to choose wood products process from. However, the carbon allocation correction, developed by the database to take into account the carbon storage in wood products, is not relayed to LCA results since *IMPACT 2002+* do not take into account carbon intake when calculating environmental impacts as do almost all environmental impact assessment methodologies available. Therefore, by accounting for carbon intake from forest and then storage in wood products, the results will vary from the presented results.

To finish, wood products in landfills have a slow rate of decomposition and deposition in landfills is widely considered as a mean to enhance carbon storage assuming that landfill gases are recovered properly. Nevertheless, in this study, the door disposal and subsequent appearance wood products disposal in a sanitary landfill was not considered as carbon storage. Then, it is fair to prospect that the accounting of carbon storage during landfilling may change the environmental impacts contribution of the end-of-life to the total score of appearance wood products by lessening its impacts contribution and maybe balancing waste transportation impacts to the landfill site.

6.8. Conclusion

The aim of this research was to identify solutions for the ecodesign of interior appearance wood products used in nonresidential constructions based on their environmental profiles extrapolated from a previous wood door case study.

The predicted environmental profiles could be seen as viable data since the trends were similar to those found through the scientific literature. Environmental profiles were very distinctive depending on the nature of raw materials. Composite based products had higher contributions related to raw materials than solid wood based products. Solid wood based

products had the highest negative impact on the quality of ecosystem. The product weight was also decisive in the contribution share and global score in each damage categories. Lighter products exhibit higher relative contributions for shipping, end-of-life and packaging and lower contribution of raw materials than heavier products. In general, heavier products obtained the highest scores for most damage categories that are human health, resources and climate change compared to lighter products. This pattern has been observed but divided between solid wood products and composite products for the ecosystem quality indicator.

Ecodesign solutions for composites based products are strongly related to remanufacturing and decreasing the composite component weight by design with for example the use of lightweight panels or thinner panels. For solid-wood based products, ecodesign can be seen as remanufacturing or reclaiming, using local certified sustainable wood. The use of hardwood waste may be environmentally beneficial for energy purpose and mostly heat production in substitution to fossil fuels, in the context of the province of Quebec, but may not be as relevant as reuse and recycle because of the value of solid wood products and the longer carbon storage potential.

As a general comment, diverting used appearance wood products from landfill by remanufacturing, reclaiming and thus extending their life span appears to be an effective ecodesign path. Moreover, freight environmental impacts are noticeable enough to be considered in every product system. The remanufacturing process in wood products calls for supplementary expertise such as closed-loop supply chains that include reverse logistics, the development of retro-logistics systems and services. Then more research and development should be performed to successfully apply remanufacturing in an industrial environment. Finally, it seems that design for recovery should be included in appearance wood products development to divert end-of-life options from landfills eventhough properly managed landfilling is considered as carbon storage.

Ecolabels for sustainable wood sourcing or for indoor air quality are viable ecodesign options to address issues specific to indoor appearance wood products and that may not be well implemented in LCA.

Conclusion

L'objectif général de cette recherche était de permettre le positionnement des produits d'apparence en bois dans la construction non résidentielle en misant sur la conception de produits à faible trace environnementale, et ainsi permettre aux entreprises manufacturières d'être plus compétitives en épousant la dynamique du marché et des réglementations de plus en plus exigeantes favorisant des produits plus respectueux de l'environnement. De manière plus spécifique, les objectifs étaient : de développer une meilleure compréhension des impacts environnementaux liés aux produits d'apparence en bois en analysant les certifications environnementales et écolabels existants; d'utiliser l'approche analyse du cycle de vie (ACV) afin d'identifier le profil environnemental du produit d'apparence le plus spécifié en construction non-résidentielle et de proposer, dans une démarche d'écoconception, des scénarios alternatifs qui permettent d'en améliorer la trace environnementale; et finalement, en se basant sur les résultats de l'étude de cas, d'extrapoler les résultats obtenus à l'ensemble des produits d'apparence en bois pour la construction non-résidentielle. Ces différents objectifs ont permis de cerner les différents enjeux liés à l'écoconception des produits d'apparence en bois pour la construction non-résidentielle. Au regard des résultats et observations obtenus, il est possible de tirer plusieurs conclusions.

L'analyse des différentes étiquettes environnementales applicables aux produits d'apparence pour le secteur non-résidentiel a permis de dégager plusieurs enjeux. Tout d'abord, il est apparu évident que les approches mono-critères telles qu'employées par les écolabels pour les ressources forestières et pour la qualité de l'air intérieur ne sont pas pertinentes pour exprimer la performance environnementale globale d'un produit. Ces écolabels proposent une faible couverture des indicateurs environnementaux et des étapes du cycle de vie du produit. Ces observations sont consistantes avec la littérature disponible qui confirme que l'analyse de la performance environnementale d'un produit ne doit pas seulement se baser sur quelques indicateurs environnementaux ou étapes du cycle de vie. Une forte convergence a été observée autour de l'idée que l'approche globale proposée par les étiquettes de type cycle de vie était plus pertinente que l'approche fragmentée proposée par les écolabels multi-attributs pour aider au développement de produit respectueux de

l'environnement. Cette observation est supportée autant par l'approche pensée cycle de vie employée dans nos travaux que par la littérature scientifique (Chapitre 3). La revue de littérature effectuée a en effet montré que la méthodologie de l'ACV était l'approche la plus complète quant à l'appréciation environnementale d'un produit. Malgré le fait que l'analyse par la pensée cycle de vie ait montré la pertinence des écolabels à approche cycle de vie par rapport aux trois autres groupes (ressources forestières, air intérieur et multi-attributs), ceux-ci apparaissent néanmoins plus difficile à mettre en œuvre principalement dû aux caractéristiques inhérentes à la pratique de l'ACV. Ceci est parfaitement illustré par le fait que les programmes de certifications environnementales de bâtiments ne reconnaissent pas ce type d'étiquette pour les produits d'apparence en bois. Les principaux écolabels reconnus par ce type de programme sont les écolabels pour les ressources forestières et la qualité de l'air intérieur. Les déclarations environnementales de produit dont la démarche est beaucoup plus transparente et indépendante connaît en revanche une notoriété croissante dans les produits de la construction, face aux approches souvent moins transparentes et plus subjectives des étiquettes environnementales du type multi-attributs et approche cycle de vie.

Par ailleurs, les produits d'apparence en bois, comme par exemple les portes intérieures, sont principalement des assemblages de plusieurs produits forestiers qui vont du panneau de fibre à la feuille de placage. La plupart du temps, ces composants sont déjà porteurs de labels environnementaux de type forestier ou qualité de l'air intérieur. Il devient alors compliqué d'intégrer et d'estimer ces caractéristiques labelisées à un niveau produit puisque le produit final peut devenir un assemblage de composants écolabellisés et non-écolabellisés. Le fait d'affirmer qu'un produit est écoresponsable car il contient un ou plusieurs composants écolabellisés n'est donc en soit pas valide. Seule une approche globale et multi-critère comme l'ACV peut infirmer ou confirmer cet argument.

Au premier chapitre, il a été vu que les étiquettes environnementales et les programmes de certification en général pouvaient être des forces motrices à l'implantation d'une démarche d'écoconception en entreprise. Ainsi, dans la perspective de l'utilisation des étiquettes environnementales comme forces motrices à la pratique de l'écoconception dans ce secteur, il est important de prendre en considération les éléments précédents. Alors que les écolabels mono-attributs du type forestier ou qualité de l'air intérieur ne sont pas de bons

représentants de la performance environnementale globale d'un produit, une démarche d'amélioration environnementale basée sur ces critères ne saurait être pertinente. Les programmes de type multi-attributs et approche cycle de vie devraient en revanche apporter des idées plus concrètes pour aborder l'écoconception d'un produit. Cependant, l'augmentation des déclarations environnementales de produit sur le marché aurait pour effet un recours systématique à l'approche globale et multi-critère de l'ACV qui est un point de départ important dans toute démarche d'écoconception.

L'analyse du cycle de vie a permis dans un premier temps d'établir le profil environnemental d'un produit d'apparence en bois commun dans la construction non-résidentielle. Il a été ainsi observé que les étapes du cycle de vie de la porte intérieure en bois les plus impactantes étaient l'acquisition et la transformation des matières premières, la distribution ainsi que la fin de vie. De manière plus spécifique, le panneau de particules, qui est le composant dominant de ce produit que ce soit en poids ou en volume, possède la plus grande contribution à l'impact des matières premières. Ceci est notamment dû à l'utilisation de la résine urée formaldéhyde lors de sa production. La distribution du produit au site de construction effectuée par camion a également eu une contribution non négligeable à l'impact environnemental total de la porte. Bien plus que la distribution, la question du transport tout au long du cycle de vie de la porte est apparue incoutournable. L'enfouissement a également des impacts significatifs sur le profil de la porte principalement à cause du transport par camion de collecte municipale.

Finalement, les principaux enjeux environnementaux liés à la porte sont : le panneau de particule, qui est le principal composant de la porte, le transport et la fin de vie. Ces trois enjeux sont donc devenus les trois paramètres clés dans la démarche d'écoconception pour le produit à l'étude.

Parmi les différentes pistes d'amélioration environnementale proposées, seulement quelques unes ont abouti à une diminution importante de la trace environnementale de la porte. L'alternative environnementale possible à la résine UF a été identifiée comme la résine à base de tannins d'écorce de pin. En plus d'obtenir une diminution importante des impacts environnementaux totaux de la porte, cette technologie a déjà été validée à l'échelle industrielle. Bien que moins spectaculaire, la baisse de la trace environnementale

de la porte obtenue grâce à l'approvisionnement local ou l'utilisation privilégiée du rail a permis de mettre en lumière un aspect important du cycle de vie du produit. La logistique peut jouer un rôle important dans la diminution de la trace environnementale d'un produit. En effet, l'approvisionnement local par camion d'un seul des composants (HDF) a permis de baisser l'impact global de la porte (9%). Il est donc pertinent de prendre en compte cet aspect lors des choix des fournisseurs, d'autant plus que cette option paraît plus facile à mettre en place que le changement d'infrastructure ou de procédés de production. La piste de la réutilisation du cœur de la porte a été la plus convainquante. Détourner le produit de l'enfouissement mais aussi éviter la production et l'acheminement de matières premières vierges, notamment les plus impactantes comme le panneau de particules, ont permis une diminution très intéressante de l'impact. Un des problèmes soulevés par la réutilisation du cœur et donc la remanufacture de la porte, se trouve principalement dans l'état, la gestion et la logistique des portes usagées. Malgré un gros potentiel de réduction de l'impact de la porte avec la valorisation énergétique en fin de vie sur les catégories changements climatiques (réduction des GES) et ressources (consommation d'énergie non-renouvelable évitée), les impacts sur les autres catégories de dommages se sont avérés plus importants que le scénario initial d'enfouissement à cause des émissions du procédé de combustion.

En dehors du fait que ces différentes pistes d'écoconception aient permis de diminuer la trace environnementale de la porte, plusieurs limitations subsistent. En effet, la modélisation des produits du bois, plus particulièrement des pratiques sylvicoles et la qualité de l'air intérieur ne sont pas correctement intégrés dans les méthodes de calculs d'impacts actuels. Ainsi, il n'est pas possible de dire si les produits alternatifs éco-conçus en utilisant ces méthodes ont plus ou moins d'impacts sur la qualité de l'air intérieur, ou si les impacts environnementaux de l'utilisation des produits du bois sont correctement estimés lorsque la matière ligneuse provient d'un aménagement durable des forêts. Il apparaît donc légitime que les écolabels forestiers et sur la qualité de l'air intérieur, qui répondent à des problématiques spécifiques, puissent pallier à ce problème en attendant que les modifications ne soient apportées à ces différentes méthodologies de l'analyse de cycle de vie. En outre, la disposition des produits en bois dans des sites d'enfouissement bien gérés (i.e. récupération des émissions de méthane et dioxyde de carbone et éventuellement valorisation énergétique de ces derniers) résulte généralement en une réduction des

émissions de GES, ce qui n'a pas été comptabilisée comme telle dans notre étude. Une prise en compte du stockage de carbone lors de l'enfouissement aurait éventuellement changé la contribution de la fin de vie au profil environnemental de la porte et peut-être compensé une partie des impacts du transport municipal.

L'extrapolation des résultats de l'étude à l'ensemble de la famille des produits d'apparence en bois a permis de dégager plusieurs pistes d'amélioration environnementale à considérer pour les produits d'apparence intérieurs en bois. Les résultats et les observations découlants des différents profils environnementaux ont conduit à l'élaboration de pistes d'écoconception pour deux groupes de produits distincts : les produits d'apparence à base de composites et les produits d'apparence faits de bois franc et/ou de placages. De manière générale, les matières premières ont une contribution plus marquée pour les produits à base de composite que les produits à base de bois solide au niveau des dommages sur la santé humaine, le changement climatique et les ressources. Pour les produits à base de bois franc ou de placage, en revanche, les matières premières ont une contribution à l'impact plus importante sur la qualité des écosystèmes. De plus, la masse du produit s'est avéré décisif dans la répartition des contributions des étapes à l'impact total du produit au niveau des catégories de dommage. Dans les produits plus légers, la contribution des matières premières à l'impact total du produit est plus faible laissant une contribution plus élevée au transport au site, à l'emballage et à la fin de vie.

D'après les profils environnementaux des produits à base de composite, des pistes d'écoconception axées sur le reconditionnement du produit ou l'innovation au niveau de la conception des panneaux composites ont été soulevées. Des solutions gravitant autour de la réduction du poids de ces panneaux par l'utilisation de panneaux légers ou par la diminution de leur épaisseur sont prometteuses et méritent d'être étudiées plus en profondeur. En ce qui concerne les produits à base de bois franc ou placage, des pistes d'écoconception telles que le reconditionnement et plus certainement la réutilisation ont été abordées. L'approvisionnement local de la ressource forestière et des produits chimiques utilisés, à savoir les produits de finition ou les colles, peut permettre d'abaisser la trace environnementale des matières premières qui sont beaucoup influencés par le transport en général. L'approvisionnement responsable de la ressource forestière à l'aide de bois certifié est un élément indispensable comme peut le montrer l'influence du bois franc ou du

placage sur la qualité des écosystèmes avec l'ACV mais aussi sur la réduction des émissions de GES et a fortiori dans l'atténuation des changements climatiques. La valorisation énergétique est possible pour les produits ayant un taux minimum de contaminants (peinture, vernis, colle, etc.) ou alors par l'utilisation de fournaies à haute température et à haut pouvoir filtrant. Les bénéfices environnementaux, notamment la diminution des émissions de GES et la consommation d'énergies non-renouvelables, tirés de la valorisation énergétique sont intéressants lors de la substitution d'énergie fossile et ce d'autant plus que la ressource énergétique est carbonée. Cependant, il est conseillé de comparer les diverses options en fin de vie afin de faire un choix éclairé. Il est aussi apparu que le taux de chargement et la distance lors de la distribution du produit au site de construction étaient des paramètres sensibles pouvant avoir des impacts importants sur le profil environnemental du produit. Il est donc important de bien considérer ces paramètres de transport dans le bilan environnemental.

L'amélioration de la gestion en fin de vie des produits d'apparence en bois est un défi d'écoconception pertinent. Les thèmes comme l'enfouissement et la valorisation énergétique à des fins de substitutions aux énergies fossiles restent encore à être développés et étudiés d'avantage, et plus particulièrement la réutilisation en fin de vie. La contribution des produits forestiers dans l'atténuation des changements climatiques comme, augmenter l'utilisation du bois pour des produits à longue durée de vie, augmenter la durée de vie utile des produits du bois (accroître leur durabilité et leur protection) et diminuer l'enfouissement des produits en bois qui se décomposent le plus et donc émettent plus de méthane. Cependant ces actions doivent être une partie intégrante de l'évaluation du cycle de vie incluant les variations du carbone relatif au bois dans le secteur forestier, le secteur de l'énergie et le secteur manufacturier.

Ainsi, la conception pour récupération, ou *design for recovery* en anglais, gagne à être incluse dans la phase de développement des produits d'apparence en bois. Diverses expertises gravitant autour de ce thème telles que les chaînes d'approvisionnement en boucle fermée, la logistique inverse, le développement de services et systèmes rétro-logistiques et les systèmes d'assemblage réversibles sont autant de connaissances à développer pour appliquer de manière efficace ces pratiques dans l'industrie. Plus d'efforts en recherche et développement pourraient être entrepris en ce sens. Par ailleurs, les impacts

non négligeables du transport dans le cycle de vie de ces produits font de cette problématique un enjeu défendable dans les projets d'écoconception. Finalement, les étiquettes environnementales peuvent compléter la démarche d'écoconception des produits d'apparence en bois en répondant à des sujets encore très peu abordés dans les méthodologies d'analyse d'impact du cycle de vie utilisées comme l'impact de la certification forestière et la qualité de l'air intérieur.

Bibliographie

- Abele, E., R. Anderl, H. Birkhofer. 2005. Environmentally-friendly product development: Methods and tools. Springer-Verlag, London. 315 pp.
- Adam, N., G. Avar, H. Blankenheim, W. Friederichs, M. Giersig, E. Weigand, M. Halfmann, F.-W. Wittbecker, D.-R. Larimer, U. Maier, S. Meyer-Ahrens, K.-L. Noble, H.-G. Wussow. 2005. Polyurethanes. Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Wiley-VCH, Weinheim. doi:10.1002/14356007
- AFNOR. 2013. Management environnemental: Aide à la mise en place d'une démarche d'éco-conception. NF X 30-264. Association Française de Normalisation. La Plaine Saint-Denis, France. 46 pp.
- Akerlof, G. A. 1970. The market for 'lemons': quality uncertainty and the market mechanism. *Quarterly Journal of Economics* 84 (3):488-500
- Althaus, H.-J., M. Chudacoff, R. Hischer, N. Jungbluth, M. Osses, A. Primas. 2007. Life Cycle Inventories of Chemicals.ecoinvent report No8. Dübendorf, CH
- An, J.-Y., S. Kim, H.-J. Kim, J. Seo. 2010. Emission behavior of formaldehyde and TVOC from engineered flooring in under heating and air circulation systems. *Building and Environment* 45:1826-1833. doi:10.1016/j.buildenv.2010.02.012
- ANSI. 2009. ANSI Workshop Summary Report : Toward Product Standards for Sustainability. Washington DC. 64 pp.
- Ashby, M. F. 2009. Materials and the Environment: Eco-informed Material Choice. Butterworth-Heinemann, Elsevier, Oxford, UK. 385 pp.
- ASMI. 2009. A cradle-to-gate life cycle assessment of canadian particleboard. Ottawa, ON. 92 pp.
- Bare, J. C., T. P. Gloria. 2008. Environmental impact assessment taxonomy providing comprehensive coverage of midpoints, endpoints, damages, and areas of protection. *Journal of Cleaner Production* 16:1021-1035
- Barker, T., I. Bashmakov, A. Alharthi, M. Amann, L. Cifuentes, J. Drexhage, M. Duau, O. Edenhofer, B. Flannery, M. Grubb, M. Hoogwijk, F. I. Ibitoye, C. J. Jepma, W. A. Pizer, K. Yamaji. 2007. Mitigation from a cross-sectoral perspective. In Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Barringer, H., D. Weber. 1996. Life cycle cost tutorial. Paper presented at the Fifth International Conference on Process Plant Reliability, Houston, Texas, October 2-4
- Beauregard, R. 2002. La production à valeur ajoutée et les stratégies d'affaires dans la chaîne logistique de l'industrie des produits forestiers. Séminaires de l'école d'été. 12 Juillet. FOR@C, Québec, Canada
- Béchar, C. 2008. Stratégie d'utilisation du bois dans la construction au Québec (Wood use strategy for construction in the province of Québec). 20 pp.

