POLYPUBLIE
Polytechnique Montréal

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL
UNIVERSITÉ D'INGÉNIERIE

Titre: Title:	Impacts des politiques énergétiques sur la sélection des stratégies durables de bioraffinage forestier
Auteur: Author:	Dieudonné Romaric Batsy
Date:	2017
Type:	Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis
Référence: Citation:	Batsy, D. R. (2017). Impacts des politiques énergétiques sur la sélection des stratégies durables de bioraffinage forestier [Ph.D. thesis, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. https://publications.polymtl.ca/2563/

Document en libre accès dans PolyPublie
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: PolyPublie URL:	https://publications.polymtl.ca/2563/
Directeurs de recherche: Advisors:	Marilyn Brown, Réjean Samson, & Paul R. Stuart
Programme: Program:	Génie chimique

Ce fichier a été téléchargé à partir de PolyPublie, le dépôt institutionnel de Polytechnique Montréal
This file has been downloaded from PolyPublie, the institutional repository of Polytechnique Montréal

https://publications.polymtl.ca

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

IMPACTS DES POLITIQUES ÉNERGÉTIQUES SUR LA SÉLECTION DES STRATÉGIES DURABLES DE BIORAFFINAGE FORESTIER

DIEUDONNÉ ROMARIC BATSY

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

THÈSE PRÉSENTÉE EN VUE DE L'OBTENTION

DU DIPLÔME DE PHILOSOPHIAE DOCTOR

(GÉNIE CHIMIQUE)

AVRIL 2017

© Dieudonné Romaric Batsy, 2017.

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Cette thèse intitulée:

IMPACTS DES POLITIQUES ÉNERGÉTIQUES SUR LA SÉLECTION DES STRATÉGIES DURABLES DE BIORAFFINAGE FORESTIER

présentée par : BATSY Dieudonné Romaric

en vue de l'obtention du diplôme de : Philosophiae Doctor

a été dûment été acceptée par le jury d'examen constitué de :

M. PERRIER Michel, Ph. D., président

M. STUART Paul, Ph. D., membre et directeur de recherche

M. SAMSON Réjean, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

Mme BROWN A. Marilyn, Ph. D., membre et codirectrice de recherche

Mme LEVASSEUR Annie, Ph. D., membre

Mme THIFFAULT Évelyne, Ph. D., membre

DÉDICACE

À mon père, à ma mère,

à ma sœur et à mes frères

REMERCIEMENTS

« La gratitude est le secret de la vie. L'essentiel est de savoir dire merci pour tout. Celui qui a appris à le faire, sait ce que vivre signifie. Une telle personne a pénétré, et a découvert le profond mystère de la vie.»

- Albert Schweitzer, Prix Nobel de Paix 1952 (1875-1965)

Il n'y a aucune vie humaine exempte d'épreuves, mais il faut apprendre à voir le bon côté des choses. Je reconnais que la complétion de cette thèse a été comparable à la traversée d'un désert aride. Toutefois, quelles qu'aient été les conditions et difficultés auxquelles j'ai été exposées, je n'aurai pas été capable d'achever cette traversée sans le conseil, l'orientation, le soutien, l'amour et l'affection de ceux qui m'ont côtoyé ces dernières années. À tous ceux-là, à tous ceux qui comptent, veuillez trouver ici l'expression de ma profonde gratitude.

Fondation universitaire Pierre Arbour.

Je tiens à vous exprimer ma profonde gratitude, et vous dire à quel point je vous suis reconnaissant, chers membres de la Fondation Universitaire Pierre Arbour. Mes plus grands remerciements vont au conseil d'administration et à Monsieur Pierre Arbour pour avoir créé la Bourse O'Bomsawim, et pour m'en avoir fait l'honneur d'être compté parmi les récipiendaires. J'ai été très touché par votre générosité. Cette bourse m'a apporté une aide financière nécessaire à la réalisation de mes travaux. Merci!

Value Chain Optimization Network

Je tiens aussi à remercier le Réseau stratégique de recherche du CRSNG sur l'optimisation des chaînes de valeur (NSERC Strategic Research Network on Value Chain Optimization) pour le soutien financier qui m'a permis de réaliser mon dernier stage aux États unis.

Paul Stuart et l'Unité de recherche CRSNG

Premièrement, merci de m'avoir offert l'occasion de travailler sur ce sujet passionnant, et surtout merci pour le soutien financier qui a été essentiel à la réalisation de cette thèse. Deuxièmement, merci pour les conseils, les directives et les encadrements inestimables qui m'ont permis de compléter cette thèse, et ce, tout au long de ce périple. Travailler avec vous m'a non seulement

permis de développer mes compétences professionnelles, mais m'a aussi permis de développer l'endurance émotionnelle et la résilience en milieu de recherche : Simplement, merci pour tout!