- Bell, B. 2012. September, 11th. Reclaiming Wood. FPInnovations. Accessed July, 30th 2013
- Bell, B. 2013a. January, 15th. Dendrolight. FPInnovations. <http://www.fpintell.fpinnovations.ca/en/2013/01/dendrolight/>. Accessed July, 30th 2013
- Bell, B. 2013b. July 16th, 2013. Textured Wood Wall Tiles. FPInnovations. <http://www.fpintell.fpinnovations.ca/en/2013/07/textured-wood-wall-tiles/>. Accessed July, 25th 2013
- Bellini, B., M. Janin. 2011. Eco-conception: Etat de l'art des outils disponibles. *Techniques de l'ingénieur* G 6 010v2:45
- Bergman, R., S. Bowe. 2011. Life-Cycle Inventory of manufacturing prefinished engineered wood flooring in the Eastern United States. 47 pp.
- BIFMA. 2011. Level, the BIFMA sustainability standard - Overview, < http://bifma.org/public/e3docs/level_overview.pdf >.
- Bland, K. 2005. Green Wood: Building Green with Wood. STRUCTURE magazine.
- Blouin, N., G. Belletête, B. Derome, A. Joyce. 2008. L'écoconception: un domaine en émergence au Québec - état de l'art. Montréal, QC, Canada. 50 pp.
- Boeglin, N. 2007. Product environmental quality promotion and ecolabels - La promotion de la qualité écologique des produits et les écolabels. (Promotion de la qualité écologique des produits et écolabels). g 6 250v2. Editions T.I., Paris, France. 15 pp.
- Bonda, P., K. Sosnowchik. 2007. Sustainable commercial interiors. Wiley Publishing, Inc., Hoboken, NJ. 320 pp.
- Bowyer, J. L., R. Shmulsky, J. G. Haygreen. 2007. Forest products & wood science: An introduction. Fifth edn. Blackwell Publishing, Oxford. 558 pp.
- Bowyer, J. L. 2012. Utilization of harvested wood by the North American forest products industry. Minneapolis, MN. 22 pp.
- BRE Global Ltd. 2010. Breeam Scheme Document SD 5050 to 5056 issue 4.0 - Courts, Education, Industrial, Healthcare, Prisons, Offices and Retail - PDF available after registration at http://www.breeam.org/page_1col.jsp?id=54.
- BRE Global Ltd. 2011. What is BREEAM? <http://www.breeam.org/page.jsp?id=66>. Accessed 01 Sept. 2011
- BRE Global Ltd. 2013. Market demand for BREEAM leads to new international standard. <http://www.breeam.org/newsdetails.jsp?id=876>. Accessed June, 10th 2013
- Brezet, H., C. Van Hemel. 1997. Ecodesign: a promising approach to sustainable production and consumption. UNEP, Paris, France. 346 pp.
- Brezet, H. Year. Published Sustainable product innovation. In: 3rd International Conference "Towards Sustainable Product Design", London, UK, October 1998.
- Bribián, Z. I., V. A. Capilla, A. A. Usón. 2011. Life cycle assessment of building materials: comparative analysis of energy and environmental impacts and

- evaluation of the eco-efficiency improvement potential. *Building and Environment* 46:1133-1140
- Briggs, D. G. 1994. Forest products measurements and conversion factors: with special emphasis on the U.S. Northwest. College of Forest Resources, University of Washington, Seattle, Washington.
- Buchanan, A. H., S. Bry Levine. 1999. Wood-based building materials and atmospheric carbon emissions. *Environmental Science & Policy* 2:427-437
- Butel-Bellini, B., M. Janin. 1999. Ecoconception: état de l'art des outils disponibles.
- CARB. 2007. April 18, 2008. ATCM to Reduce Formaldehyde Emissions from Composite Wood Products. Appendix H - Comparison of the Proposed Phase 1 and Phase 2 Standards to Selected International Standards. URL: <http://www.arb.ca.gov/regact/2007/compwood07/apph.pdf>. California Air Resource Board. Accessed January 09, 2012
- Cascades Inc. 2013. Structural components challenge - Rethinking strength versus weight. <http://packaging.cascades.com/StructuralComponents/>. Accessed July, 20th 2013
- Cashore, B., G. Cornelis van Kooten, I. Vertinsky, G. Auld, J. Affolderbach. 2005. Private or self-regulation? A comparative study of forest certification choices in Canada, the United States and Germany. *Forest Policy and Economics* 7:53-69
- CBDCa. 2013. Le Canada atteint le cap des 1000 projets certifiés LEED. Conseil du bâtiment durable du Canada. <http://www.voirvert.ca/nouvelles/actualites/le-canada-atteint-le-cap-1-000-projets-certifies-leed>. Accessed 29 Mai 2013
- Certivéa, CSTB. 2011. La certification NF Bâtiments tertiaires: Démarche HQE (NF Non-residential building certification: HQE approach). <http://assohqe.org/hqe/spip.php?rubrique62>. Accessed August 2011
- Charmaz, K. 2006. Constructing Grounded Theory: A Practical Guide Through Qualitative Analysis. SAGE Publications Ltd, London, UK. 208 pp.
- CHPS. 2010. About CHPS - Collaborative For High Performance Schools. <http://www.chps.net/dev/Drupal/node/133> Accessed April 15 2011
- CIRAIG. 2005. Life Cycle Thinking http://www.ciraig.org/en/pensee_e.html. Accessed 02 March 2011
- Cobut, A., P. Blanchet, R. Beauregard. 2012. Using life cycle thinking to analyze environmental labelling: the case of appearance wood products. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (3):722-742. doi:10.1007/s11367-012-0505-9
- Cobut, A., P. Blanchet, R. Beauregard. 2013a. Reducing the environmental footprint of interior wood doors in non-residential buildings. Part 1: Life Cycle Assessment. *Submitted in Journal of Cleaner Production*
- Cobut, A., R. Beauregard, P. Blanchet. 2013b. Reducing the environmental footprint of interior wood doors in non-residential buildings. Part 2: Ecodesign. *Submitted in Journal of Cleaner Production*

- CPA. 2012. The residual effect. The Composite Panel Association (CPA). <http://www.decorativesurfaces.org/education-resources/technical-information.html>. Accessed August, 19th 2013
- CWC. 2001. Wood waste feedstock specification for particleboard. Clean Washington Center. http://www.cwc.org/wd_bp/wbp3-0201.htm. Accessed August, 12th 2013
- CWC. 2002. Wood waste feedstock specification for MDF. Clean Washington Center. http://www.cwc.org/wd_bp/wd_bp_pdf/3-02-02.pdf. Accessed August, 12th 2013
- de Baan, L., R. Alkemade, T. Koellner. 2013. Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18:1216-1230
- DendroLight. 2013a. Core material. <http://dendrolight.lv/en/products/core-material/>. Accessed July, 30th 2013
- DendroLight. 2013b. Door blanks. Fire doors. <http://dendrolight.lv/en/products/door-blank/-firedoors>. Accessed July, 30th 2013
- DendroLight. 2013c. Table tops. <http://dendrolight.lv/en/products/table-tops/>. Accessed July, 30th 2013
- Dinwoodie, J., D. Duke-Evans, V. Kearley, A. Kerr. 2008. PanelGuide v3. URL: http://www.ttf.co.uk/Timber_industry/Panel_Guide.aspx. Federation, T. T., London, UK
- Drouin, M., P. Blanchet, R. Beauregard. 2012. Characterization of the design function in the appearance wood products for nonresidential buildings: a conceptual framework. *International Journal of Designed Objects* 6 (3):1-19
- Ecolabel Index. 2011. Ecolabel Index : Who's deciding what's green? <http://www.ecolabelindex.com/> Accessed Apr 2011
- Ernesto R. Wagner, E. N. H. 2004. Environmental attributes of wood products: Context and relevance for U.S. architects. *Forest Products Journal* 54 (1):19-25
- Esin, T. 2007. A study regarding the environmental impact analysis of the building materials production process (in Turkey). *Building and Environment* 42:3860-3871
- FAO. 2010. Global Forest Resource Assessment 2010 - Main report. 333 pp.
- Fell, D., P. Lavoie. 2009. Opportunities for Increased Use of Wood as a Visual Material in Built Environments. General Revenue Report Project No. 6258., Vancouver. 60 pp.
- Flick, U. 2006. An introduction to qualitative research. 3rd edn. SAGE Publications Ltd, London. 445 pp.
- Forintek Canada Corp. 2000. Lumber and Value-Added Wood Products
- Forintek Canada Corp., Canada Mortgage and Housing Corporation, Canadian Wood Council, Forest Products Association of Canada. 2003. Sustainable design and wood: A wood-frame building performance fact sheet.8
- Frenette, C., C. Bulle, R. Beauregard, A. Salenikovich, D. Derome. 2010. Using life cycle assessment to derive an environmental index for light-frame wood wall assemblies. *Building and Environment* 45:2111-2122

- Fugère, M. 2009. Intégration des critères de conception et de l'analyse de cycle de vie simplifiée pour l'écoconception de produits à usage unique. M.Sc. Thesis. Ecole Polytechnique de Montréal, Montréal, Canada. 136 pp.
- Fullana, P., P. Frankl, J. Kreissig. 2008. Communication of Life Cycle Information in the Building and Energy Sectors. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya. 176 pp.
- Gallez, C., A. Moroncini. 2003. Le manager et l'environnement. Outils d'aide à la décision stratégique et opérationnelle. Gérer l'environnement. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, Suisse. 248 pp.
- Gerwing, J. J. 2002. Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 157:131-141
- Glaser, B. G., A. L. Strauss. 1967. The discovery of grounded theory: strategies for qualitative research. Aldine Publishing Company, Chicago. 271 pp.
- Glaser, B. G. 1978. Theoretical Sensitivity: Advances in the Methodology of Grounded Theory, vol 2. The Sociology Press, Mill Valley, CA, USA. 164 pp.
- Gminski, R., T. Tang, V. Mersch-Sundermann. 2010. Cytotoxicity and genotoxicity in human lung epithelial A549 cells caused by airborne volatile organic compounds emitted from pine wood and oriented strand boards. *Toxicology Letters* 196 (1):33-41
- Goedkoop, M., R. Heijungs, M. A. J. Huijbregts, A. De Schryver, J. Struijs, R. van Zelm. 2012. ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Revised First edition edn. 126 pp.
- Gonzalez, A., A. Klimchuk, M. Martin. 2006. Life cycle assessment: Wine production process, finding relevant process efficiency and comparison to eco-wine production. Course no. 1N1800 Life Cycle Assessment. Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden
- González, M. J., J. García Navarro. 2006. Assessment of the decrease of CO₂ emissions in the construction field through the selection of materials: Practical case study of three houses of low environmental impact. *Building and Environment* 41:902-909
- González-García, S., G. Feijoo, P. Widsten, A. Kandelbauer, E. Zikulnig-Rusch, M. T. Moreira. 2009. Environmental performance assessment of hardboard manufacture. *International Journal of Life Cycle Assessment* 14:456-466
- González-García, S., C. M. Gasol, R. García Lozano, M. T. Moreira, X. Gabarrell, J. Rieradevall i Pons, G. Feijoo. 2011. Assessing the global warming potential of wooden products from the furniture sector to improve their ecodesign. *Science of the Total Environment* 410-411:16-25
- González-García, S., R. García Lozano, P. Buyo, R. Castilla Pascual, X. Gabarrell, J. Rieradevall i Pons, M. T. Moreira, G. Feijoo. 2012a. Eco-innovation of a wooden based modular social playground: application of LCA and DfE methodologies. *Journal of Cleaner Production* 27:21-31

- González-García, S., R. García Lozano, M. T. Moreira, X. Gabarrell, J. Rieradevall i Pons, G. Feijoo, R. J. Murphy. 2012b. Eco-innovation of a wooden childhood furniture set: An example of environmental solutions in the wood sector. *Science of the Total Environment* 426:318-326
- Gouvernement du Québec. 2013. Québec residual materials management policy: Environmental Quality act. Q-2, vol r.35.1. online publication
- Green Globes. 2005. The Practical Building Rating System - Design of New Buildings or Significant Renovation & Management and Operation of Existing Buildings (USA & Canada). <http://www.greenglobes.com/default.asp> Accessed April 15, 2011
- Grisel, L., P. Osset. 2008. Life Cycle Assessment of a product or service: applications and implementation - L'analyse de cycle de vie d'un produit ou d'un service: Applications et mise en pratique. AFNOR Editions, La Plaine St Denis. 357 pp.
- Guidice, F., G. La Rosa, A. Risitano. 2006. Product Design for the Environment: A Life Cycle Approach. CRC Press - Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL, USA. 481 pp.
- Gulbrandsen, L. H. 2004. Overlapping Public and Private Governance: Can Forest Certification Fill the Gaps in the Global Forest Regime? *Global Environmental Politics* 4 (2):75-99
- Gustafsson, L., P. Börjesson. 2007. Life Cycle Assessment in Green Chemistry, a comparison of various industrial wood surface coatings. *International Journal of Life Cycle Assessment* 12 (3):151-159
- Hansen, E., R. Fletcher, B. Cashore, C. L. McDermott. 2006. Forest Certification in North America.
- Hegerl, G. C., F. W. Zwiers, P. Braconnot, N. P. Gillett, Y. Luo, J. A. Marengo-Orsini, N. Nicholls, J. E. Penner, P. A. Stott. 2007. Understanding and Attributing Climate Change. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)], Cambridge University Press. Press, C. U., Cambridge, UK and New York, NY, USA
- Hellweg, S., E. Demou, R. Bruzzi, A. Meijer, R. K. Rosenbaum, M. A. J. Huijbregts, T. E. McKone. 2009. Integrating Human Indoor Air Pollutant Exposure within Life Cycle Impact Assessment. *Environmental Science & Technology* 43 (6):1670-1679
- Humbert, S., M. Margni, O. Jolliet. 2005. IMPACT 2002+: User Guide. Draft for version 2.1. Lausanne, Switzerland. 36 pp.
- Industry Canada. 2013. Corporate Social Responsibility: Buildings. Government of Canada. <http://www.ic.gc.ca/eic/site/csr-rse.nsf/eng/rs00585.html>. Accessed June 2013
- Insee. 2012. 18 Dec 2012. Emissions de polluants des transports routiers. Institut national de la statistique et des études économiques. <http://www.insee.fr/fr/publications-et->

services/default.asp?page=dossiers_web/dev_durable/emissions_polluants_transports_routiers.htm. 2013

- Irigaray, P., J. A. Newby, R. Clapp, L. Hardell, V. Howard, L. Montagnier, S. Epstein, D. Belpomme. 2007. Lifestyle-related factors and environmental agents causing cancer: An overview. *Biomedicine & Pharmacotherapy* 61 (10):640-658
- ISO. 1999a. ISO 14021:1999 - Environmental labels and declarations: Self-declared environmental claims (type II environmental labelling).
- ISO. 1999b. ISO 14024:1999 - Environmental labels and declarations: Type I environmental labelling -- Principles and procedures.
- ISO. 2000. ISO 14020:2000 - Environmental labels and declarations -- General principles.
- ISO. 2002. ISO 14062: Environmental Management - Integrating environmental aspects into product design and development. ISO/TR 14062:2002(F). International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland
- ISO. 2006a. ISO 14025:2006 - Environmental labels and declarations: Type III environmental declarations -- Principles and procedures.
- ISO. 2006b. ISO 14040 Environmental management -- Life cycle assessment -- Principle and framework, International Organisation for Standardisation. Geneva, Switzerland. 20 pp.
- ISO. 2006c. ISO 14044: Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and guidelines International Organisation for Standardisation. Geneva, Switzerland. 46 pp.
- ITS Global. 2011. Forest Certification - Sustainability, Governance and Risk. Melbourne. 42 pp.
- JaGBC, JSBC. 2008. CASBEE tools - for New Construction 2008, UrbanArea + Buildings 2007 - PDF available by registration at Japan GreenBuild Council/Japan Sustainable Building Consortium. <http://www.ibec.or.jp/CASBEE/english/download.htm>. Accessed Sept 2010
- Jeffrey, C. 2011. Construction and demolition waste recycling: a literature review. Halifax, Nova Scotia, Canada. 35 pp.
- Johansson, G. 2002. Success factor for integration of ecodesign in product development: a review of state of the art. *Environmental Management and Health* 13 (1):98-107
- Jolliet, O., R. Müller-Wenk, J. Bare, A. Brent, M. Goedkoop, R. Heijungs, N. Itsubo, C. Peña, D. Pennington, J. Potting, G. Rebitzer, M. Stewart, H. Udo de Haes, B. Weidema. 2004. The LCIA Midpoint-damage Framework of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. *International Journal of Life Cycle Assessment* 9 (6):394-404
- Jolliet, O., M. Saadé, P. Crettaz. 2005. Analyse du cycle de vie : Comprendre et réaliser un écobilan. Gérer l'environnement, vol 23, première édition edn. Presses polytechniques et universitaires romandes. 235 pp.

- Jolliet, O., M. Saadé, P. Crettaz, S. Shaked. 2010. Analyse du cycle de vie: Comprendre et réaliser un écobilan. Science et ingénierie de l'environnement, 2nd edn. Presses polytechniques et universitaires romandes. 289 pp.
- Jorgensen, A.-M. M., P. Ywema, N. Frees, S. Exner, R. Bracke. 1997. Transportation in LCA: A comparative evaluation of the importance of transport in four LCAs. *International Journal of Life Cycle Assessment* 1 (4):218-220
- Joyce, A. 2013. Une démarche complète en écoconception. Communication orale. Institut de Développement de Produits, Québec, Canada, 30 Avril
- Jungbluth, N., M. Chudacoff, A. Dauriat, F. Dinkel, G. Doka, M. Faist Emmenegger, E. Gnansounou, N. Kljun, K. Schleiss, M. Spielmann, C. Stettler, J. Sutter. 2007. Life Cycle Inventories of Bioenergy. Data v2.0. Ecoinvent report No.17. Dübendorf, CH
- Jungmeier, G., F. McDarby, A. Evald, C. Hohenthal, A.-K. Petersen, H.-P. Schwaiger, B. Zimmer. 2003. Energy aspects in LCA of forest products. Guidelines from Cost Action E9. *International Journal of Life Cycle Assessment* 8 (2):99-105
- Khoo, H., R. Tan, K. Chng. 2010. Environmental impacts of conventional plastic and bio-based carrier bags. Part 1: Life cycle production. *International Journal of Life Cycle Assessment* 15:284-293
- Khosravi, S., F. Khabbaz, P. Nordqvist, M. Johansson. 2010. Protein-based adhesives for particleboards. *Industrial Crops and Products* 32 (3):275-283
- Kilian, W. 1998. Forest site degradation - Temporary deviation from the natural site potential. *Ecological engineering* 10 (1):5-18
- Knight, L., M. Huff, J. Stockhausen. 2005. Comparing energy use and environmental emissions of reinforced wood doors and steel doors. *Forest Products Journal* 55 (6):48-52
- Koellner, T., L. de Baan, T. Beck, M. Brandão, B. Civit, M. Margni, L. Milà i Canals, R. Saad, D. Maia de Souza, R. Müller-Wenk. 2013. UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18:1188-1202
- L'Observateur. 2010. Valorisation du bois dans la construction de bâtiments commerciaux, institutionnels ou publics: Sondage auprès des professionnels. 38 pp.
- Lagerstedt, J. 2003. Functional and environmental factors in early phases of product development. Eco functional matrix. Ph.D. Thesis. KTH, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden. pp.
- Lam, P., S. Sokhansanj, X. Bi, C. Lim, L. Naimi, M. Hoque, S. Mani, A. Womac, X. Ye, S. Narayan. 2008. Bulk density of wet and dry wheat straw and switchgrass particles. *Applied Engineering in Agriculture* 24 (3):351-358
- Lama, I. Year. Published Wood residue availability in Canada. In: International bioenergy and bioproducts conference, Atlanta, GA, March 14-16 2011.
- Larson, C., J. Chatellier, R. Lifset, T. Graedel. 2012. Role of forest products in the global carbon cycle: from the forest to final disposal. Managing forest carbon in a changing climate. Springer doi:10.1007/978-94-007-2232-3_12

- Laurent, A.-B., J.-F. Boucher, C. Villeneuve, S. D'Amours. 2011. Quelques enjeux soulevés par l'ACV d'un produit du bois en contexte québécois. Paper presented at the 9e Congrès International de Génie Industriel, Saint-Sauveur, QC, Canada, October 12nd-14th, 2011
- Le Pochat, S. 2005. Intégration de l'éco-conception dans les PME: Proposition d'une méthode d'appropriation de savoir-faire pour la conception environnementale des produits. Ph.D. Thesis. Ecole Nationale Supérieure des Arts et Métiers, Paris, France. 289 pp.
- Leturcq, P. 2013. Wood preservation (carbon sequestration) or wood burning (fossil-fuel substitution), which is better for mitigating climate change? *Annals of Forest Science*. doi:10.1007/s13595-013-0269-9
- Levine, M., D. Ürge-Vorsatz, K. Blok, L. Geng, D. Harvey, S. Lang, G. Levermore, A. Mongameli Mehlwana, S. Mirasgedis, A. Novikova, J. Rilling, H. Yoshino. 2007. Residential and commercial buildings. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Lippke, B., J. Wilson, J. Perez-Garcia, J. L. Bowyer, J. Meil. 2004. CORRIM: Life cycle environmental performance of renewable building materials. *Forest Products Journal* 54 (6):8-19
- Lipušček, I., M. Bohanec, L. Oblak, L. Zadnik Stirn. 2010. A multi-criteria decision-making model for classifying wood products with respect to their impact on environment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 15:359-367
- Mahalle, L. 2011. A Comparative Life Cycle Assessment of Canadian Hardwood Flooring with Alternative Flooring Types. Vancouver, BC, Canada. 139 pp.
- McAloone, T. Year. Published Where's eco-design going? In: *Electronics goes green 2000*, Berlin, Germany, 2000.
- Mcdermott, C. L., E. Noah, B. Cashore. 2008. Differences that 'Matter'? A Framework for Comparing Environmental Certification Standards and Government Policies. *Journal of Environmental Policy & Planning* 10 (1):47-70
- Meil, J., J. Wilson, J. O'Connor, J. Dangerfield. 2007. An assessment of wood product processing technology advancements between the CORRIM I and II studies. *Forest Products Journal* 57 (7/8):83-89
- Micales, J., K. Skog. 1997. The decomposition of forest products in landfills. *International Biodeterioration & Biodegradation* 39 (2-3):145-158
- MLIT. 2003. III. Basic Technical Criteria for Countermeasures Regarding Sick House Issues. URL: http://www.mlit.go.jp/english/housing_bureau/law/03.pdf. Ministry of Land, Infrastructure, Transport and Tourism. Accessed Nov. 10, 2010

- Mo, X., E. Cheng, D. Wang, X. Sun. 2003. Physical properties of medium-density wheat straw particleboard using different adhesives. *Industrial Crops and Products* 18 (1):47-53
- Mølhave, L., S. Dueholm, L. K. Jensen. 1995. Assessment of Exposures and Health Risks Related to Formaldehyde Emissions from Furniture: a Case Study. *Indoor Air* 5:104-119
- Nabuurs, G. J., O. Masera, K. Andrasko, P. Benitez-Ponce, R. Boer, M. Dutschke, E. Elsiddig, J. Ford-Robertson, P. Frumhoff, T. Karjalainen, O. Krankina, W. A. Kurz, M. Matsumoto, W. Oyhantcabal, N. H. Ravindranath, M. J. Sanz Sanchez, X. Zhang. 2007. Forestry. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
- Nebel, B., B. Zimmer, G. Wegener. 2006. Life Cycle Assessment of Wood Floor Covering: A representative Study for the German Flooring Industry. *International Journal of Life Cycle Assessment* 11 (3):172-182
- Nordic Ecolabelling. 2010. Certification criteria - Floor coverings - version 5.0.
- O'Connor, J., R. Kozak, C. Gaston, D. Fell. 2003. Wood Opportunities in Non-Residential Buildings: A Roadmap for the Wood Products Industry. Special Publication No. SP-46. 32 pp.
- O'Connor, J., R. Kozak, C. Gaston, D. Fell. 2004. Wood use in nonresidential buildings: Opportunitites and barriers. *Forest Products Journal* 54 (3):19-28
- O'Connor, J. 2009. Considerations for environmental footprinting of wood doors. Project No 201000971 (6217-21). FPInnovations-Forintek, Vancouver, BC, Canada. 28 pp.
- Ozinga, S., L. Krul. 2004. Footprints in the forest - Current practice and future challenges in forest certification. Gloucestershire, UK. 76 pp.
- Pan, Y., R. Birdsey, J. Fang, R. Houghton, P. Kauppi, W. A. Kurz, O. Phillips, A. Shvidenko, S. Lewis, J. Canadell, P. Ciais, R. Jackson, S. Pacala, A. McGuire, S. Piao, A. Rautiainen, S. Sitch, D. Hayes. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333:988-993
- Penzel, E. 2000. Polyacrylates. *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*. Wiley-VCH, Weinheim. doi:10.1002/14356007.a21_157
- Piemonte, V., F. Gironi. 2011. Land-Use change emissions: how green are the bioplastics? *Environmental Progress & Sustainable Energy* 30 (4):685-691
- Pigosso, D. C. A., E. T. Zanette, A. G. Filho, A. R. Ometto, R. H. 2010. Ecodesign methods focused on remanufacturing. *Journal of Cleaner Production* 18 (1):21-31
- Ping, L., A. Pizzi, Z. D. Guo, N. Brosse. 2011a. Condensed tannins extraction from grape pomace: Characterization and utilization as wood adhesives for wood particleboard. *Industrial Crops and Products* 34 (1):907-914

- Ping, L., N. Brosse, L. Chrusciel, P. Navarette, A. Pizzi. 2011b. Extraction of condensed tannins from grape pomace for use as wood adhesives. *Industrial Crops and Products* 33:253-257
- Pizzi, A. 2013. Bioadhesives for Wood and Fibres. *Reviews of Adhesion and Adhesives* 1 (1):88-113. doi:10.7569/RAA.2013.097303
- Point, E. V. 2008. Life cycle environmental impacts of wine production and consumption in Nova Scotia, Canada. M.Sc. Thesis. Dalhousie University, Halifax, NS, Canada. 112 pp.
- Pouliot, R., R. St-Pierre, C. Caron. 1999. Guide de référence de la valeur ajoutée et de la deuxième transformation du bois. Québec, Canada
- Quine, C., J. Humphrey. Year. Published Stand Management and Biodiversity. In: International Conference: Biodiversity and Conservation Biology in Plantation Forests, Bordeaux, France, 2005.
- Quinty, M. 2010. Qu'est-ce que l'écoconception? Institut de développement de produits, Montréal
- Reijnders, L. 1998. The factor X debate: setting targets for eco-efficiency. *Journal of Industrial Ecology* 2 (1):13-22
- RISI Inc. 2008. North American Lumber Forecast. Bedford, Massachusetts. 140 pp.
- Ritter, M. A., K. Skog, R. Bergman. 2011. Science Supporting the Economic and Environmental Benefits of Using Wood and Wood Products in Green Building Construction - The use of wood as a building material can provide substantial economic and environmental benefits to our nation's citizens. 18 pp.
- Rivela, B., A. Hospido, M. T. Moreira, G. Feijoo. 2006. Life Cycle Inventory of Particleboard: A case study in the Wood Sector. *International Journal of Life Cycle Assessment* 11 (2):106-113
- Roberge, A., L. Bouthillier, J. Mercier. 2010. The Gap Between Theory and Reality of Governance: The Case of Forest Certification in Québec (Canada). *Society & Natural Resources* 24 (7):656-671
- Robichaud, F., R. Kozak, A. Richelieu. 2009. Wood use in nonresidential construction: A case for communication with architects. *Forest Products Journal* 52 (1/2):57-65
- Robichaud, F. 2010. Le marché québécois des bois d'apparence en construction non-résidentielle: La perspective des architectes. Report prepared for CECOBOIS. Québec. 120 pp.
- Rugrungruang, F., B. H. Chua, S. C. Low. 2009. Development of product carbon footprint assessment: a step towards sustainability for Singapore manufacturing industry. *SIMTech*. 112-117 pp.
- Salazar, J., J. Meil. 2009. Prospects for carbon-neutral housing: the influence of greater wood use on the carbon footprint of a single-family residence. *Journal of Cleaner Production* 17:1563-1571

- Sam-Brew, S. A. 2010. The development of hollow core composite panels for value added applications. M.Sc. Thesis. University of British Columbia, Vancouver. 81 pp.
- Sathaye, J., A. Najam, C. Cocklin, T. Heller, F. Lecocq, J. Llanes-Regueiro, J. Pan, G. Petschel-Held, S. Rayner, J. Robinson, R. Schaeffer, Y. Sokona, R. Swart, H. Winkled. 2007. Sustainable Development and Mitigation. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press. Cambridge, UK and New York, NY, USA
- Sathre, R., J. O'Connor. 2010a. Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. *Environmental Science & Policy* 13:104-114
- Sathre, R., J. O'Connor. 2010b. A Synthesis of Research on Wood Products & Greenhouse Gas Impacts. 2nd edn., Vancouver, B.C. 117 pp.
- Schmidt, H.-J. 2009. Carbon footprinting, labelling and life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 14 (Suppl1):S6-S9
- Schnoor, J. 2006. Biofuels and the environment. *Environmental Science & Technology* 40 (13):4042-4042
- Sealy-Fisher, V., A. Pizzi. 1992. Increased pine tannins extraction and wood adhesives development by phlobaphenes minimization. *Holz Roh Werkstoff* 50:212-220
- SGEC. 2003. Sustainable Green Ecosystem Council (SGEC) Forest Certification: Standards and indicators. Available in PDF at: [http://www.sgcec-eco.org/doc/SGECstandards and indicator.pdf](http://www.sgcec-eco.org/doc/SGECstandards%20and%20indicator.pdf). 4 pp.
- Shalbafan, A. 2013. Investigation of foam materials to be used in lightweight wood-based composites. Ph.D. Thesis. University of Hamburg, Hamburg. 203 pp.
- Shvidenko, A. 2008. Deforestation. *Encyclopedia of Ecology*.
- Skog, K. E. 2008. Sequestration of carbon in harvested wood products for the United States. *Forest Products Journal* 58 (6):56-72
- SNBL, FCBA. 2011. Déclaration environnementale et sanitaire conforme à la norme NF P 01-010. Poutre en bois lamellé-collé. Paris, France. 26 pp.
- Spiegel, R., D. Meadows. 2012. *Green Building Materials: A guide to product selection and specification*. 3rd edn. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, USA. 387 pp.
- Statistics Canada. 2005. Solid waste in Canada. Human activity and the environment. Ottawa, ON, Canada
- Stevens, A. Year. Published Integration of ecodesign into business, a new challenge. In: 1st International Symposium on environmentally conscious design and inverse manufacturing, Tokyo, Japan, 1999. pp. 27-32
- Strauss, A., J. Corbin. 1998. *Basics of Qualitative Research: Techniques and Procedures for Developing Grounded Theory*. 2nd edn. SAGE Publications, Inc., Thousand Oaks, CA, USA. 312 pp.

- Strauss, A. L. 1987. *Qualitative Analysis for Social Scientists*. Cambridge University Press, New York, NY, USA. 319 pp.
- Swiss Centre for Life Cycle Inventories. 2013. 2013. Ecoinvent database. <http://www.ecoinvent.org/database/>. 2012
- Tardif, P., J. O'Connor. 2009. *Selling wood products to the green building market: a guide for wood product manufacturers. Understanding green programs (LEED and Green Globes)*. FPInnovations-Forintek, V. t. w., Vancouver, Canada. 42 pp.
- Terrachoice. 2009. *EcoLogo Certification Criteria Document - Flooring Products.CCD-152*. Terrachoice Environmnetal Marketing Inc.,. Ottawa, ON, Canada
- Thoemen, H. Year. *Published Lightweight wood-based composites: production, properties and usage*. In: the COST E49 International workshop, Bled, Slovenia, June 23rd-25th 2008. pp. 1-14
- Thompson, D. W., R. C. Anderson, E. N. Hansen, L. R. Kahle. 2010. *Green Segmentation and Environmental Certification: Insights from Forest Products*. *Business Strategy and the Environment* 19:319-334
- Thormark, C. 2006. *The effect of material choice on the total energy need and recycling potential of a building*. *Building and Environment* 41 (8):1019-1026
- Tikina, A. V., R. A. Kozak, J. L. Innes, P. N. Duinker, B. C. Larson. 2012. *Forest certification in Canada: An exploratory study of perceptions of provincial and territorial government employees*. *The Forestry Chronicle* 88 (1):40-48
- Udo de Haes, H., G. Finnveden, M. Goedkoop, M. Hauschild, E. Hertwich, P. Hofstetter, O. Jolliet, W. Klöpffer, W. Krewitt, E. Lindeijer, R. Müller-Wenk, S. Olsen, D. W. Pennington, J. Potting, B. Steen. 2002. *Life-cycle impact assessment: Striving towards best practice*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, FL, USA. 272 pp.
- Umweltbundesamt. 2011. *The Blue Angel - Eco-label with Brand Character* http://www.blauer-engel.de/en/blauer_engel/index.php. Accessed 01 Sept. 2011
- Upton, B., R. Miner, M. Spinney, L. S. Heath. 2008. *The greenhouse gas and energy impacts of using wood instead of alternatives in residential construction in the United States*. *Biomass and Bioenergy* 32:1-10
- US EPA. 2002. *Solid Waste Management and Greenhouse Gases: A Life-Cycle Assessment of Emissions and Sinks*, available online at: <http://www.epa.gov/climatechange/wycd/waste/downloads/greengas.pdf>. EPA530-R-02-006. 2nd edn., Washington, DC
- US EPA. 2010. 2010 Dec 3. *An Introduction to Indoor Air Quality - Volatile Organic Compounds (VOCs)* <http://www.epa.gov/iaq/voc2.html> - table. Accessed Feb 2011
- USGBC. 2009. *LEED Rating Systems*. <http://www.usgbc.org/DisplayPage.aspx?CMSPageID=222> Accessed Sept. 2010
- USGBC. 2011. *What LEED is*. <http://www.usgbc.org/DisplayPage.aspx?CMSPageID=1988>. Accessed 1 Sept. 2011

- Valenzuela, J., E. von Leyser, A. Pizzi, C. Westermeyer, B. Gorrini. 2012. Industrial production of pine tannin-bonded particleboard and MDF. *European Journal of Wood and Wood Products* 70 (5):735-740
- Vezzoli, C., E. Manzini. 2008. Design for Environmental Sustainability. Springer-Verlag, London, UK. 303 pp.
- Vijavaraghavan, A., C. Yuan, N. Diaz, T. Fleschutz, M. Helu. 2013. Closed-Loop Production Systems. In: Dornfeld, D. (ed) Green Manufacturing: Fundamentals and Applications. Springer Science+Business Media, New York, pp. 117-152
- Wang, H., L. Johnson, T. Wang. 2004. Preparation of Soy Protein Concentrate and Isolate from Extruded-Expelled Soybean Meals. *Journal of the American Oil Chemists' Society* 81 (7)
- Wang, W. 2011. Reverse Engineering: Technology of Reinvention. CRC Press - Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL, USA.
- Wang, X., J. Padgett, F. De la Cruz, M. Barlaz. 2011. Wood Biodegradation in Laboratory-Scale Landfills. *Environmental Science & Technology* 45:6864-6871
- Wang, X., J. Padgett, J. Powell, M. Barlaz. 2013. Decomposition of forest products buried in landfills. *Waste Management* 33:2267-2276
- WDMA. 2006. Industry Standard for Architectural Wood Flush Doors.I.S. 1A-11. Window & Door Manufacturers Association. Chicago, IL, USA. 52 pp.
- Weenrn, J. 1995. Towards sustainable product development. *Journal of Cleaner Production* 3 (1-2):95-100
- Weidema, B. P., M. Thrane, P. Christensen, J. Schmidt, S. Løkke. 2008. Carbon Footprint - A Catalyst for Life Cycle Assessment? *Journal of Industrial Ecology* 12 (1):3-6
- Werner, F., H.-J. Althaus, T. Künniger, K. Richter, N. Jungbluth. 2007. Life Cycle Inventories of Wood as Fuel and Construction Material.ecoinvent report No8. Dübendorf, CH
- Werner, F., K. Richter. 2007. Wooden building products in comparative LCA: A literature Review. *International Journal of Life Cycle Assessment* 12 (7):470-479
- Wingate, K. G., P. N. McFarlane.2005. Chain of custody and eco-labelling of forest products: a review of the requirements of the major forest certification schemes. *International Forestry Review* 7 (4):342-347
- World Commission on Environment and Development. 1987. Our Common Future. Oxford University Press, Oxford, UK. 383 pp.
- Ximenes, F., W. Gardner, A. Cowie. 2008. The decomposition of wood products in landfills in Sydney, Australia. *Waste Management* 28:2344-2354
- Yang, Q. Z., Z. Q. Shen. Year. Published Challenges and Emerging Solutions to the Development of a Product Carbon Labeling Methodology. In: IPCBEE (ed) vol.6 (1), 2nd International Conference on Environmental Science and Technology, 2011. pp. 123-127

ANNEXE 1

Exemple de fiche utilisée pour la récolte des données sur les étiquettes environnementales (Chapitre 3)

Cette fiche a été produite pour l'écolabel japonais de type I : Eco Mark.

Nom de l'éco-label	Eco Mark
Origine	Créé en 1989 par la JEA (Japan Environment Association), un organisme publique.
Zone d'application	Un fabricant non-Japonais peut demander la certification pour son (ses) produit(s), mais devra s'engager à vendre le(s) produit(s) ainsi certifié(s) « Eco Mark » sur le marché Japonais uniquement.
Produits ciblés	<p>Cet éco-label englobe 45 catégories (No101-145) de produits dont :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Catégorie No.130 : le mobilier, • Catégorie No.111 : planches faites de bois ou équivalent (pour la construction, le mobilier ...), • Catégorie No.123 : les produits de construction (matériaux pour travaux intérieurs) : exemples des portes coulissantes avec papier et portes « Fusuma » et du plancher. • Catégorie No.115 : les produits utilisant du bois issu d'éclaircies commerciales ou déchets de bois (copeaux, écorce, ...), etc. Quelques uns des exemples fournis pour les accessoires intérieurs sont les revêtements de sol, les cadres de fenêtre coulissante, les portes.
Nature du label	Label volontaire
Organisme certificateur	Comité « Eco Mark » pour la certification des produits
Procédure de Certification	<p>Les différentes étapes de certification sont les suivantes :</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Envoyer la candidature au bureau d'Eco Mark (deadline : fin du mois) 2. Eco Mark contacte le demandeur si des documents manquent 3. Le demandeur envoie les documents manquants avant la fin de la 1ere semaine du mois suivant 4. Le comité pour la certification des produits entame la vérification des documents fournis la troisième semaine du mois.¹ 5. Une semaine après la finalisation des vérifications, l'approbation (ou le refus) de certification est communiquée au demandeur. 6. Dans les 2 mois suivants la décision, le contrat d'utilisation de la marque « Eco Mark » est délivré. <p>NB : les documents accompagnant la candidature sont :</p> <ul style="list-style-type: none"> ○ 2 Formulaires téléchargeables (appelés « Form2 » et « Form3 ») sur le site concernant les informations sur le produit et l'entreprise, etc. ○ Documents annexes aux 2 formulaires (certificat du respect des lois environnementales, certificats de conformités du produit aux critères de certifications, attestation de consentement du fabricant pour la certification du produit si le demandeur n'est pas celui-ci, etc.). Les exigences concernant les laboratoires de tests sont indiqués dans les critères de certification ; le choix du (des) laboratoire(s) et le paiement des frais liés aux tests sont laissés au candidat. ○ Un échantillon commercial indiquant « Eco Mark » sur le futur produit certifié

	<p>Tous les documents utiles et les informations sont téléchargeables à partir du site web www.ecomark.jp/english</p> <p>¹ Un audit du site de production est effectué lorsqu'il est jugé nécessaire par le comité.</p>
Critères/Prescriptions techniques	<p>Exemple des critères de certification pour la catégorie de produit « No.123/A-1 – Plancher (wooden floor) » ; les critères de certification sont répartis en 2 groupes :</p> <ul style="list-style-type: none"> • 9 critères environnementaux : <ul style="list-style-type: none"> ○ La part de bois (fibres incluses) doit être composé de 100% de bois recyclé/inutilisé. <ul style="list-style-type: none"> ▪ Une accréditation de forêt durable doit être obtenue dans le cas de rondin de petit calibre/diamètre provenant de bois rarement utilisé (à partir d'arbre en forêt naturelle ou d'éclaircie, coupe sélective, etc. en forêt artificielle). ▪ Si pour la production du produit, le bois de construction a été utilisé comme matière première, celui-ci doit répondre à certaines exigences comme : la matière traitée pour sa préservation, contre les insectes ou termites, doit être retirée du lot ; le taux des substances dangereuses (citées dans le document) doit satisfaire les seuils requis par la loi des mesures contre la pollution des sols.² ○ La masse totale de matériaux non ligneux ajoutés au produit ne doit pas dépassée 30% de la masse totale du produit. <ul style="list-style-type: none"> ▪ Les adhésifs, additifs ou autres, doivent être mentionnés, ainsi que la formulation de leur réaction chimique respectives et leur pourcentage massique. ○ Le produit doit être vierge de conservateurs, fongicides, insectifuges, agent protecteur contre les termites. ○ Le produit utilisant de la peinture, ne doit pas contenir de métaux lourds ou substances dangereuses (citées dans le document). ○ Le produit, pour lequel des adhésifs ou de la peinture ont été utilisés, ne doit pas avoir une émission de toluène ou xylène (lors de son expédition) supérieure à celle indiquée par le standard JIS A 1901 relatif aux VOCs. ○ Dans le cas de produit contenant des adhésifs ou de la peinture, <ul style="list-style-type: none"> ▪ L'émission de formaldéhyde ne doit pas dépasser la moyenne de 0.3mg/L et doit être au maximum de 0.4mg/L selon JIS A 1460 « test method for formaldehyde emission of building boards – dessicator method », ▪ La vitesse d'émission du formaldéhyde ne doit pas être supérieure à 5µg/(m².h) selon le standard JIS A 1901 « Test method for formaldehyde emission of building materials – Small chamber method ». ○ Le produit doit être accompagné d'un manuel (d'installation, utilisation, réparation, démontage, élimination, recyclage) utilisable par le constructeur et le propriétaire. ○ Le produit doit être recyclable. Une attention particulière devra être portée pour la séparation facile des composants (matière première, enduit/revêtement à base de résine, etc.) si le matériau est composite. ○ La production du produit doit être effectué dans le respect de l'environnement, des réglementations et du contrôle de la pollution.

	<p>(se référer au certificat demandé « Environmental Laws, etc. »). Ceci doit avoir été appliqué et respecté pendant les 5 années précédant la demande de certification.</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 critère qualité : <ul style="list-style-type: none"> ○ La qualité du produit doit être conforme au standard JAS³ « Japan Agricultural Standard for Wooden Floor ». <ul style="list-style-type: none"> ▪ Dans le cas d'un plancher à isolation phonique, la performance de l'isolation ne doit pas dépassé Level « L-50 » indiqué dans le standard JIS A 1419 selon les tests JIS A 1440. ▪ Concernant le plancher en bambou, la conformité aux standards résidentiels (similaire au « JAS for wooden floor ») est suffisante. <p>NB : Les critères de chaque catégorie sont révisés lorsque ceux-ci ne répondent plus aux exigences environnementales en vigueur. Le critère peut être modifié partiellement ou entièrement.</p> <p>² « Soil Contamination Countermeasures Law (Ministerial Ordinance of the Ministry of the Environment, No.29, December 26, 2002)»</p> <p>³ les standards JAS sont disponibles en suivant ce lien (des frais sont appliqués pour les consulter) : http://www.jasnet.or.jp/HP(2009)/4-shuppanbutu/4.1.1.html#003 (en japonais)</p>
Durée de la certification	<p>La validité de la certification Eco Mark d'un produit est initiée par la réception des résultats positifs à la procédure de certification ; et cesse lorsque les critères techniques ayant servi à la certification de ce produit ne sont plus valables. En parallèle, il y a la validité du contrat d'utilisation de la marque. Celui-ci cesse de la même façon lors de la des critères de certification du produit en question.</p> <p>NB : La révision partielle ou complète des critères de certification est close 1 an avant la date d'expiration de ceux-ci. Un produit certifié avec les précédents critères peut ne pas obtenir la certification Eco Mark avec la nouvelle version des critères.</p>

ANNEXE 2

**Exemple de démarche entreprise pour établir les relations entre critères des écolabels et les facteurs d'impact intermédiaires et globaux dans une approche de « pensée cycle de vie »
(Chapitre 3)**

Relevant substances/actions	Midpoint categories	Endpoint categories
Carbon dioxide (CO ₂) Main contribution Methane (CH ₄) Nitrous oxide (N ₂ O) Synthetic/persistent/volatile chemicals (tetrachloro-, tetrafluoromethane, sulfurhexafluoride, hydrofluoroalkanes)	Climate Change	Human health Biotic & abiotic natural environment Biotic & abiotic natural resources Biotic & abiotic man-made environment
CFCs and similar chlorinated solvents Maybe nitrous oxide N ₂ O	Stratospheric Ozone depletion	Human health Biotic & abiotic natural environment
Gaseous emissions from many human activities (VOC, NO _x , CO) Use of solvent in the industry (VOC) Energy-related processes based on fossil fuels (NO _x , CO) Heating of homes	Photo-oxidant formation	Human health Biotic & abiotic natural environment Biotic & abiotic natural resources Biotic & abiotic man-made environment
From a regional perspective, the major acidifying emissions are oxides of nitrogen NO _x , sulphur SO ₂ and ammonia emissions NH ₃ Hydrogen chloride from waste incineration from PVC products	Acidification	Biotic & abiotic natural environment Biotic & abiotic man-made environment
Ammonia (NH ₃) Nitrogen oxide (NO _x)	Terrestrial eutrophication	Biotic & abiotic natural environment Biotic & abiotic natural resources Biotic & abiotic man-made environment
Phosphorus compounds Nitrogen compounds (including NH ₃ et NO _x emitted to air)	Aquatic eutrophication	Biotic & abiotic man-made environment
VOC/Formaldehyde emissions Heavy metals Other hazardous substances	Human toxicity	Human health
Heavy metals Other hazardous substances	Ecotoxicity	Biotic & abiotic natural environment Biotic & abiotic natural resources Biotic & abiotic man-made environment
Water waste Fossil fuels consumption Etc.	Abiotic resources depletion – Energy, water	Biotic & abiotic natural resources Human health Biotic & abiotic natural environment Biotic & abiotic man-made environment
Illegal wood harvest (mainly tropical species) Unsustainable wood harvest Land-use conversion	Biotic resources depletion (wood)	Biotic & abiotic natural resources Biotic & abiotic natural environment

ANNEXE 3

Données d'inventaire utilisées dans l'ACV de la porte d'intérieur en bois (Chapitre 4)

Données d'inventaire du cycle de vie de la porte commerciale étudiée. Les processus utilisés proviennent de la base de données *Ecoinvent v2.2*, ou ont été copiés et modifiés, ou créés en utilisant *Ecoinvent v2.2*.

Étape du cycle de vie	Processus	Quantité	Ecoinvent v2.2 / modifié / créé
Matières premières	Particle board, indoor use, at plant/RER U_uniboardQc	0,0681 m ³	Modifié
	Oriented strand board, LSL, Truspec, at plant/RER U	0,00667 m ³	Modifié
	Sawn timber, hardwood, raw, air / kiln dried, u=10%, at plant/RER U	0,000944 m ³	Ecoinvent v2.2
	Vinyl acetate, at plant/RER U	0,792 kg	Ecoinvent v2.2
	Veneer, hardwood, dry, at veneer mill, US	1,4438 kg	Créé
	Fibreboard hard, at plant/RER U	0,0119 m ³	Ecoinvent v2.2
	UV lacquers	0,184 kg	Créé
	Transport, freight, rail, diesel/US U	44,0 t.km	Ecoinvent v2.2
	Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	27,52 t.km	Créé
Production	Fabrication des faces	n/a	Créé
	Fabrication du cœur	n/a	Créé
	Usinage des lamelles	n/a	Créé
	Assemblage final de la porte	1p	Créé
	Trimming	1p	Créé
	Ligne UV	1p	Créé
	Usinage de la porte	1p	Créé
Emballage	Packaging step 1	1p	Créé
	Packaging step 2	1p	Créé
	Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	0,0328 t.km	CIRAIG
	Transport, van <3.5t/RER U	0,0203 t.km	Ecoinvent v2.2
Distribution	Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	40,82 t.km	CIRAIG
Utilisation	Disposal, polyethylene, 0.4% water, to sanitary landfill/CH U	0,120 kg	Ecoinvent v2.2
	Disposal, wood untreated, 20% water, to sanitary landfill/CH U	1,97 kg	Ecoinvent v2.2
	Disposal, steel, 0% water, to inert material landfill/CH U	0,0154 kg	Ecoinvent v2.2
	Transport, municipal waste collection, lorry 21t/CH U	0,126 t.km	Ecoinvent v2.2
Fin de vie	Transport, municipal waste collection, lorry 21t/CH U	3,032 t.km	Ecoinvent v2.2
	Disposal, wood untreated, 20% water, to sanitary landfill/CH U	45,8 kg	Ecoinvent v2.2
	Disposal, plastics, mixture, 15.3% water, to sanitary landfill/CH U	0,238 kg	Ecoinvent v2.2
	Disposal, polyurethane, 0.2% water, to sanitary landfill/CH U	4,29 kg	Ecoinvent v2.2
	Disposal, emulsion paint, 0% water, to sanitary landfill/CH U	0,214 kg	Ecoinvent v2.2

Liste des processus modifiés et créés à partir de la base de données Ecoinvent v2.2.

- Veneer, hardwood, green at veneer mill US (Bergman and Bowe 2011)

Products		Allocations	Nature de l'allocation
Roundwood, Hardwood, green at mill, US E	1255 kg	94,9%	Massique
Bark, hardwood, green, at mill, US E	66,9 kg	5,1%	
Resources			
Water, well, in ground	0,851 m ³		
Water, process and cooling, unspecified natural origin	0,292 m ³		
Materials/fuels			
Round wood, hardwood, under bark, u=70%, at forest road/RER U	1,4003 m ³		
Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	492 t.km		
Diesel, at regional storage/RER U	5,624 kg		
Products			
Bucked log, hardwood, green, at veneer mill, US E	1255 kg	94,9%	Massique
Bark, HW, green, at veneer mill, US E	60,9 kg	4,6%	
Fuel wood, HW, green, at veneer mill, US E	6 kg	0,5%	
Resources			
Gas, natural/m3	0,00044 m ³		
Materials/fuels			
Roundwood, Hardwood, green at mill, US E	1255 kg		
Diesel, at regional storage/RER U	0,94016 kg		
Petrol, unleaded, at regional storage/RER U	0,0575 kg		
Electricity/heat			
Electricity mix/Quebec U	88,611 kWh		
Products			
Conditioned log, hardwood, green, at veneer mill, US E	1255 kg		
Resources			
Gas, natural/m3	0,00044 m ³		
Water, process and cooling, unspecified natural origin	0,389 m ³		
Water, well, in ground	1,135 m ³		
Materials/fuels			
Bucked log, hardwood, green, at veneer mill, US E	1255 kg		
Diesel, at regional storage/RER U	0,4659 kg		
Petrol, unleaded, at regional storage/RER U	0,05758 kg		
Heat, hardwood chips from industry, at furnace 50kW/CH U	1522 MJ		
Electricity/heat			
Electricity mix/Quebec U	27 kWh		
Products			
Veneer, hardwood, green, at veneer mill, US E	1 kg	43,26%	Massique
wood fuel, hardwood, green, at veneer mill, US E	0,33 kg	14,29%	
wood chips, hardwood, green, at veneer mill, US E	0,981 kg	42,43%	
peeler cores	0,00031 kg	0%	
waste gate material, hardwood, green, at veneer mill, US E	0,00027 kg	0%	
Resources			
Gas, natural/m3	8,1.10 ⁻⁷ m ³		
Materials/fuels			

Conditioned log, hardwood, green, at veneer mill, US E	2,31 kg		
Diesel, at regional storage/CH U	0,000865 kg		
Petrol, unleaded, at regional storage/RER U	0,000108 kg		
Electricity/heat			
Electricity mix/Quebec U	0,245 kWh		
Products			
Veneer, hardwood, dry, at veneer mill, US E_2	1 kg	98,6 %	Massique
Wood fuel, hardwood, dry, at veneer mill, US E_2	0,009 kg	0,9 %	
Clippings, hardwood, dry, at veneer mill, US E_2	0,006 kg	0,5 %	
Resources			
Gas, natural/m3	8,3.10 ⁻⁷ m3		
Materials/fuels			
Veneer, hardwood, green, at veneer mill, US E	1,015 kg		
Diesel, at regional storage/CH U	0,000874 kg		
Petrol, unleaded, at regional storage/RER U	0,000108 kg		
Heat, hardwood chips from industry, at furnace 50kW/CH U	7,05 MJ		
Electricity/heat			
Electricity mix/Quebec U	0,1159 MJ		
Emissions to air			
Acetaldehyde	0,000187 kg		
Acetone	0,0000477 kg		
Carbon monoxide	0,000101 kg		
Formaldehyde	0,0000071 kg		
Methanol	0,0000579 kg		
Particulates, unspecified	0,000327 kg		
Phenol	0,0000028 kg		
VOC, volatile organic compounds	0,000561 kg		
Hydrocarbons, unspecified	0,000794 kg		

- Revêtement UV (Adam et al. 2005; Penzel 2000; Althaus et al. 2007). Les quantités de matières ont été calculés en respectant la stoechiométrie de réaction et en considérant un rendement de 100%.

Produits	
Revêtement UV	1p
Resources	
Talc, in ground	0,011226 kg
Sand, quartz, in ground	0,003852 kg
Quartz sand (silica sand; silicon dioxide)	0,003852 kg
Materials/fuels	
Chemicals organic, at plant/GLO U	0,00575 kg
Asbestos, crysotile type, at plant/GLO U	0,0049 kg
Bisphenol A-Epoxy acrylates	0,059415 kg
Dipropylene Glycol diacrylate	0,032828 kg
Tripropylene Glycol diacrylate	0,028985 kg
1,6-Hexanediol diacrylate	0,013325 kg
Polyetherpolyol acrylate	0,013325 kg
Trimethylolpropane triacrylate	0,006548 kg
Produits	
Bisphenol A-Epoxy acrylates	1 kg
Avoided products	
Acrylic acid, at plant/RER U	211,68 g
Resources	
Water, cooling, unspecified natural origin/m3	0,024 m ³
Water, process, unspecified natural origin/m3	0,012 m ³
Materials/fuels	
Bisphenol A, powder, at plant/RER U	670,32 g
Acrylic acid, at plant/RER U	211,68 g
Epichlorohydrin, from hypochlorination of allyl chloride, at plant/RER U	543,62 g
Chemical plant, organics/RER/I U	4. 10 ⁻¹⁰ p
Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	0,14256 t.km
Transport, freight, rail, diesel/US U	0,8554 t.km
Electricity/heat	
Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U	2 MJ
Electricity mix - Am N (Hub) U for hub	0, 333 kWh
Emissions to air	
Heat, waste	1,2 MJ
Final waste flows	
Chemical waste, regulated	176,956 g
Produits	
Dipropylene Glycol diacrylate	1 kg
Resources	
Water, cooling, unspecified natural origin/m3	0,024 m ³
Water, process, unspecified natural origin/m3	0,012 m ³
Materials/fuels	
Dipropylene Glycol	553,42 g
Acrylic acid, at plant/RER U	594,72 g
Epichlorohydrin, from hypochlorination of allyl chloride, at plant/RER U	543,62 g
Chemical plant, organics/RER/I U	4. 10 ⁻¹⁰ p
Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	0,114814 t.km

Transport, freight, rail, diesel/US U	0,688884 t.km
Electricity/heat	
Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U	2 MJ
Electricity mix - Am N (Hub) U for hub	0, 333 kWh
Emissions to air	
Heat, waste	1,2 MJ
Final waste flows	
Chemical waste, regulated	148,76 g
Products	
Dipropylene Glycol	1 kg
Resources	
Water, cooling, unspecified natural origin/m3	0,024 m ³
Water, process, unspecified natural origin/m3	0,000134 m ³
Materials/fuels	
Propylene oxide, liquid, at plant/RER U	865,36 g
Chemical plant, organics/RER/I U	4. 10 ⁻¹⁰ p
Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	0,0865 t.km
Transport, freight, rail, diesel/US U	0,5192 t.km
Electricity/heat	
Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U	2 MJ
Electricity mix - Am N (Hub) U for hub	0, 333 kWh
Emissions to air	
Heat, waste	1,2 MJ
Final waste flows	
Chemical waste, inert	134,328 g
Products	
Tripropylene Glycol diacrylate	1 kg
Resources	
Water, cooling, unspecified natural origin/m3	0,024 m ³
Water, process, unspecified natural origin/m3	0,012 m ³
Materials/fuels	
Tripropylene Glycol	639,36 g
Acrylic acid, at plant/RER U	479,52 g
Chemical plant, organics/RER/I U	4. 10 ⁻¹⁰ p
Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	0,112 t.km
Transport, freight, rail, diesel/US U	0,672 t.km
Electricity/heat	
Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U	2 MJ
Electricity mix - Am N (Hub) U for hub	0, 333 kWh
Emissions to air	
Heat, waste	1,2 MJ
Final waste flows	
Chemical waste, regulated	120 g
Products	
Tripropylene Glycol	1 kg
Resources	
Water, cooling, unspecified natural origin/m3	0,024 m ³
Water, process, unspecified natural origin/m3	0,00009378 m ³
Materials/fuels	
Propylene oxide, liquid, at plant/RER U	0,9065 kg
Chemical plant, organics/RER/I U	4. 10 ⁻¹⁰ p

Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	0,0965 t.km
Transport, freight, rail, diesel/US U	0,5439 t.km
Electricity/heat	
Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U	2 MJ
Electricity mix - Am N (Hub) U for hub	0, 333 kWh
Emissions to air	
Heat, waste	1,2 MJ
Final waste flows	
Chemical waste, inert	93,75 g
Products	
1,6-Hexanediol diacrylate	1 kg
Resources	
Water, cooling, unspecified natural origin/m3	0,024 m ³
Water, process, unspecified natural origin/m3	0,012 m ³
Materials/fuels	
1,6-Hexanediol	521,56 g
Acrylic acid, at plant/RER U	636,48 g
Chemical plant, organics/RER/I U	4. 10 ⁻¹⁰ p
Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	0,1158 t.km
Transport, freight, rail, diesel/US U	0,694824 t.km
Electricity/heat	
Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U	2 MJ
Electricity mix - Am N (Hub) U for hub	0, 333 kWh
Emissions to air	
Heat, waste	1,2 MJ
Final waste flows	
Chemical waste, regulated	159,12 g
Products	
1,6-Hexanediol	1 kg
Resources	
Water, cooling, unspecified natural origin/m3	0,024 m ³
Water, process, unspecified natural origin/m3	0,012 m ³
Materials/fuels	
Adipic acid, at plant/RER U	1236,46 g
Chemicals inorganic, at plant/GLO U	321,86 g
Chemical plant, organics/RER/I U	4. 10 ⁻¹⁰ p
Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	0,15583 t.km
Transport, freight, rail, diesel/US U	0,934992 t.km
Electricity/heat	
Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U	2 MJ
Electricity mix - Am N (Hub) U for hub	0, 333 kWh
Emissions to air	
Heat, waste	1,2 MJ
Final waste flows	
Chemical waste, unspecified	440,44 g
Products	
Polyetherpolyol acrylate	1 kg
Materials/fuels	
Tripropylene Glycol diacrylate	1kg
Products	

Trimethylolpropane triacrylate	1 kg
Resources	
Water, cooling, unspecified natural origin/m3	0,024 m ³
Water, process, unspecified natural origin/m3	0,012 m ³
Materials/fuels	
Trimethylolpropane, step 2, TMP synthesis	452,92 g
Acrylic acid, at plant/RER U	1236,46 g
Chemical plant, organics/RER/I U	4. 10 ⁻¹⁰ p
Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	0,112 t.km
Transport, freight, rail, diesel/US U	0,672 t.km
Electricity/heat	
Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U	2 MJ
Electricity mix - Am N (Hub) U for hub	0, 333 kWh
Emissions to air	
Heat, waste	1,2 MJ
Final waste flows	
Chemical waste, unspecified	182,52 g
Products	
Trimethylolpropane, step 2, TMP synthesis	1 kg
Resources	
Water, cooling, unspecified natural origin/m3	0,024 m ³
Water, process, unspecified natural origin/m3	0,012 m ³
Materials/fuels	
b-hydroxyaldehyde, step 1, TMP synthesis	984,72 g
Formaldehyde, production mix, at plant/RER U	223,8 g
Sodium hydroxide, 50% in H2O, production mix, at plant/RER U	298,4 g
Chemical plant, organics/RER/I U	4. 10 ⁻¹⁰ p
Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	0,1001 t.km
Transport, freight, rail, diesel/US U	0,6003 t.km
Electricity/heat	
Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U	2 MJ
Electricity mix - Am N (Hub) U for hub	0, 333 kWh
Emissions to air	
Heat, waste	1,2 MJ
Final waste flows	
Chemical waste, unspecified	507,28 g
Products	
b-hydroxyaldehyde, step 1, TMP synthesis	1 kg
Resources	
Water, cooling, unspecified natural origin/m3	0,024 m ³
Water, process, unspecified natural origin/m3	0,012 m ³
Materials/fuels	
butyraldehyde, propylene hydroformylation, at plant/RER U	545,76 g
Formaldehyde, production mix, at plant/RER U	454,8 g
Chemical plant, organics/RER/I U	4. 10 ⁻¹⁰ p
Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	0,1001 t.km
Transport, freight, rail, diesel/US U	0,6003 t.km
Electricity/heat	
Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U	2 MJ
Electricity mix - Am N (Hub) U for hub	0, 333 kWh
Emissions to air	
Heat, waste	1,2 MJ

- Processus de production de la porte « Gate to gate »

<i>Fabrication des faces</i>	
Products	
Encollage face	1p
Electricity/heat	
Electricity mix/Quebec U	0,005 kWh
Emissions to air	
NM VOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin (indoor)	2,064 g
Products	
Pressage à chaud (vener et HDF encollés)	1p
Electricity/heat	
Electricity mix/Quebec U	0,808 kWh
Products	
Sablage superficiel des faces	1p
Avoided products	
Industrial residue wood, from planing, hard, air/kiln dried, u=10%, at plant/RER U	1,54.10 ⁻⁶ m ³
Electricity/heat	
Electricity mix/Quebec U	0,234 kWh
<i>Fabrication du cœur</i>	
Products	
Encollage du coeur	1p
Electricity/heat	
Electricity mix/Quebec U	0,005 kWh
Emissions to air	
NM VOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin (indoor)	0,0270 g
Products	
Pressage haute fréquence	1p
Electricity/heat	
Electricity mix/Quebec U	0,171 kWh
Products	
Sablage du coeur	1p
Avoided products	
Industrial residue wood, from planing, softwood, air dried, u=20%, at plant/RER U	0,00327 m ³
Electricity/heat	
Electricity mix/Quebec U	1,015 kWh
<i>Usinage des lamelles</i>	
Products	
Déligneuse	1p
Electricity/heat	
Electricity mix/Quebec U	0,021 kWh
Products	
Planeuse	1p
Electricity/heat	
Electricity mix/Quebec U	0,016 kWh

Products	
Refendeuse	1p
Avoided products	
Wood chips, hardwood, from industry, u=40%, at plant/RER U	0,00163 m ³
Electricity/heat	
Electricity mix/Quebec U	0,011 kWh
<i>Autres processus</i>	
Products	
Assemblage final de la porte	1p
Electricity/heat	
Electricity mix/Quebec U	0,005 kWh
NM VOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin (indoor)	0,1635 g
Products	
Trimming	1p
Avoided products	
Industrial residue wood, from planing, hardwood, kiln dried, u=10%, at plant/RER U	7,26.10 ⁻⁷ m ³
Industrial residue wood, from planing, softwood, air dried, u=20%, at plant/RER U	1,54.10 ⁻⁷ m ³
Electricity/heat	
Electricity mix/Quebec U	0,191 kWh
Products	
Ligne UV	1p
Electricity/heat	
Electricity mix/Quebec U	0,78 kWh
Products	
Usinage de la porte	1p
Avoided products	
Industrial residue wood, from planing, hard, air/kiln dried, u=10%, at plant/RER U	2,739.10 ⁻⁵ m ³
Industrial residue wood, from planing, softwood, kiln dried, u=10%, at plant/RER U	0,000152 m ³
Electricity/heat	
Electricity mix/Quebec U	0,015 kWh

- Emballage de la porte

Products	
Packaging step 1	1p
Materials/fuels	
Packaging film, LDPE, at plant/RER U	118 g
Electricity/heat	
Electricity mix/Quebec U	0,096 kWh
Waste to treatment	
Disposal, polyethylene, 0.4% water, to sanitary landfill/CH U	4 g
Products	
Packaging step 2	1p
Materials/fuels	
Extrusion, plastic film/RER U_stretch	1,6 g
EUR-flat pallet/RER U	0,07875 p
Electricity/heat	
Electricity mix/Quebec U	0,002 kWh
Products	
Extrusion, plastic film/RER U_stretch	1 kg
Ajouts dans « Materials/fuels »	
Polybutadiene, at plant/RER U	0,04 kg
Linear low density polyethylene resin, at plant/RNA	0,57 kg
Polyethylene, LDPE, granulate, at plant/RER U	0,38 kg

- Panneau de particule en provenance de Uniboard (province de Québec)

Products	Modification du processus « Particle board, indoor use, at plant/RER U »
Particle board, indoor use, at plant/RER U_uniboardQc	1 m ³
Modification dans « Materials/fuels »	Électricité et type de camion pour le fret
Electricity mix/Quebec U	104 kWh
Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	215,3 t.km

- Panneau structurel à lamelles orientées (LSL)

Products	Modification du processus « Oriented strand board, at plant/RER U »
Oriented strand board, LSL, truspec, at plant/RER U	1 m ³
Modifications dans « Materials/fuels »	Électricité et résines
Electricity, production mix US/US U	130 kWh
Phenolic resin, at plant/RER U	29,53 kg
Methylene diphenyl diisocyanate, at plant/RER U	7,383 kg

Consommation électrique prélevée sur différents éléments de la chaîne de production de la porte étudiée.

Processus de production	Consommation électrique pour la fabrication de l'unité fonctionnelle (kWh)
Préparation des lamelles (planeuse + déligneuse)	0,048
Presse à haute fréquence (assemblage cœur)	0,17
Presse chaude (assemblage faces)	0,81
Sablage (faces)	0,23
Sablage (cœur)	1,015
Assemblage porte (rouleaux d'application de la colle + presse mécanique)	0,0050
Dimensionnement	0,19
Ligne de finition UV	0,78
Usinage de la porte	0,015
Emballage (mise en sachet individuel + emballeuse sous film étirable)	0,098

Qualifications des données d'inventaire pour la porte étudiée.

La qualité des données *quantités* fait référence à la fiabilité des quantités de matière et d'énergie inventoriées, de même que des distances de transport et des quantités de rejets. La qualité des données *processus* fait plutôt référence à la validité géographique et technologique des modules de données génériques sélectionnés. Enfin, la contribution potentielle à l'impact fait référence à l'influence potentielle de la donnée sur les résultats à la lumière des résultats d'analyses de contribution et de sensibilité.

Les critères de qualifications des données sont présentés dans le tableau ci-dessous.

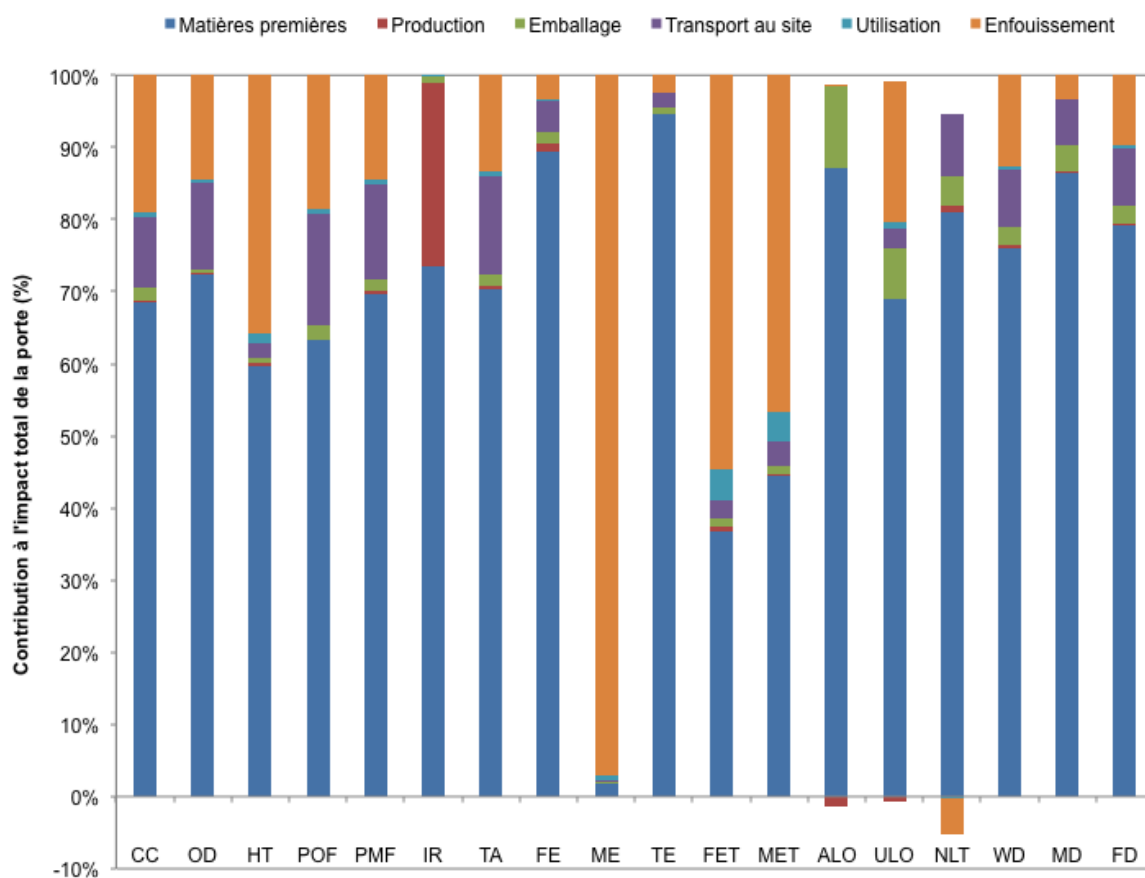
Pointage	Critères de qualification de la contribution potentielle à l'impact
1	Contribution potentiellement faible ou négligeable (c.-à-d. sans influence sur les résultats)
3	Contribution potentiellement influente
5	Forte contribution potentielle
Pointage	Critères de qualification des données « quantités »
1	Données spécifiques plutôt fiables ou informations peu variables entre les manufacturiers
2	Données spécifiques plutôt incertaines ou informations variables entre les manufacturiers
3	Données estimées à partir d'autres sources
4	Données estimées de manière grossière
5	Données manquantes
Pointage	Critères de qualification des données « processus »
1	Donnée de terrain, ou donnée générique ayant une bonne représentativité géographique et technologique du processus sélectionné
2	Donnée générique en partie adaptée au contexte énergétique et/ou technologique
3	Donnée incomplète (le processus n'est représenté que partiellement) ou ayant une représentativité géographique et technologique inconnue
4	Donnée ayant une représentativité géographique ou technologique inadéquate. La donnée n'est pas facilement accessible, utilisation d'un autre processus comme approximation
5	Données manquantes.

	Contribution potentielle à l'impact	Qualité des données	
		Quantité	Processus
Matières premières			
Lamelles bois franc	3	1	4
PVAc	1	1	3
Bois composite structural	3	1	2
Panneau particules	5	1	2
HDF	3	1	2
Placage	3	1	2
Produits de finition 100% UV	1	1	4
Transport routier des matières premières	5	1	2
Transport ferroviaire des matières premières	5	1	2
Production			
Électricité (Grid mix Qc)	1	1	2
Sortants, bois franc	1	2	n/a
Sortants, poussière de bois franc et composite	1	2	n/a
Sortants, colle PVAc	1	2	n/a
Emballage			
Électricité (Grid mix Qc)	1	1	2
Sachet individuel LDPE	1	2	3
Film étirable LLDPE	1	3	3
Palette	3	3	3
Transport au site			
Transport routier	5	3	2
Utilisation			
Disposition emballage	3	3	4
Transport emballage vers site d'enfouissement	5	3	3
Fin de vie			
Enfouissement porte	3	3	4
Transport du produit au site d'enfouissement	5	3	3

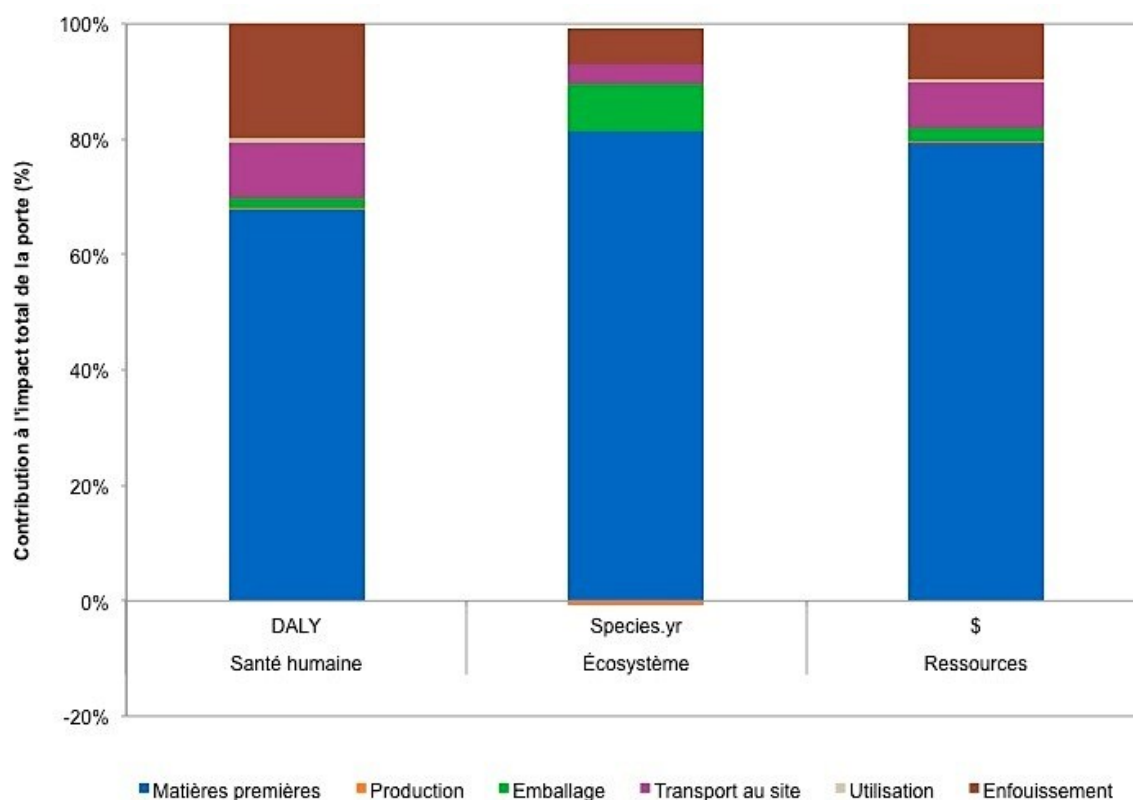
ANNEXE 4

Évaluation d'impacts environnementaux de la porte intérieure commerciale en bois obtenues avec les méthodes d'AICV, IMPACT 2002+ et ReCiPe (Chapitre 4)

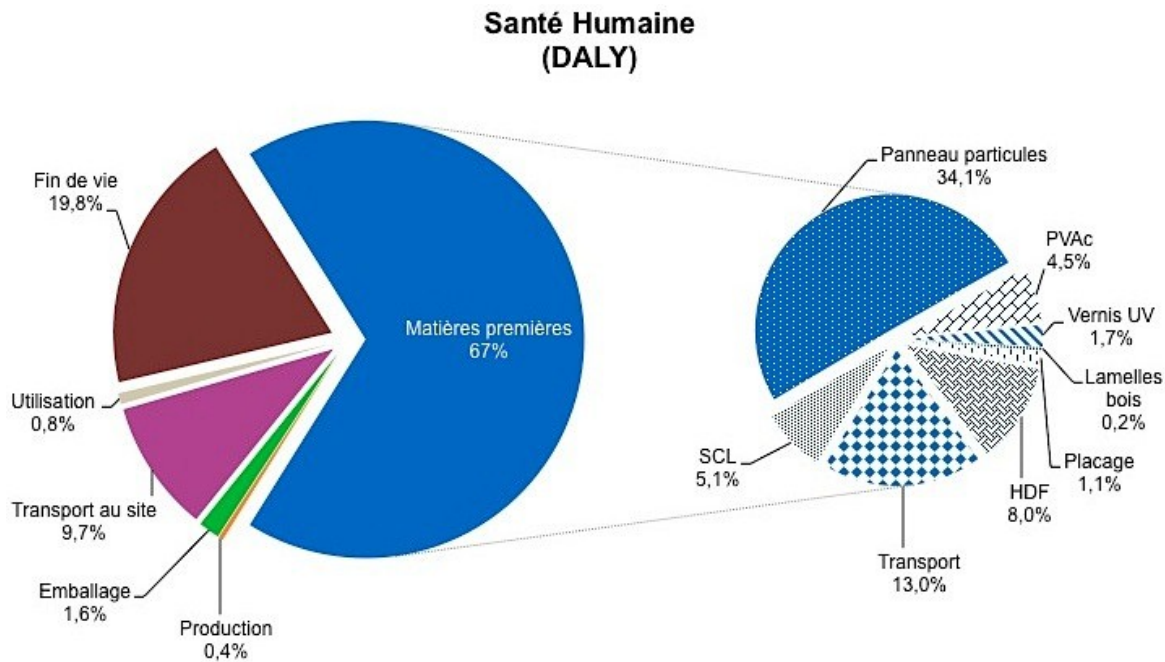
Résultats d'impacts pour le cycle de vie de la porte avec la méthodologie ReCiPe vision Hierarchist selon les différentes catégories d'impacts intermédiaires de la méthode. Résultats présentés sous forme de contribution des différentes étapes du cycle de vie du produit. Les abréviations utilisées dans la figure précédente identifient les différentes catégories d'impacts intermédiaires suivantes : CC, climate change; OD, ozone depletion; HT, human toxicity; POF, photochemical oxidant formation; PMF, particulate matter formation; IR, ionizing radiation; TA, terrestrial acidification; FE, freshwater eutrophication; ME, marine eutrophication; TE, terrestrial ecotoxicity; FET, freshwater ecotoxicity; MET, marine ecotoxicity; ALO, agricultural land occupation; ULO, urban land occupation; NLT, natural land transformation; WD, water depletion; MD, metal depletion; FD, fossil depletion.



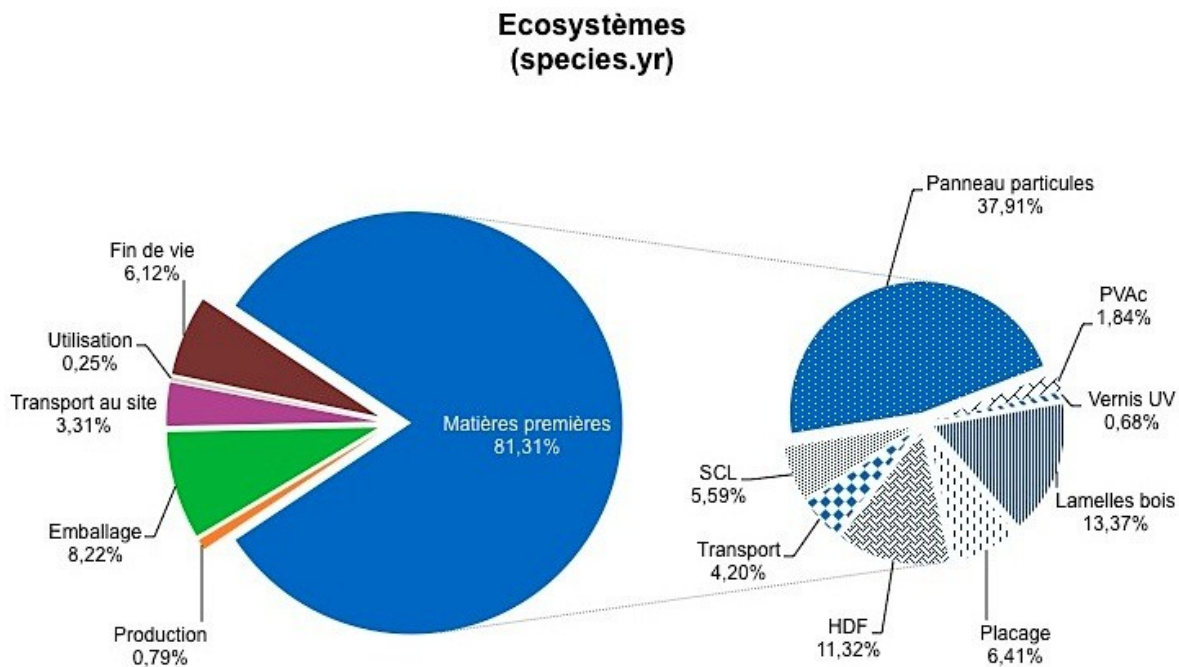
Résultats d'impacts pour le cycle de vie de la porte avec la méthodologie ReCiPe vision Hierarchist selon les trois catégories de dommage de la méthode. Résultats présentés sous forme de contribution des différentes étapes du cycle de vie du produit.



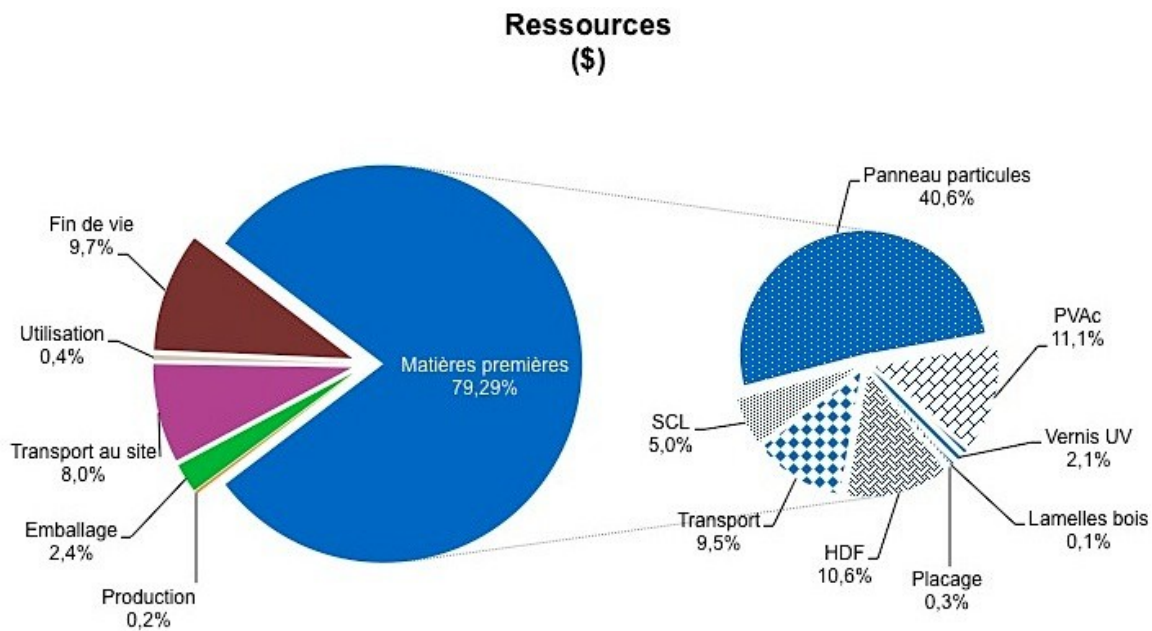
Contribution des différentes étapes du cycle de vie au score total pour l'aire de protection Santé humaine. Résultats détaillés pour les matières premières par composant.



Contribution des différentes étapes du cycle de vie au score total pour l'aire de protection Écosystème. Résultats détaillés pour les matières premières par composant.



Contribution des différentes étapes du cycle de vie au score total pour l'aire de protection Ressources. Résultats détaillés pour les matières premières par composant.



Le tableau suivant contient les données d'impacts intermédiaires obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour l'ACV du produit porte. Les catégories d'impacts ont été abrégées de la manière suivante : C, carcinogens; Non-C, non-carcinogens; RI, respiratory inorganics; IR, ionizing radiation; OLD, ozone layer depletion; RO, respiratory organics; AE, aquatic ecotoxicity; TE, terrestrial ecotoxicity; TA/N, terrestrial acidification/nutrification; LO, land occupation; AA, aquatic acidification; AEu, aquatic eutrophication; GW, global warming; Non-RE, non-renewable energy; ME, mineral extraction.

Catégorie d'impact	Unité	Matières premières	Production	Emballage	Transport au site	Utilisation	Fin de vie	Total
C	kg C2H3Cl eq	4,19E-01	2,25E-02	2,76E-02	2,12E-02	7,50E-04	1,81E-02	5,09E-01
Non-C	kg C2H3Cl eq	3,88E-01	3,65E-03	7,98E-03	2,99E-02	7,03E-04	1,73E-02	4,47E-01
RI	kg PM2.5 eq	2,81E-02	9,65E-05	5,96E-04	5,72E-03	2,76E-04	6,65E-03	4,15E-02
IR	Bq C-14 eq	3,02E+01	1,11E+01	3,97E-01	2,89E-02	9,86E-04	2,37E-02	4,18E+01
OLD	kg CFC-11 eq	3,61E-06	8,67E-09	3,33E-08	6,14E-07	3,09E-08	7,41E-07	5,04E-06
RO	kg C2H4 eq	3,00E-02	-3,23E-05	1,42E-03	3,36E-03	3,59E-04	8,61E-03	4,38E-02
AE	kg TEG water	2,26E+03	1,65E+01	3,10E+01	2,00E+02	6,55E+00	1,61E+02	2,67E+03
TE	kg TEG soil	8,48E+02	1,56E+00	1,07E+01	1,24E+02	2,12E+00	5,13E+01	1,04E+03
TA/N	kg SO2 eq	6,99E-01	1,52E-03	1,34E-02	1,84E-01	7,15E-03	1,72E-01	1,08E+00
LO	m2org.arable	4,88E+00	-6,79E-02	7,07E-01	2,24E-02	3,82E-03	9,21E-02	5,64E+00
AA	kg SO2 eq	1,20E-01	9,30E-04	2,82E-03	2,63E-02	1,11E-03	2,67E-02	1,78E-01
AEu	kg PO4 P-lim	7,92E-03	1,24E-05	9,14E-05	2,96E-04	1,84E-05	4,41E-04	8,77E-03
GW	kg CO2 eq	2,39E+01	1,21E-01	5,94E-01	3,60E+00	2,22E-01	5,35E+00	3,38E+01
Non-RE	MJ primary	5,64E+02	3,32E+00	1,86E+01	5,83E+01	2,93E+00	7,03E+01	7,17E+02
ME	MJ surplus	5,31E-01	2,52E-03	2,30E-02	2,58E-02	7,97E-04	1,93E-02	6,03E-01

Le tableau suivant contient les scores de dommage obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour l'ACV du produit porte. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante : HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Matières premières	Production	Emballage	Transport au site	Utilisation	Fin de vie	Total
HH	DALY	2,20E-05	1,43E-07	5,20E-07	4,15E-06	1,98E-07	4,77E-06	3,18E-05
EQ	PDF*m2*yr	1,29E+01	-5,93E-02	8,71E-01	1,21E+00	2,87E-02	6,93E-01	1,56E+01
CC	kg CO2 eq	2,39E+01	1,21E-01	5,94E-01	3,60E+00	2,22E-01	5,35E+00	3,38E+01
R	MJ primary	5,64E+02	3,33E+00	1,86E+01	5,83E+01	2,93E+00	7,03E+01	7,18E+02

Le prochain tableau contient les données d'impacts intermédiaires obtenus avec la méthode ReCiPe Hierarchist pour l'ACV du produit porte. Les catégories d'impacts ont été abrégées de la manière suivante: CC, climate change; OD, ozone depletion; HT, human toxicity; POF, photochemical oxidant formation; PMF, particulate matter formation; IR, ionizing radiation; TA, terrestrial acidification; FE, freshwater eutrophication; ME, marine eutrophication; TE, terrestrial ecotoxicity; FET, freshwater ecotoxicity; MET, marine ecotoxicity; ALO, agricultural land occupation; ULO, urban land occupation; NLT, natural land transformation; WD, water depletion; MD, metal depletion; FD, fossil depletion.

Catégorie d'impact	Unité	Matières premières	Production	Emballage	Transport au site	Utilisation	Fin de vie	Total
CC	kg CO2 eq	2,57E+01	1,37E-01	6,36E-01	3,66E+00	2,97E-01	7,13E+00	3,76E+01
OD	kg CFC-11 eq	3,74E-06	8,70E-09	3,34E-08	6,14E-07	3,09E-08	7,41E-07	5,16E-06
HT	kg 1,4-DB eq	7,37E+00	3,68E-02	1,04E-01	2,55E-01	1,70E-01	4,41E+00	1,23E+01
POF	kg NMVOC	1,60E-01	1,15E-04	4,83E-03	3,91E-02	1,94E-03	4,67E-02	2,53E-01
PMF	kg PM10 eq	5,07E-02	2,40E-04	1,13E-03	9,66E-03	4,37E-04	1,05E-02	7,27E-02
IR	kg U235 eq	3,24E-01	1,12E-01	3,93E-03	2,77E-04	9,46E-06	2,28E-04	4,41E-01
TA	kg SO2 eq	1,12E-01	9,12E-04	2,51E-03	2,18E-02	8,92E-04	2,15E-02	1,60E-01
FE	kg P eq	2,29E-03	2,82E-05	4,17E-05	1,10E-04	3,62E-06	8,69E-05	2,56E-03
ME	kg N eq	6,00E-03	1,15E-05	1,25E-04	1,31E-03	2,14E-03	3,08E-01	3,18E-01
TE	kg 1,4-DB eq	2,37E-02	2,87E-05	2,19E-04	5,13E-04	1,71E-05	5,84E-04	2,51E-02
FET	kg 1,4-DB eq	7,56E-02	1,26E-03	2,32E-03	5,49E-03	8,88E-03	1,12E-01	2,06E-01
MET	kg 1,4-DB eq	9,21E-02	7,78E-04	2,30E-03	6,83E-03	8,66E-03	9,67E-02	2,07E-01
ALO	m2a	4,87E+01	-7,83E-01	6,41E+00	8,66E-03	7,39E-04	1,78E-02	5,43E+01
ULO	m2a	7,39E-01	-8,01E-03	7,41E-02	3,02E-02	8,73E-03	2,11E-01	1,06E+00
NLT	m2	1,31E-02	1,30E-04	6,84E-04	1,39E-03	-3,40E-05	-8,18E-04	1,44E-02
WD	m3	1,11E-01	6,19E-04	3,75E-03	1,17E-02	7,64E-04	1,84E-02	1,47E-01
MD	kg Fe eq	1,92E+00	5,22E-03	8,01E-02	1,39E-01	2,95E-03	7,17E-02	2,22E+00
FD	kg oil eq	1,36E+01	3,95E-02	4,10E-01	1,38E+00	6,93E-02	1,67E+00	1,72E+01

Le prochain tableau contient les données des dommages obtenus avec la méthode ReCiPe Hierarchist pour l'ACV du produit porte. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; E, ecosystems; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Matières premières	Production	Emballage	Transport au site	Utilisation	Enfouissement	TOT
HH	DALY	5,44E-05	2,81E-07	1,26E-06	7,81E-06	6,50E-07	1,58E-05	6,44E-05
E	Species.yr	7,87E-07	-7,61E-09	7,96E-08	3,20E-08	2,47E-09	5,92E-08	8,93E-07
R	\$	2,19E+02	6,36E-01	6,59E+00	2,22E+01	1,11E+00	2,68E+01	2,50E+02

ANNEXE 5

Données d'inventaire et impacts environnementaux des scénarios d'écoconception obtenus avec IMPACT 2002+ et ReCiPe (Chapitre 5)

Données d'inventaire utilisées pour les scénarios alternatifs. Les processus ont été créés en utilisant la base de données *Ecoinvent v2.2* et des références scientifiques.

- **Scénario 1** : Panneau de particules avec résine à base de tannins de pin (Sealy-Fisher and Pizzi 1992; Valenzuela et al. 2012)

Products	Modifications du processus « particle board, indoor use, at plant/RER U »
Particle board tannin bonded, pine extract, indoor use, at plant/RER U	1 m ³
Modifications apportées à « Materials/fuels »	Résine
Pine tannin extracts	53,46 kg
Hexamine	3,21 g
Products	
Pine tannin extracts	1500 kg
Resources	
Water, cooling, unspecified natural origin/m3	0,024 m ³
Water, process, unspecified natural origin/kg	30000 kg
Materials/fuels	
Transport, freight, rail/RER U	8797,2 t.km
Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	1466,2 t.km
Chemical plant, organics/RER/I U	4.10 ⁻¹⁰ p
Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U	2 MJ
Bark chips, softwood, u=140%, at plant/RER U	85,212 m ³
Na2S2O5, sodium metabisulfite	110 kg
Urea, as N, at regional storehouse/RER U	152 kg
Electricity/heat	
Electricity mix - Am N (Hub) U for hub	0,333 kWh
Emission to air	
Heat, waste	1,2 MJ
Products	
Hexamine	1 kg
Resources	
Water, cooling, unspecified natural origin/m3	0,024 m ³
Water, process, unspecified natural origin/kg	0,012 kg
Materials/fuels	
Transport, freight, rail/RER U	1,056 t.km
Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	0,17608 t.km
Chemical plant, organics/RER/I U	4.10 ⁻¹⁰ p
Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U	2 MJ
Formaldehyde, production mix, at plant/RER U	1278 g
Ammonia, liquid, at regional storehouse/RER U	482,8 g
Electricity/heat	
Electricity mix - Am N (Hub) U for hub	0,333 kWh
Emissions to air	
Heat, waste	1,2 MJ
Carbon dioxide	0,423 kg
Products	
Na ₂ S ₂ O ₅ , Sodium metabisulfite	1 kg
Resources	

Water, cooling, unspecified natural origin/m3	0,024 m ³
Materials/fuels	
Transport, freight, rail/RER U	0,657 t.km
Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	0,1095 t.km
Chemical plant, organics/RER/I U	4.10 ⁻¹⁰ p
Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U	2 MJ
NaHSO ₃ , sodium bisulfite	1095,132 g
Electricity/heat	
Electricity mix - Am N (Hub) U for hub	0,333 kWh
Emissions to air	
Heat, waste	1,2 MJ
Water	94,68 g
Products	
NaHSO ₃ , Sodium bisulfite	1 kg
Resources	
Water, cooling, unspecified natural origin/m3	0,024 m ³
Water, process, unspecified natural origin/kg	0,173 kg
Materials/fuels	
Transport, freight, rail/RER U	1,3504 t.km
Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	0,22506 t.km
Chemical plant, organics/RER/I U	4.10 ⁻¹⁰ p
Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U	2 MJ
Sodium carbonate from ammonium chloride production, at plant/GLO U	1018,66 g
Sulphur dioxide, liquid, at plant/RER U	1232 g
Electricity/heat	
Electricity mix - Am N (Hub) U for hub	0,333 kWh
Emissions to air	
Heat, waste	1,2 MJ
Carbon dioxide	0,423 kg

- **Scénario 2** : Panneau de particules avec résine à base de tannins de marc de raisin (Ping et al. 2011b; Ping et al. 2011a; Point 2008)

Products	Modifications du processus « particle board, indoor use, at plant/RER U »
Particle board tannin bonded, grape pomace extract, indoor use, at plant/RER U	1 m ³
Modifications apportées à « Materials/fuels »	Résine
Résine marc de raisin	56,67 kg
Products	
Résine marc de raisin	1 kg
Resources	
Water, process, unspecified natural origin/kg	523,809 g
Materials/fuels	
Tannins condensés marc de raisin	428,571 g
Formaldehyde, production mix, at plant/RER U	47,92 g
Products	
Tannins condensés marc de raisin	1 kg
Materials/fuels	
Grape pomace	4,9 kg

NaHCO ₃ , sodium bicarbonate solvay process	122,5 g
Na ₂ SO ₃ , sodium sulfite	122,5 g
Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U	2 MJ
Chemical plant, organics/RER/I U	4.10 ⁻¹⁰ p
Transport, freight, rail/RER U	3,087 t.km
Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	0,5145 t.km
Electricity/heat	
Electricity mix - Am N (Hub) U for hub	0,333 kWh
Emissions to air	
Heat, waste	1,2 MJ
Products	
Tannins condensés marc de raisin	1 kg
Resources	
Water, cooling, unspecified natural origin/m3	0,024 m ³
Water, process, unspecified natural origin/m3	0,012 m ³
Materials/fuels	
Grape pomace	4,9 kg
NaHCO ₃ , sodium bicarbonate solvay process	122,5 g
Na ₂ SO ₃ , sodium sulfite	122,5 g
Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U	2 MJ
Chemical plant, organics/RER/I U	4.10 ⁻¹⁰ p
Transport, freight, rail/RER U	3,087 t.km
Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	0,5145 t.km
Electricity/heat	
Electricity mix - Am N (Hub) U for hub	0,333 kWh
Emissions to air	
Heat, waste	1,2 MJ
Products	
NaHCO ₃ , sodium bicarbonate solvay process	1 kg
Resources	
Water, cooling, unspecified natural origin/m3	0,024 m ³
Water, process, unspecified natural origin/kg	0,108 kg
Materials/fuels	
Sodium carbonate from ammonium chloride production, at plant/GLO U	0,636 kg
Carbon dioxide liquid, at plant/RER U	0,264 kg
Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U	2 MJ
Chemical plant, organics/RER/I U	4.10 ⁻¹⁰ p
Transport, freight, rail/RER U	0,54 t.km
Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	0,09 t.km
Electricity/heat	
Electricity mix - Am N (Hub) U for hub	0,333 kWh
Emissions to air	
Heat, waste	1,2 MJ
Products	
Na ₂ SO ₃ , sodium sulfite	1 kg
Resources	
Water, cooling, unspecified natural origin/m3	0,024 m ³
Water, process, unspecified natural origin/kg	0,1429 kg
Materials/fuels	
Sodium hydroxide, 50% in H ₂ O, production mix, at plant/RER U	635,2 g
Sulphur dioxide, liquid, at plant/RER U	508,2 g

Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U	2 MJ
Chemical plant, organics/RER/I U	4.10 ⁻¹⁰ p
Transport, freight, rail/RER U	0,6860 t.km
Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	0,1143 t.km
Electricity/heat	
Electricity mix - Am N (Hub) U for hub	0,333 kWh
Emissions to air	
Heat, waste	1,2 MJ
Products	
	Allocation massique
Wine	1 L
Grape pomace	0,334 kg
Resources	
Water, fresh	2,5 L
Materials/fuels	
Grapes	1,6667 kg
Transport, van <3.5t/RER U	0,01503 t.km
Electricity/heat	
Electricity mix - Am N (Hub) U for hub	0,5067 kWh
Diesel, at regional storage/RER U	0,0222 kg
Products	
Grapes	1 tonne
Resources	
Sulfur	4,27 kg
Materials/fuels	
Limestone, milled, packed, at plant/CH U	15,93 kg
Dolomite, at plant/RER U	9,55875 kg
Ammonium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U	0,49 kg
Diammonium phosphate, as P2O5, at regional storehouse/RER U	0,36 kg
Potassium chloride, as K2O, at regional storehouse/RER U	0,8 kg
Glyphosate, at regional storehouse/RER U	0,2 kg
Steel, low-alloyed, at plant/RER U	6,29 kg
Reinforcing steel, at plant/RER U	1,82 kg
Sawn timber, softwood, raw, air dried, u=20%, at plant/RER U	0,08889 m ³
Limestone, milled, packed, at plant/CH U	113,28 kg
Dolomite, at plant/RER U	67,98 kg
Ammonium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U	14,58 kg
Diammonium phosphate, as P2O5, at regional storehouse/RER U	11,12 kg
Potassium chloride, as K2O, at regional storehouse/RER U	25,41 kg
Glyphosate, at regional storehouse/RER U	0,52 kg
Bipyridylium-compounds, at regional storehouse/RER U	0,01 kg
Phthalamide-compounds, at regional storehouse/RER U	1,44 kg
Folpet, at regional storage/RER U	0,69 kg
Propane/ butane, at refinery/RER U	0,30073 kg
Fertilising, by broadcaster/CH U	0,15 ha
Irrigating/ha/CH U	0,15 ha
Diesel, at regional storage/RER U	30,892 kg
Petrol, unleaded, at regional storage/RER U	0,42 kg
Lubricating oil, at plant/RER U	0,5865 kg
Emissions to air	
Carbon dioxide	28 kg
Carbon dioxide	86,41 kg
Dinitrogen monoxide	0,53 kg

Nitrogen monoxide	0,58 kg
Ammonia	3,84 kg
Carbon dioxide, fossil	2,05 kg
Emissions to water	
Nitrate (groundwater)	14,35 kg
Phosphorus pentoxide (groundwater)	0,32 kg

- **Scénario 3** : Panneau de particules avec résine à base de protéines de soja (Khosravi et al. 2010; Wang et al. 2004)

Products	Modifications du processus « particle board, indoor use, at plant/RER U »
Particle board, SPI, indoor use, at plant/RER U	1 m ³
Modification apportée à « Resources »	Ajout d'eau
Water, process, unspecified natural origin/kg	76,39 kg
Modification apportée à « Materials/fuels »	Résine
Résine à base de protéines de soja	59,03 kg
Products	
Résine à base de protéines de soja	
Resources	
Water, cooling, unspecified natural origin/m ³	0,024 m ³
Water, process, unspecified natural origin/kg	22 kg
Materials/fuels	
Soybean meal, at oil mill/US U	2,2 kg
Sodium hydroxide, 50% in H ₂ O, production mix, at plant/RER U	1,76 kg
Hydrochloric acid, 30% in H ₂ O, at plant/RER U	1,604 kg
Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U	2 MJ
Chemical plant, organics/RER/I U	4.10 ⁻¹⁰ p
Transport, freight, rail/RER U	3,3384 t.km
Transport, 53' dry van (Class 8) /AM U AmN CIRAIG	0,5564 t.km
Electricity/heat	
Electricity mix - Am N (Hub) U for hub	1,2MJ
Emissions to air	
Heat, waste	1,2 MJ

- **Scénario 4** : Utilisation de la paille de blé pour fabriquer le panneau de particules (Mo et al. 2003)

Products	Modifications du processus « particle board, indoor use, at plant/RER U »
Particle board, wheat straw, indoor use, at plant/RER U	1 m ³
Modification apportée à « Materials/fuels »	Quantité résine et matière première
Paraffin, at plant/RER U	4,76 kg
Urea formaldehyde resin, at plant/RER U	38,08 kg
Wheat straw IP, at farm/CH U	555,19 kg
Pré-traitement paille	14,06 m ³
Products	
Pré-traitement paille (NaClO à 3%)	1 L
Resources	

Water, process, unspecified natural origin/kg	0,8 kg
Materials/fuels	
Sodium hypochlorite, 15% in H ₂ O, at plant/RER U	203,3 g

- **Scénario 7** : Réutilisation du cœur de la porte (inclus : le panneau de particules, les montants et traverses en LSL et les lamelles en bois franc). Pour le détail de certains processus voir Annexe 3.

Products	
Réutilisation du cœur	1p
Materials/fuels	
Sablage des faces usagées	Utilisation du processus « sablage cœur » lors de la fabrication du cœur comme proxy
Veneer hardwood, dry, at veneer mill, US	1,4438 kg
Fiberboard hard, at plant/RER U	0,0119 m ³
UV Lacquers	0,184 kg
Vinyl acetate, at plant/RER U	0,7382 kg
Fabrication des faces	n/a
Assemblage final de la porte	1p
Trimming	1p
Ligne UV	1p
Usinage de la porte	1p
Étape « emballage »	n/a
Étape « transport au site »	Multipliée par 2 (retour de la porte usagée + transport au futur site)
Étape « utilisation »	n/a
Étape « fin de vie »	n/a

- **Scénario 8** : Valorisation énergétique de la porte en fin de vie pour substituer au mazout

Products	
Valorisation énergétique de la porte	1p
Avoided products	
Light fuel oil, burned in industrial furnace 1MW, non-modulating/RER U	888,18 MJ
Materials/fuels	
Wood chips, from industry, mixed, burned in furnace, 1000 kW/RER U	888,18 MJ

Le procédé *Wood chips, from industry, mixed, burned in furnace, 1000kW/RER U* a été modifié car les particules de bois proviennent de la porte. La ligne *Wood chips, mixed, from industry, u=40%, at plant/RER U* a donc été supprimée.

Exemple de variations d'impacts environnementaux obtenues pour les scénarios matières premières du panneaux de particules

Le tableau suivant contient les scores d'impacts intermédiaires obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour la modélisation des impacts des scénarios 1, 2 & 3. Les résultats reflètent les impacts pour 1m³ de panneau de particules. Par rapport à l'unité fonctionnelle, la réduction ou l'augmentation d'impact reste identique. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: C, carcinogens; Non-C, non-carcinogens; RI, respiratory inorganics; IR, ionizing radiation; OLD, ozone layer depletion; RO, respiratory organics; AE, aquatic ecotoxicity; TE, terrestrial ecotoxicity; TA/N, terrestrial acidification/nutrification; LO, land occupation; AA, aquatic acidification; AEu, aquatic eutrophication; GW, global warming; Non-RE, non-renewable energy; ME, mineral extraction.

Catégorie d'impact	Unité	PB tannin raisin	PB tannin pin	PB soya	PB original	PB tannin raisin	PB tannin pin	PB soya
Scores bruts					Variation d'impact			
C	kg C2H3Cl	1,72E+00	1,10E+00	1,79E+00	3,07E+00	-44%	-64%	-42%
Non-C	eq kg C2H3Cl	4,42E+00	2,33E+00	-8,15E+00	3,22E+00	37%	-28%	-353%
RI	eq kg PM2.5	2,73E-01	1,70E-01	2,27E-01	2,31E-01	18%	-26%	-2%
IR	eq Bq C-14	2,71E+03	1,33E+02	9,64E+02	3,70E+02	633%	-64%	160%
OLD	eq kg CFC-11	1,75E-05	1,06E-05	9,27E-05	3,07E-05	-43%	-65%	202%
RO	eq kg C2H4	1,77E-01	1,58E-01	2,93E-01	2,25E-01	-21%	-30%	30%
AE	kg TEG water	2,04E+04	1,45E+04	-1,02E+04	1,91E+04	7%	-24%	-153%
TE	kg TEG soil	7,11E+03	5,71E+03	-2,62E+04	7,14E+03	0%	-20%	-467%
TA/N	kg SO2 eq	1,26E+01	3,04E+00	5,91E+00	5,15E+00	144%	-41%	15%
LO	m2org. arable	4,10E+01	3,69E+01	4,79E+02	3,71E+01	11%	0%	1193%
AA	kg SO2 eq	2,01E+00	7,99E-01	1,05E+00	9,32E-01	116%	-14%	12%
AEu	kg PO4 P-lim	1,86E-01	1,43E-02	1,91E-01	2,87E-02	546%	-50%	564%
GW	kg CO2 eq	1,82E+02	7,89E+01	1,54E+02	1,89E+02	-3%	-58%	-19%
Non-RE	MJ primary	2,86E+03	1,30E+03	2,21E+03	4,73E+03	-39%	-73%	-53%
ME	MJ surplus	4,31E+00	2,47E+00	9,00E+00	4,84E+00	-11%	-49%	86%

Le tableau suivant contient les scores de dommage obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour la modélisation des impacts des scénarios 1, 2 & 3. Les résultats reflètent les impacts pour **1m³ de panneau de particules**. Par rapport à l'unité fonctionnelle, la réduction ou l'augmentation d'impact reste identique. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommages	Unité	PB tannin raisin	PB tannin pin	PB soya	PB original	PB tannin raisin	PB tannin pin	PB soya
Scores bruts					Variation d'impact			
HH	DALY	2,09E-04	1,29E-04	1,42E-04	1,80E-04	16%	-28%	-21%
EQ	PDF*m2*yr	1,15E+02	8,93E+01	3,21E+02	1,03E+02	11%	-13%	211%
CC	kg CO2 eq	1,82E+02	7,89E+01	1,54E+02	1,89E+02	-3%	-58%	-19%
R	MJ primary	2,87E+03	1,30E+03	2,22E+03	4,74E+03	-39%	-73%	-53%

Le tableau suivant contient les scores d'impacts intermédiaires obtenus avec la méthode ReCiPe Hierarchist pour la modélisation des impacts des scénarios 1, 2 & 3. Les résultats reflètent les impacts pour **1m³ de panneau de particules**. Par rapport à l'unité fonctionnelle, la réduction ou l'augmentation d'impact reste identique. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: CC, climate change; OD, ozone depletion; HT, human toxicity; POF, photochemical oxidant formation; PMF, particulate matter formation; IR, ionizing radiation; TA, terrestrial acidification; FE, freshwater eutrophication; ME, marine eutrophication; TE, terrestrial ecotoxicity; FET, freshwater ecotoxicity; MET, marine ecotoxicity; ALO, agricultural land occupation; ULO, urban land occupation; NLT, natural land transformation; WD, water depletion; MD, metal depletion; FD, fossil depletion.

Catégorie d'impact	Unité	PB tannin raisin	PB tannin pin	PB soya	PB original	PB tannin raisin	PB tannin pin	PB soya
Scores bruts					Variation d'impact			
CC	kg CO2 eq	2,06E+02	8,11E+01	1,73E+02	1,96E+02	5%	-59%	-12%
OD	kg CFC-11 eq	1,77E-05	1,06E-05	9,28E-05	3,07E-05	-42%	-65%	202%
HT	kg 1,4-DB eq	6,25E+01	4,05E+01	1,52E+02	6,99E+01	-11%	-42%	117%
POF	kg NMVOC	9,29E-01	7,11E-01	1,23E+00	9,98E-01	-7%	-29%	24%
PMF	kg PM10 eq	5,66E-01	3,24E-01	4,23E-01	4,15E-01	36%	-22%	2%
IR	kg U235 eq	2,56E+01	1,27E+00	9,09E+00	3,69E+00	594%	-66%	146%
TA	kg SO2 eq	2,26E+00	7,55E-01	1,01E+00	9,06E-01	149%	-17%	11%
FE	kg P eq	7,87E-02	8,06E-03	8,41E-02	1,85E-02	325%	-56%	355%
ME	kg N eq	5,94E-01	3,63E-02	1,05E+00	4,86E-02	1122%	-25%	2053%
TE	kg 1,4-DB eq	1,97E-01	1,89E-01	3,19E-01	2,07E-01	-5%	-8%	55%
FET	kg 1,4-DB eq	8,54E-01	2,91E-01	4,96E+00	6,43E-01	33%	-55%	672%
MET	kg 1,4-DB eq	8,72E-01	3,99E-01	1,83E+00	8,33E-01	5%	-52%	120%
ALO	m2a	3,61E+02	3,27E+02	7,50E+02	3,28E+02	10%	-1%	128%
ULO	m2a	6,15E+00	5,08E+00	6,15E+00	5,11E+00	20%	0%	20%
NLT	m2	8,23E-02	6,21E-02	7,65E-02	1,10E-01	-25%	-43%	-30%
WD	m3	2,79E+01	2,71E-01	1,78E+00	4,94E-01	5541%	-45%	260%
MD	kg Fe eq	1,53E+01	8,74E+00	2,90E+01	1,60E+01	-4%	-45%	81%
FD	kg oil eq	6,10E+01	3,00E+01	4,94E+01	1,08E+02	-43%	-72%	-54%

Le tableau suivant contient les scores de dommage obtenus avec la méthode ReCiPe Hierarchist pour la modélisation des impacts des scénarios 1, 2 & 3. Les résultats reflètent les impacts pour **1m³ de panneau de particules**. Par rapport à l'unité fonctionnelle, la réduction ou l'augmentation d'impact reste identique. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; E, ecosystems; R, resources.

Catégorie de dommages	Unité	PB tannin raisin	PB tannin pin	PB soya	PB original	PB tannin raisin	PB tannin pin	PB soya
				Scores bruts		Variation d'impact		
HH	DALY	4,79E-04	2,26E-04	4,59E-04	4,31E-04	11%	-48%	6%
E	species.yr	5,99E-06	4,53E-06	1,31E-05	5,52E-06	8%	-18%	137%
R	\$	9,82E+02	4,83E+02	7,97E+02	1,74E+03	-44%	-72%	-54%

Le tableau suivant contient les scores de dommage obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour la modélisation des impacts du scénario 4. Les résultats reflètent les impacts pour **1m³ de panneau de particules**. Par rapport à l'unité fonctionnelle, la réduction ou l'augmentation d'impact reste identique. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie d'impact	Unité	PB original	PB paille	PB paille
				Variation d'impact
HH	DALY	1,63E-04	7,28E-04	346%
EQ	PDF*m2*yr	1,01E+02	6,14E+02	510%
CC	kg CO2 eq	1,75E+02	9,44E+02	440%
R	MJ primary	4,45E+03	1,58E+04	255%

Le tableau suivant contient les scores de dommage obtenus avec la méthode ReCiPe Hierarchist pour la modélisation des impacts du scénario 4. Les résultats reflètent les impacts pour **1m³ de panneau de particules**. Par rapport à l'unité fonctionnelle, la réduction ou l'augmentation d'impact reste identique. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; E, ecosystems; R, resources.

Catégorie d'impact	Unité	PB original	PB paille	PB paille
				Variation d'impact
HH	DALY	0,000428635	0,002667912	522%
E	species.yr	5,51041E-06	1,10141E-05	100%
R	\$	1731,158672	5888,459698	240%

Exemple de variation d'impacts environnementaux obtenus pour la composante transport

Le tableau suivant contient les scores de dommage obtenus avec la méthode **IMPACT 2002+** pour la modélisation des impacts du scénario 6. Les résultats reflètent les impacts sur le cycle de vie entier de la porte. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommages	Unité	HDF USA	HDF Qc	HDF Qc
				Variation d'impact
HH	DALY	2,75E-05	2,47E-05	-10%
EQ	PDF*m2*yr	1,54E+01	1,51E+01	-2%
CC	kg CO2 eq	2,94E+01	2,77E+01	-6%
R	MJ primary	6,45E+02	6,23E+02	-4%

Le tableau suivant contient les scores de dommage obtenus avec la méthode **ReCiPe Hierarchist** pour la modélisation des impacts du scénario 6. Les résultats reflètent les impacts sur le cycle de vie entier de la porte. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; E, ecosystems; R, resources.

Catégorie de dommages	Unité	HDF USA	HDF Qc	HDF Qc
				Variation d'impact
HH	DALY	6,78E-05	6,35E-05	-6%
E	species.yr	8,91E-07	8,76E-07	-2%
R	\$	2,39E+02	2,30E+02	-4%

Le tableau suivant contient les scores de dommage obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour la modélisation des impacts du scénario 6. Les résultats reflètent les impacts sur le **transport des matières premières seulement**. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommages	Unité	HDF USA	HDF Qc	HDF Qc
				Variation d'impact
HH	DALY	6,13E-06	3,29E-06	-46%
EQ	PDF*m2*yr	1,25E+00	9,57E-01	-23%
CC	kg CO2 eq	4,48E+00	2,85E+00	-36%
R	MJ primary	6,90E+01	4,62E+01	-33%

Le tableau suivant contient les scores de dommage obtenus avec la méthode ReCiPe Hierarchist pour la modélisation des impacts du scénario 6. Les résultats reflètent les impacts sur le **transport des matières premières seulement**. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; E, ecosystems; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	HDF USA	HDF Qc	HDF Qc
				Variation d'impact
HH	DALY	1,04E-05	6,19E-06	-41%
E	species.yr	4,08E-08	2,53E-08	-38%
R	\$	2,63E+01	1,76E+01	-33%

Exemple de résultats obtenus pour le scénario 7 concernant une réutilisation du coeur de la porte en fin de vie

Le tableau suivant contient les scores d'impacts intermédiaires obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour la modélisation des impacts du scénario 7. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: C, carcinogens; Non-C, non-carcinogens; RI, respiratory inorganics; IR, ionizing radiation; OLD, ozone layer depletion; RO, respiratory organics; AE, aquatic ecotoxicity; TE, terrestrial ecotoxicity; TA/N, terrestrial acidification/nutrification; LO, land occupation; AA, aquatic acidification; AEu, aquatic eutrophication; GW, global warming; Non-RE, non-renewable energy; ME, mineral extraction.

Catégorie d'impact	Unité	2 portes avec réutilisation	2 portes matériaux vierges	2 portes avec réutilisation
				Variation d'impact
C	kg C2H3Cl eq	7,57E-01	1,02E+00	-26%
Non-C	kg C2H3Cl eq	6,25E-01	8,95E-01	-30%
RI	kg PM2.5 eq	6,15E-02	8,30E-02	-26%
IR	Bq C-14 eq	6,36E+01	8,35E+01	-24%
OLD	kg CFC-11 eq	7,53E-06	1,01E-05	-25%
RO	kg C2H4 eq	5,84E-02	8,76E-02	-33%
AE	kg TEG water	3,71E+03	5,35E+03	-31%
TE	kg TEG soil	1,50E+03	2,08E+03	-28%
TA/N	kg SO2 eq	1,69E+00	2,15E+00	-21%
LO	m2org.arable	7,67E+00	1,13E+01	-32%
AA	kg SO2 eq	2,73E-01	3,57E-01	-24%
AEu	kg PO4 P-lim	1,48E-02	1,76E-02	-16%
GW	kg CO2 eq	4,98E+01	6,75E+01	-26%
Non-RE	MJ primary	1,04E+03	1,43E+03	-28%
ME	MJ surplus	8,28E-01	1,21E+00	-31%

Le tableau suivant contient les scores de dommage obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour la modélisation des impacts du scénario 7. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	2 portes avec réutilisation	2 portes matériaux vierges	2 portes avec réutilisation
				Variation d'impact
HH	DALY	4,71E-05	6,36E-05	-26%
EQ	PDF*m2*yr	2,22E+01	3,12E+01	-29%
CC	kg CO2 eq	4,98E+01	6,75E+01	-26%
R	MJ primary	1,04E+03	1,44E+03	-28%

Le tableau suivant contient les scores d'impacts intermédiaires obtenus avec la méthode ReCiPe Hierarchist pour la modélisation des impacts du scénario 7. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: CC, climate change; OD, ozone depletion; HT, human toxicity; POF, photochemical oxidant formation; PMF, particulate matter formation; IR, ionizing radiation; TA, terrestrial acidification; FE, freshwater eutrophication; ME, marine eutrophication; TE, terrestrial ecotoxicity; FET, freshwater ecotoxicity; MET, marine ecotoxicity; ALO, agricultural land occupation; ULO, urban land occupation; NLT, natural land transformation; WD, water depletion; MD, metal depletion; FD, fossil depletion.

Catégorie d'impact	Unité	2 portes avec réutilisation	2 portes matériaux vierges	2 portes avec réutilisation
				Variation d'impact
CC	kg CO2 eq	4,56E+01	7,52E+01	-39%
OD	kg CFC-11 eq	6,43E-06	1,03E-05	-38%
HT	kg 1,4-DB eq	1,30E+01	2,47E+01	-47%
POF	kg NMVOC	3,36E-01	5,05E-01	-34%
PMF	kg PM10 eq	9,32E-02	1,45E-01	-36%
IR	kg U235 eq	4,81E-01	8,82E-01	-45%
TA	kg SO2 eq	2,06E-01	3,20E-01	-36%
FE	kg P eq	2,84E-03	5,13E-03	-45%
ME	kg N eq	3,20E-01	6,35E-01	-50%
TE	kg 1,4-DB eq	2,63E-02	5,02E-02	-48%
FET	kg 1,4-DB eq	2,20E-01	4,12E-01	-47%
MET	kg 1,4-DB eq	2,24E-01	4,15E-01	-46%
ALO	m2a	6,02E+01	1,09E+02	-45%
ULO	m2a	1,18E+00	2,11E+00	-44%
NLT	m2	1,79E-02	2,89E-02	-38%
WD	m3	1,74E-01	2,93E-01	-41%
MD	kg Fe eq	2,58E+00	4,44E+00	-42%
FD	kg oil eq	2,04E+01	3,44E+01	-41%

Le tableau suivant contient les scores de dommage obtenus avec la méthode ReCiPe Hierarchist pour la modélisation des impacts du scénario 7. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; E, ecosystems; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	2 portes avec réutilisation	2 portes matériaux vierges	2 portes avec réutilisation
				Variation d'impact
HH	DALY	9,72E-05	1,29E-04	-25%
E	Species.yr	1,09E-06	1,79E-06	-39%
R	\$	3,28E+02	5,00E+02	-34%

Exemple de résultats obtenus pour le scénario 8 concernant la valorisation énergétique de la porte en fin de vie pour substituer au mazout.

Le tableau suivant contient les scores d'impacts intermédiaires obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour la modélisation des impacts du scénario 8. Les résultats prennent en compte tout le cycle de vie du produit. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: C, carcinogens; Non-C, non-carcinogens; RI, respiratory inorganics; IR, ionizing radiation; OLD, ozone layer depletion; RO, respiratory organics; AE, aquatic ecotoxicity; TE, terrestrial ecotoxicity; TA/N, terrestrial acidification/nutrication; LO, land occupation; AA, aquatic acidification; AEu, aquatic eutrophication; GW, global warming; Non-RE, non-renewable energy; ME, mineral extraction.

Catégorie d'impact	Unité	Fin de vie enfouissement	Fin de vie valorisation	Fin de vie valorisation
				Variation d'impact
C	kg C2H3Cl eq	5,09E-01	4,03E-01	-21%
Non-C	kg C2H3Cl eq	4,47E-01	1,47E+00	228%
RI	kg PM2.5 eq	4,15E-02	7,88E-02	90%
IR	Bq C-14 eq	4,18E+01	4,15E+01	-1%
OLD	kg CFC-11 eq	5,04E-06	-5,13E-06	-202%
RO	kg C2H4 eq	4,38E-02	1,88E-02	-57%
AE	kg TEG water	2,67E+03	6,47E+03	142%
TE	kg TEG soil	1,04E+03	2,33E+03	124%
TA/N	kg SO2 eq	1,08E+00	8,99E-01	-17%
LO	m2org.arable	5,64E+00	5,48E+00	-3%
AA	kg SO2 eq	1,78E-01	4,37E-02	-75%
AEu	kg PO4 P-lim	8,77E-03	5,31E-03	-40%
GW	kg CO2 eq	3,38E+01	-4,48E+01	-233%
Non-RE	MJ primary	7,17E+02	-4,40E+02	-161%
ME	MJ surplus	6,03E-01	5,47E-01	-9%

Le tableau suivant contient les scores de dommage obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour la modélisation des impacts du scénario 8. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Fin de vie enfouissement	Fin de vie valorisation	Fin de vie valorisation
				Variation d'impact
HH	DALY	3,18E-05	6,04E-05	90%
EQ	PDF*m2*yr	1,56E+01	2,57E+01	64%
CC	kg CO2 eq	3,38E+01	-4,48E+01	-233%
R	MJ primary	7,18E+02	-4,40E+02	-161%

Le tableau suivant contient les scores d'impacts intermédiaires obtenus avec la méthode ReCiPe Hierarchist pour la modélisation des impacts du scénario 8. Les résultats prennent en compte tout le cycle de vie du produit. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: CC, climate change; OD, ozone depletion; HT, human toxicity; POF, photochemical oxidant formation; PMF, particulate matter formation; IR, ionizing radiation; TA, terrestrial acidification; FE, freshwater eutrophication; ME, marine eutrophication; TE, terrestrial ecotoxicity; FET, freshwater ecotoxicity; MET, marine ecotoxicity; ALO, agricultural land occupation; ULO, urban land occupation; NLT, natural land transformation; WD, water depletion; MD, metal depletion; FD, fossil depletion.

Catégorie d'impact	Unité	Fin de vie enfouissement	Fin de vie valorisation	Fin de vie valorisation
				Variation d'impact
CC	kg CO2 eq	3,76E+01	-4,31E+01	-215%
OD	kg CFC-11 eq	5,16E-06	-5,00E-06	-197%
HT	kg 1,4-DB eq	1,23E+01	2,73E+01	121%
POF	kg NMVOC	2,53E-01	1,87E-01	-26%
PMF	kg PM10 eq	7,27E-02	9,22E-02	27%
IR	kg U235 eq	4,41E-01	4,38E-01	-1%
TA	kg SO2 eq	1,60E-01	2,88E-02	-82%
FE	kg P eq	2,56E-03	3,44E-03	34%
ME	kg N eq	3,18E-01	1,01E-02	-97%
TE	kg 1,4-DB eq	2,51E-02	1,42E-01	464%
FET	kg 1,4-DB eq	2,06E-01	8,95E-02	-57%
MET	kg 1,4-DB eq	2,07E-01	-6,16E-02	-130%
ALO	m2a	5,43E+01	5,43E+01	0%
ULO	m2a	1,06E+00	7,54E-01	-29%
NLT	m2	1,44E-02	-2,25E-02	-256%
WD	m3	1,47E-01	5,52E-02	-62%
MD	kg Fe eq	2,22E+00	1,99E+00	-10%
FD	kg oil eq	1,72E+01	-1,03E+01	-160%

Le tableau suivant contient les scores de dommage obtenus avec la méthode ReCiPe Hierarchist pour la modélisation des impacts du scénario 8. Les résultats prennent en compte tout le cycle de vie du produit. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; E, ecosystems; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Fin de vie enfouissement	Fin de vie valorisation	Fin de vie valorisation
				Variation d'impact
HH	DALY	6,44E-05	-1,73E-05	-127%
E	Species.yr	8,93E-07	2,69E-07	-70%
R	\$	2,50E+02	-1,65E+02	-166%

ANNEXE 6

Données d'inventaire et résultats d'impacts environnementaux pour la généralisation sur les produits d'apparence en bois (Chapitre 6)

Le tableau suivant contient les données relatives aux matières premières pour les différents produits d'apparence en bois étudiés dans le dernier chapitre, ainsi que les différents ratios qui ont permis d'extrapoler les impacts environnementaux du cycle de vie de la porte aux autres produits.

Lorsque les processus matières premières des produits d'apparence étaient considérés identiques à ceux utilisés dans le cas de la porte, les résultats d'impacts environnementaux ont été extrapolés en utilisant le ratio quantité et en multipliant celui aux différents scores obtenus pour la porte dans les 4 catégories de dommages d'*IMPACT 2002+*. Lorsque les processus matières premières étaient considérés comme différents, ces derniers ont été choisis dans la base de données *Ecoinvent* et les impacts environnementaux calculés dans SimaPro. Les processus unitaires *Ecoinvent* utilisés sont présentés dans le tableau.

Le ratio poids a été utilisé pour extrapoler les différents processus incluant du transport suivants : transport matières premières, transport au site, transport au site d'enfouissement.

Les quantités de matériaux ont été calculées afin de couvrir une surface identique à celle de la porte afin de pouvoir effectuer l'extrapolation.

Les processus utilisés pour la modélisation du cycle de vie de la porte sont dans l'Annexe 3.

Produit d'apparence	Matières premières	Quantité	Équivalence processus porte	Ratio quantité (produit/porte)	Poids produit (kg)	Ratio poids (produit/porte)
Mobilier de bureau	Panneaux particules	0,08701 m ³	Particle board, indoor use	1,2778	56,35	1,24
	Placage	0,740 kg	Veneer, hardwood, dry	0,513		
	PVAc	0,265 kg	Vinyl acetate	0,335		
	Vernis UV	0,0929 kg	UV lacquers	0,507		
Moules bas de gamme	Medium density fibreboard, at plant/RER U	0,0478 m ³	n/a	n/a	35,51	0,782
	Alkyd paint, white, 60% in H ₂ O, at plant/RER U	0,128 kg	n/a	n/a		
Moules haut de gamme	Sciage bouleau jaune	0,0478 m ³	Lamelles	2,571	25,59	0,563
	Acrylic varnish_transparent, 87.5% in H ₂ O, at plant/RER U*	0,103 kg	n/a	n/a		
Lames de plancher ingénierie	Sciage érable à sucre	0,00578 m ³	lamelles	3,62	10,37	0,228
	Contreplaqué (placages)	5,046 kg	Veneer, hardwood, dry	3,5		
	Contreplaqué (colle) Phenolic resin, at plant/RER U	0,116 kg	n/a	n/a		
	Polyurethane, rigid foam, at plant/RER U	0,0193 kg	n/a	n/a		
	Vernis UV	0,199 kg	UV lacquers	1,084		
Lames plancher bois franc	Sciage érable à sucre	0,0367 m ³	lamelles	19,72	22,10	0,487
	Vernis UV	0,199 kg	UV lacquers	1,084		
Panneaux architecturaux	Medium density fibreboard, at plant/RER U	0,0244 m ³	n/a	n/a	19,46	0,428
	Placage	0,886 kg	Veneer, hardwood, dry	0,614		
	PVAc	0,369 kg	Vinyl acetate	0,466		
	Acrylic varnish_transparent, 87.5% in H ₂ O, at plant/RER U*	0,103 kg	n/a	n/a		

* Le processus unitaire « Acrylic varnish_transparent, 87.5% in H₂O, at plant/RER U » est issu du processus « Acrylic varnish, 87,5% in H₂O, at plant/RER U » de la base de données Ecoinvent v2.2 dans lequel on a supprimé le matériau « Titanium dioxide, chloride process, at plant/RER U » qui empêche la transparence du vernis.

Extrapolation de l'étape d'emballage et utilisation pour les lames de plancher d'ingénierie et bois franc.

L'emballage a été modifié lors de l'extrapolation aux produits lames de plancher. Un emballage cartonné a été considéré. De même, l'étape d'utilisation qui est en fait la mise au rebus des produits d'emballage a également dû être modifiée.

0,571 kg de carton ont été considérés pour l'emballage de l'unité fonctionnelle d'après l'étude de Mahalle et al. (2011).

Les processus utilisés pour modéliser l'emballage des lames de plancher sont :

- *Packaging, corrugated board, mixed fibre, single wall, at plant/RER U*
- *Corrugated board, mixed fibre, single wall, at plant/RER U*

Le processus utilisé pour modéliser l'utilisation (= la mise au rebus de l'emballage) est :

- *Disposal, packaging cardboard, 19.6% water, to inert material landfill/CH U*

Le tableau suivant contient les scores de dommage obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour la modélisation des impacts du produit d'apparence : *Mobilier de bureau (table)*. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Matières premières	Production	Emballage	Distribution	Utilisation	Fin de vie
HH	DALY	2,25E-05	1,44E-07	5,20E-07	5,15E-06	1,98E-07	5,92E-06
EQ	PDF*m2*yr	1,12E+01	-7,89E-02	8,71E-01	1,50E+00	2,87E-02	8,60E-01
CC	kg CO2 eq	2,15E+01	1,22E-01	5,94E-01	4,46E+00	2,22E-01	6,63E+00
R	MJ primary	5,00E+02	3,37E+00	1,86E+01	7,24E+01	2,93E+00	8,72E+01

Le tableau suivant contient les scores de dommage obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour la modélisation des impacts du produit d'apparence : *Moulures bas de gamme*. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Matières premières	Production	Emballage	Distribution	Utilisation	Fin de vie
HH	DALY	1,12E-05	1,44E-07	5,20E-07	3,25E-06	1,98E-07	3,73E-06
EQ	PDF*m2*yr	5,28E+00	-7,89E-02	8,71E-01	9,44E-01	2,87E-02	5,42E-01
CC	kg CO2 eq	1,04E+01	1,22E-01	5,94E-01	2,81E+00	2,22E-01	4,18E+00
R	MJ primary	2,29E+02	3,37E+00	1,86E+01	4,56E+01	2,93E+00	5,50E+01

Le tableau suivant contient les scores de dommage obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour la modélisation des impacts du produit d'apparence : *Mouleurs haut de gamme*. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Matières premières	Production	Emballage	Distributio n	Utilisation	Fin de vie
HH	DALY	5,81E-06	1,44E-07	5,20E-07	2,34E-06	1,98E-07	1,84E-06
EQ	PDF*m2*yr	3,63E+01	-7,89E-02	8,71E-01	6,81E-01	2,87E-02	2,68E-01
CC	kg CO2 eq	3,49E+00	1,22E-01	5,94E-01	2,03E+00	2,22E-01	2,06E+00
R	MJ primary	5,51E+01	3,37E+00	1,86E+01	3,29E+01	2,93E+00	2,71E+01

Le tableau suivant contient les scores de dommage obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour la modélisation des impacts du produit d'apparence : *Lames de plancher ingénierie*. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Matières premières	Production	Emballage	Distributio n	Utilisation	Fin de vie
HH	DALY	5,09E-06	1,44E-07	8,20E-07	9,48E-07	2,03E-07	1,09E-06
EQ	PDF*m2*yr	1,07E+01	-7,89E-02	1,25E+00	2,76E-01	2,97E-02	1,58E-01
CC	kg CO2 eq	2,83E+00	1,22E-01	1,05E+00	8,21E-01	2,25E-01	1,22E+00
R	MJ primary	6,09E+01	3,37E+00	2,56E+01	1,33E+01	3,02E+00	1,60E+01

Le tableau suivant contient les scores de dommage obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour la modélisation des impacts du produit d'apparence : *Lames de plancher bois franc*. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Matières premières	Production	Emballage	Distributio n	Utilisation	Fin de vie
HH	DALY	5,89E-06	1,44E-07	8,20E-07	2,02E-06	2,03E-07	2,32E-06
EQ	PDF*m2*yr	2,81E+01	-7,89E-02	1,25E+00	5,88E-01	2,97E-02	3,37E-01
CC	kg CO2 eq	4,18E+00	1,22E-01	1,05E+00	1,75E+00	2,25E-01	2,60E+00
R	MJ primary	7,06E+01	3,37E+00	2,56E+01	2,84E+01	3,02E+00	3,42E+01

Le tableau suivant contient les scores de dommage obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour la modélisation des impacts du produit d'apparence : *Panneaux architecturaux*. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Matières premières	Production	Emballage	Distribution	Utilisation	Fin de vie
HH	DALY	9,65E-06	1,44E-07	5,20E-07	1,78E-06	1,98E-07	2,04E-06
EQ	PDF*m2*yr	5,70E+00	-7,89E-02	8,71E-01	5,17E-01	2,87E-02	2,97E-01
CC	kg CO2 eq	9,21E+00	1,22E-01	5,94E-01	1,54E+00	2,22E-01	2,29E+00
R	MJ primary	2,23E+02	3,37E+00	1,86E+01	2,50E+01	2,93E+00	3,01E+01

ANNEXE 7

Analyses de sensibilités (Chapitre 4 & 6)

Résultats d'analyse de sensibilité sur les allocations suivantes : Allocation massique du marc de raisin et allocation économique des co-produits de l'exploitation forestière.

• **Allocation massique du marc de raisin**

L'allocation massique utilisée dans le processus de fabrication du vin qui génère comme co-produit le marc de raisin (cf. Annexe 5) est la suivante : 74,8% des impacts sont imputés au vin et 25,2% des impacts au marc de raisin. Il a été décidé d'analyser la sensibilité des résultats si on considère les allocations suivantes : 0% (déchet de production), 5% et 10%.

Le tableau suivant contient les résultats de l'analyse de sensibilités obtenus avec la méthode IMPACT 2002+. Les résultats sont exprimés pour le cycle de vie entier. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: C, carcinogens; Non-C, non-carcinogens; RI, respiratory inorganics; IR, ionizing radiation; OLD, ozone layer depletion; RO, respiratory organics; AE, aquatic ecotoxicity; TE, terrestrial ecotoxicity; TA/N, terrestrial acidification/nutrication; LO, land occupation; AA, aquatic acidification; AEu, aquatic eutrophication; GW, global warming; Non-RE, non-renewable energy; ME, mineral extraction.

Catégorie d'impact	Unité	Allocation originale	Allocation 0% marc	Allocation 5% marc	Allocation 10% marc
C	kg C2H3Cl eq	4,58E-01	4,12E-01	4,23E-01	4,35E-01
Non-C	kg C2H3Cl eq	5,27E-01	4,01E-01	4,28E-01	4,56E-01
RI	kg PM2.5 eq	4,08E-02	3,62E-02	3,81E-02	4,00E-02
IR	Bq C-14 eq	2,26E+02	7,47E+01	1,05E+02	1,35E+02
OLD	kg CFC-11 eq	3,77E-06	3,66E-06	3,78E-06	3,91E-06
RO	kg C2H4 eq	3,48E-02	3,97E-02	4,00E-02	4,04E-02
AE	kg TEG water	2,70E+03	2,39E+03	2,47E+03	2,56E+03
TE	kg TEG soil	1,02E+03	9,42E+02	9,64E+02	9,87E+02
TA/N	kg SO2 eq	1,50E+00	9,17E-01	1,06E+00	1,20E+00
LO	m2org.arable	5,86E+00	6,23E+00	6,29E+00	6,34E+00
AA	kg SO2 eq	2,40E-01	1,55E-01	1,76E-01	1,96E-01
AEu	kg PO4 P-lim	1,92E-02	7,80E-03	1,01E-02	1,25E-02
GW	kg CO2 eq	3,07E+01	2,65E+01	2,80E+01	2,96E+01
Non-RE	MJ primary	5,60E+02	4,94E+02	5,17E+02	5,40E+02
ME	MJ surplus	5,52E-01	4,16E-01	4,45E-01	4,74E-01

Le tableau suivant contient les résultats de l'analyse de sensibilité obtenus avec la méthode IMPACT 2002+. Les résultats sont exprimés pour le cycle de vie entier. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Allocation originale	Allocation 0% marc	Allocation 5% marc	Allocation 10% marc
HH	DALY	3,15E-05	2,77E-05	2,92E-05	3,06E-05
EQ	PDF*m2*yr	1,61E+01	1,53E+01	1,57E+01	1,61E+01
CC	kg CO2 eq	3,07E+01	2,65E+01	2,80E+01	2,96E+01
R	MJ primary	5,60E+02	4,94E+02	5,17E+02	5,40E+02

- **Allocation économique des produits de l'exploitation forestière**

Le procédé *Hardwood, standing, under bark, in forest/RER U* engendre trois produits *Round wood, hardwood, under bark, u=70%, at forest road/RER U*, *Industrial wood, hardwood, under bark, u=80%, at forest road/RER U* et *Residual wood, hardwood, under bark, u=80%, at forest road/RER U*.

Les allocations économiques issues d'*Ecoinvent v.2.2* sont les suivantes : Bois rond 82%, bois industriel 12% et bois résiduel 6%.

Le procédé *Softwood, standing, under bark, in forest/RER U* engendre trois produits *Round wood, softwood, under bark, u=70%, at forest road/RER U*, *Industrial wood, softwood, under bark, u=140%, at forest road/RER U* et *Residual wood, hardwood, under bark, u=140%, at forest road/RER U*.

Les allocations économiques issues d'*Ecoinvent v.2.2* sont les suivantes : Bois rond 86%, bois industriel 9% et bois résiduel 5%.

La sensibilité des résultats a été testée avec un changement d'allocation au bois rond de -5% et -10%, engendrant une augmentation de l'allocation de +3% au bois industriel et +2% au bois résiduel dans les deux cas.

Le tableau suivant contient les résultats de l'analyse de sensibilités obtenus avec la méthode IMPACT 2002+. Les résultats sont exprimés pour le cycle de vie entier. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: C, carcinogens; Non-C, non-carcinogens; RI, respiratory inorganics; IR, ionizing radiation; OLD, ozone layer depletion; RO, respiratory organics; AE, aquatic ecotoxicity; TE, terrestrial ecotoxicity; TA/N, terrestrial acidification/nutrification; LO, land occupation; AA, aquatic acidification; AEu, aquatic eutrophication; GW, global warming; Non-RE, non-renewable energy; ME, mineral extraction.

Catégorie d'impact	Unité	Allocation originale	Allocation -5% bois rond	Allocation -10% bois rond
C	kg C2H3Cl eq	5,09E-01	5,10E-01	5,10E-01
Non-C	kg C2H3Cl eq	4,47E-01	4,48E-01	4,48E-01
RI	kg PM2.5 eq	4,15E-02	4,16E-02	4,16E-02
IR	Bq C-14 eq	4,18E+01	4,18E+01	4,18E+01
OLD	kg CFC-11 eq	5,04E-06	5,04E-06	5,04E-06
RO	kg C2H4 eq	4,38E-02	4,40E-02	4,40E-02
AE	kg TEG water	2,67E+03	2,68E+03	2,68E+03
TE	kg TEG soil	1,04E+03	1,04E+03	1,04E+03
TA/N	kg SO2 eq	1,08E+00	1,08E+00	1,08E+00
LO	m2org.arable	5,64E+00	6,45E+00	6,66E+00
AA	kg SO2 eq	1,78E-01	1,79E-01	1,79E-01
AEu	kg PO4 P-lim	8,77E-03	8,78E-03	8,78E-03
GW	kg CO2 eq	3,38E+01	3,38E+01	3,38E+01
Non-RE	MJ primary	7,17E+02	7,18E+02	7,18E+02
ME	MJ surplus	6,03E-01	6,04E-01	6,04E-01

Le tableau suivant contient les résultats de l'analyse de sensibilité obtenus avec la méthode IMPACT 2002+. Les résultats sont exprimés pour le cycle de vie entier. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Allocation originale	Allocation -5% bois rond	Allocation -10% bois rond
HH	DALY	3,18E-05	3,19E-05	3,19E-05
EQ	PDF*m2*yr	1,56E+01	1,65E+01	1,67E+01
CC	kg CO2 eq	3,38E+01	3,38E+01	3,38E+01
R	MJ primary	7,18E+02	7,18E+02	7,18E+02

Résultats d'analyse de sensibilité sur les paramètres liés à la modélisation du transport : Distance de parcours et taux de charge.

• **Distance de parcours (Chapitre 4)**

Une analyse de sensibilité a été effectuée sur les distances de parcours (camion et train) tout au long du cycle de vie de la porte, aussi bien pour le transport des matières premières que pour le transport au site et en fin de vie. Il a été décidé de faire varier la distance de transport de -25% et +25%.

Le tableau suivant contient les résultats de l'analyse de sensibilités obtenus avec la méthode IMPACT 2002+. Les résultats sont exprimés pour le cycle de vie entier. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: C, carcinogens; Non-C, non-carcinogens; RI, respiratory inorganics; IR, ionizing radiation; OLD, ozone layer depletion; RO, respiratory organics; AE, aquatic ecotoxicity; TE, terrestrial ecotoxicity; TA/N, terrestrial acidification/nutrification; LO, land occupation; AA, aquatic acidification; AEu, aquatic eutrophication; GW, global warming; Non-RE, non-renewable energy; ME, mineral extraction.

Catégorie d'impact	Unité	Distance originale	Distance +25%	Distance -25%
C	kg C2H3Cl eq	5,09E-01	5,26E-01	4,94E-01
Non-C	kg C2H3Cl eq	4,47E-01	4,68E-01	4,29E-01
RI	kg PM2.5 eq	4,15E-02	4,65E-02	3,66E-02
IR	Bq C-14 eq	4,18E+01	4,18E+01	4,17E+01
OLD	kg CFC-11 eq	5,04E-06	5,51E-06	4,58E-06
RO	kg C2H4 eq	4,38E-02	4,79E-02	4,01E-02
AE	kg TEG water	2,67E+03	2,82E+03	2,54E+03
TE	kg TEG soil	1,04E+03	1,11E+03	9,71E+02
TA/N	kg SO2 eq	1,08E+00	1,23E+00	9,27E-01
LO	m2org.arable	5,64E+00	6,28E+00	6,23E+00
AA	kg SO2 eq	1,78E-01	2,01E-01	1,57E-01
AEu	kg PO4 P-lim	8,77E-03	9,03E-03	8,53E-03
GW	kg CO2 eq	3,38E+01	3,68E+01	3,08E+01
Non-RE	MJ primary	7,17E+02	7,64E+02	6,72E+02
ME	MJ surplus	6,03E-01	6,31E-01	5,77E-01

Le tableau suivant contient les résultats de l'analyse de sensibilité obtenus avec la méthode IMPACT 2002+. Les résultats sont exprimés pour le cycle de vie entier. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Distance originale	Distance +25%	Distance -25%
HH	DALY	3,18E-05	3,54E-05	2,83E-05
EQ	PDF*m2*yr	1,56E+01	1,70E+01	1,56E+01
CC	kg CO2 eq	3,38E+01	3,67E+01	3,08E+01
R	MJ primary	7,18E+02	7,64E+02	6,72E+02

- **Distance de parcours (Chapitre 6)**

Comme précédemment, des analyses de sensibilité ont été effectuées sur les distances de parcours. Ce coup-ci, les changements considérés touchent seulement la distance de transport au site. Certains produits d'apparence, suite à des gros contrats, peuvent être distribués sur de plus grandes distances. Ainsi, les distances de distribution ont été augmentées de 100% en camion ou 300% en train pour les moules, les panneaux et les lames de plancher.

Le tableau suivant contient les résultats de l'analyse de sensibilité obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour les moules haut de gamme. Les résultats sont exprimés pour le cycle de vie entier. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Distance originale Mouleur HG	Distance +100% camion	Distance +300% train
HH	DALY	1,10E-05	1,34E-05	1,56E-05
EQ	PDF*m2*yr	3,98E+01	4,05E+01	4,00E+01
CC	kg CO2 eq	8,61E+00	1,06E+01	1,08E+01
R	MJ primary	1,41E+02	1,74E+02	1,70E+02

Le tableau suivant contient les résultats de l'analyse de sensibilité obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour les moulures bas de gamme. Les résultats sont exprimés pour le cycle de vie entier. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Distance originale Moulure BG	Distance +100% camion	Distance +300% train
HH	DALY	1,91E-05	2,23E-05	2,54E-05
EQ	PDF*m2*yr	7,59E+00	8,53E+00	7,89E+00
CC	kg CO2 eq	1,83E+01	2,12E+01	2,14E+01
R	MJ primary	3,54E+02	4,00E+02	3,94E+02

Le tableau suivant contient les résultats de l'analyse de sensibilité obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour les panneaux architecturaux. Les résultats sont exprimés pour le cycle de vie entier. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Distance originale Panneaux	Distance +100% camion	Distance +300% train
HH	DALY	1,43E-05	1,61E-05	1,78E-05
EQ	PDF*m2*yr	7,33E+00	7,85E+00	7,50E+00
CC	kg CO2 eq	1,40E+01	1,55E+01	1,57E+01
R	MJ primary	3,03E+02	3,28E+02	3,25E+02

Le tableau suivant contient les résultats de l'analyse de sensibilité obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour les lames de plancher d'ingénierie. Les résultats sont exprimés pour le cycle de vie entier. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Distance originale Lames Ing	Distance +100% camion	Distance +300% train
HH	DALY	8,51E-06	9,46E-06	1,04E-05
EQ	PDF*m2*yr	1,47E+01	1,50E+01	1,48E+01
CC	kg CO2 eq	6,37E+00	7,19E+00	7,28E+00
R	MJ primary	1,24E+02	1,37E+02	1,36E+02

Le tableau suivant contient les résultats de l'analyse de sensibilité obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour les lames de plancher en bois franc. Les résultats sont exprimés pour le cycle de vie entier. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Distance originale Lames BF	Distance +100% camion	Distance +300% train
HH	DALY	1,19E-05	1,39E-05	1,58E-05
EQ	PDF*m2*yr	3,50E+01	3,56E+01	3,52E+01
CC	kg CO2 eq	1,02E+01	1,19E+01	1,21E+01
R	MJ primary	1,69E+02	1,97E+02	1,93E+02

- **Taux de charge (Chapitre 4)**

Des analyses de sensibilité ont également été effectuées sur le taux de charge du camion lors de la distribution de la porte au site de construction. Le taux de charge initial est de 17,56 tonnes. Les analyses ont porté sur une variation du taux de charge de -25% et +25%.

Le tableau suivant contient les résultats de l'analyse de sensibilités obtenus avec la méthode IMPACT 2002+. Les résultats sont exprimés pour le cycle de vie entier. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: C, carcinogens; Non-C, non-carcinogens; RI, respiratory inorganics; IR, ionizing radiation; OLD, ozone layer depletion; RO, respiratory organics; AE, aquatic ecotoxicity; TE, terrestrial ecotoxicity; TA/N, terrestrial acidification/nutrification; LO, land occupation; AA, aquatic acidification; AEu, aquatic eutrophication; GW, global warming; Non-RE, non-renewable energy; ME, mineral extraction.

Catégorie d'impact	Unité	Taux de charge initial	Taux de charge +25%	Taux de charge -25%
C	kg C2H3Cl eq	5,09E-01	5,05E-01	5,16E-01
Non-C	kg C2H3Cl eq	4,47E-01	4,42E-01	4,57E-01
RI	kg PM2.5 eq	4,15E-02	4,06E-02	4,30E-02
IR	Bq C-14 eq	4,18E+01	4,18E+01	4,18E+01
OLD	kg CFC-11 eq	5,04E-06	4,94E-06	5,20E-06
RO	kg C2H4 eq	4,38E-02	4,32E-02	4,47E-02
AE	kg TEG water	2,67E+03	2,64E+03	2,73E+03
TE	kg TEG soil	1,04E+03	1,01E+03	1,08E+03
TA/N	kg SO2 eq	1,08E+00	1,05E+00	1,12E+00
LO	m2org.arable	5,64E+00	5,63E+00	5,64E+00
AA	kg SO2 eq	1,78E-01	1,74E-01	1,85E-01
AEu	kg PO4 P-lim	8,77E-03	8,73E-03	8,86E-03
GW	kg CO2 eq	3,38E+01	3,32E+01	3,47E+01
Non-RE	MJ primary	7,17E+02	7,08E+02	7,33E+02
ME	MJ surplus	6,03E-01	5,98E-01	6,11E-01

Le tableau suivant contient les résultats de l'analyse de sensibilité obtenus avec la méthode IMPACT 2002+. Les résultats sont exprimés pour le cycle de vie entier. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Taux de charge initial	Taux de charge +25%	Taux de charge -25%
HH	DALY	3,18E-05	3,12E-05	3,29E-05
EQ	PDF*m2*yr	1,56E+01	1,54E+01	1,60E+01
CC	kg CO2 eq	3,38E+01	3,32E+01	3,47E+01
R	MJ primary	7,18E+02	7,08E+02	7,33E+02

- **Taux de charge (Chapitre 6)**

Le taux de charge peut aussi être amené à varier lors du transport des différents produits d'apparence étudiés au chapitre 6. Ainsi la sensibilité au taux de chargement a été analysée à +25%, -25% et -50%. Une variation de -50% pouvant être observée pour le transport de meubles prémontés.

Le tableau suivant contient les résultats de l'analyse de sensibilité obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour le mobilier. Les résultats sont exprimés pour le cycle de vie entier. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Taux de charge initial	Taux de charge +25%	Taux de charge -25%	Taux de charge -50%
HH	DALY	4,04E-05	3,96E-05	4,17E-05	4,44E-05
EQ	PDF*m2*yr	1,80E+01	1,77E+01	1,85E+01	1,94E+01
CC	kg CO2 eq	3,99E+01	3,92E+01	4,10E+01	4,33E+01
R	MJ primary	8,45E+02	8,34E+02	8,65E+02	9,03E+02

Le tableau suivant contient les résultats de l'analyse de sensibilité obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour les lames de plancher en bois franc. Les résultats sont exprimés pour le cycle de vie entier. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Taux de charge initial	Taux de charge +25%	Taux de charge -25%	Taux de charge -50%
HH	DALY	1,19E-05	1,15E-05	1,24E-05	1,34E-05
EQ	PDF*m2*yr	3,50E+01	3,49E+01	3,52E+01	3,56E+01
CC	kg CO2 eq	1,02E+01	9,88E+00	1,06E+01	1,15E+01
R	MJ primary	1,69E+02	1,64E+02	1,76E+02	1,92E+02

Le tableau suivant contient les résultats de l'analyse de sensibilité obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour les lames de plancher d'ingénierie. Les résultats sont exprimés pour le cycle de vie entier. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Taux de charge initial	Taux de charge +25%	Taux de charge -25%	Taux de charge -50%
HH	DALY	8,51E-06	8,36E-06	8,76E-06	9,25E-06
EQ	PDF*m2*yr	1,47E+01	1,46E+01	1,48E+01	1,49E+01
CC	kg CO2 eq	6,37E+00	6,25E+00	6,59E+00	7,01E+00
R	MJ primary	1,24E+02	1,22E+02	1,27E+02	1,35E+02

Le tableau suivant contient les résultats de l'analyse de sensibilité obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour les mouleurs haut de gamme. Les résultats sont exprimés pour le cycle de vie entier. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Taux de charge initial	Taux de charge +25%	Taux de charge -25%	Taux de charge -50%
HH	DALY	1,10E-05	1,07E-05	1,16E-05	1,29E-05
EQ	PDF*m2*yr	3,98E+01	3,97E+01	4,00E+01	4,04E+01
CC	kg CO2 eq	8,61E+00	8,29E+00	9,13E+00	1,02E+01
R	MJ primary	1,41E+02	1,36E+02	1,50E+02	1,68E+02

Le tableau suivant contient les résultats de l'analyse de sensibilité obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour les moultures bas de gamme. Les résultats sont exprimés pour le cycle de vie entier. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Taux de charge initial	Taux de charge +25%	Taux de charge -25%	Taux de charge -50%
HH	DALY	1,91E-05	1,86E-05	1,99E-05	2,16E-05
EQ	PDF*m2*yr	7,59E+00	7,42E+00	7,88E+00	8,46E+00
CC	kg CO2 eq	1,83E+01	1,79E+01	1,91E+01	2,05E+01
R	MJ primary	3,54E+02	3,47E+02	3,66E+02	3,91E+02

Le tableau suivant contient les résultats de l'analyse de sensibilité obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour les panneaux architecturaux. Les résultats sont exprimés pour le cycle de vie entier. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Taux de charge initial	Taux de charge +25%	Taux de charge -25%	Taux de charge -50%
HH	DALY	1,43E-05	1,41E-05	1,48E-05	1,57E-05
EQ	PDF*m2*yr	7,33E+00	7,24E+00	7,49E+00	7,81E+00
CC	kg CO2 eq	1,40E+01	1,37E+01	1,44E+01	1,52E+01
R	MJ primary	3,03E+02	2,99E+02	3,10E+02	3,23E+02

Résultats d'analyse de sensibilité sur les paramètres énergétique : Grid mix électrique québécois lors de la production substitué par un mix électrique américain.

Le tableau suivant contient les résultats de l'analyse de sensibilités obtenus avec la méthode IMPACT 2002+. Les résultats sont exprimés pour le cycle de vie entier. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: C, carcinogens; Non-C, non-carcinogens; RI, respiratory inorganics; IR, ionizing radiation; OLD, ozone layer depletion; RO, respiratory organics; AE, aquatic ecotoxicity; TE, terrestrial ecotoxicity; TA/N, terrestrial acidification/nutrification; LO, land occupation; AA, aquatic acidification; AEu, aquatic eutrophication; GW, global warming; Non-RE, non-renewable energy; ME, mineral extraction.

Catégorie d'impact	Unité	Grid mix production Qc	Grid mix production US
C	kg C2H3Cl eq	5,09E-01	6,50E-01
Non-C	kg C2H3Cl eq	4,47E-01	4,90E-01
RI	kg PM2.5 eq	4,15E-02	4,32E-02
IR	Bq C-14 eq	4,18E+01	1,04E+02
OLD	kg CFC-11 eq	5,04E-06	5,10E-06
RO	kg C2H4 eq	4,38E-02	4,40E-02
AE	kg TEG water	2,67E+03	2,87E+03
TE	kg TEG soil	1,04E+03	1,07E+03
TA/N	kg SO2 eq	1,08E+00	1,12E+00
LO	m2org.arable	5,64E+00	5,63E+00
AA	kg SO2 eq	1,78E-01	1,94E-01
AEu	kg PO4 P-lim	8,77E-03	9,24E-03
GW	kg CO2 eq	3,38E+01	3,61E+01
Non-RE	MJ primary	7,17E+02	7,54E+02
ME	MJ surplus	6,03E-01	6,04E-01

Le tableau suivant contient les résultats de l'analyse de sensibilité obtenus avec la méthode IMPACT 2002+. Les résultats sont exprimés pour le cycle de vie entier. Les catégories de dommage ont été abrégées de la manière suivante: HH, human health; EQ, ecosystem quality; CC, climate change; R, resources.

Catégorie de dommage	Unité	Grid mix production Qc	Grid mix production US
HH	DALY	3,18E-05	3,35E-05
EQ	PDF*m2*yr	1,56E+01	1,59E+01
CC	kg CO2 eq	3,38E+01	3,59E+01
R	MJ primary	7,18E+02	7,52E+02