Réjean Samson

Merci pour votre disponibilité et votre soutien et vos conseils, mais surtout pour m'avoir fait profiter de votre expertise en mettant à ma disposition les personnes et ressources essentielles tout au long de ce parcours doctoral.

Marilyn A Brown and CPEL team at Georgia Tech

Dr. Brown, thank you for all your support and guidance during the course of the project. You have been really helpful, especially during my internships at Georgia Tech. Thank so much for the warm welcoming, the constructive discussions and weekly meeting with CEPL team (Climate and Energy Policy Laboratory). The research environment was a convenient and convivial research environment to stimulate creativity and sincere commitment in completing my research objectives: Simply thank you to you and CEPL team!

Elizabeth R Hyman

Special thanks: I would like to thank you for all your help and all the wonderful administrative support you have provided me throughout this journey. I am deeply grateful. Thank you very much!

Michel Perrier

Merci pour l'aide et le soutien pédagogique que vous m'aviez apporté toutes ces dernières années depuis le premier cycle. Je vous suis très reconnaissant pour toutes les lettres de recommandation à mon sujet pour les bourses, pour l'inscription au Doc, etc. J'ai trouvé en toi une oreille attentive, et je suis très reconnaissant du temps que vous m'avez accordé, mais surtout de tous les conseils que j'ai reçus de vous. — Un grand Merci!

Mario Eden

Dr. Eden, thank you so much for welcoming me at Auburn University. That was my first trip in the US, and I can say that the experience was great. Thank you for your guidance and your support for the Bookchapter. You placed us my colleagues, including Marwan and Sandra and I,

in a very good research environment. I remembered all of us having good quality time at the Auburn Lake…Long Lasting Memories! – Thanks a lot!

Marzouk Benali

Merci pour toutes ces années d'échange et de collaboration. Merci pour ton soutien pédagogique, et merci de nous avoir consacré beaucoup de ton précieux temps sans compter (à mes collègues et à moi bien sûr). En effet, je fais allusion aux multiples activités MCDM. Je suis vraiment reconnaissant pour vos disponibilités lors de ma présoutenance, et surtout merci pour vos conseils avisés et vos rétroactions lors de cette épreuve. Merci beaucoup!

Matty Janssen

Merci pour le soutien que tu m'as apporté dès le début de mes travaux, en m'expliquant le cadre de mes recherches et sa profondeur. Merci aussi pour le précieux temps que tu as consacré à revoir mes manuscrits, malgré le fait que le professeur Stuart et moi de ne t'avions pas donné assez de choix, qui plus est, dans le contexte d'un échéancier très serré. Thank you Matty!

Agnès Devarieux-Martin

Merci pour ton aide, tes conseils, ton soutien et ton affection. Grâce à toi, j'ai eu le courage d'accepter de m'embarquer dans cette aventure doctorale sous la tutelle du Professeur Stuart. Ta présence au sein de la chaire était pour moi comme une sorte de garantie, une sorte d'assurance, une sorte de bouclier contre tous toutes imprévues en lien avec cette aventure. Merci d'avoir été là et merci pour tous les bienfaits. Merci Agnès!

Les étudiants de la chaire de recherche

Je tiens aussi à témoigner ma reconnaissance envers les étudiants que j'ai rencontrés à la chaire de recherche. Il s'agit en particulier de Cédric Diffo, Jawad Jaeidi, Pierre Olivier Bontemps,

Jose Melendez, Banafsheh Gilani, Shabnam Sanei, Navid, Sahar, Harsh, et Stephanie Jean, Alireza Moussavi et Tatiana Rafione. Ce fut un vrai privilège de travailler au sein d'une équipe aussi brillante que sympathique au sein de laquelle j'ai eu la chance de forger des liens d'amitié enrichissants et solides. Sans oublier Jean-Christophe, pour toutes les remises en question les discussions passionnées. Je tiens aussi à remercier les employés de la chaire, et les employés d'Invertis plus précisément, Saadia, Clémence, Virginie, Frédéric et Nima.

Un Merci spécial : je tiens à dire un merci spécial à Cédric Diffo, un collègue, ami, un fidèle ami, un frère, et un neveu de cœur que je côtoie depuis plus de 10 ans sur le banc de l'école. Tu as été un frère d'armes dans ce parcours. Je ne te l'avais peut-être jamais dit jusqu'à ce jour où je décide de coucher ses mots sur ce papier : j'ai tenu le coup durant ces six dernières années, parce que je savais que je pouvais compter sur toi – et je n'ai pas eu tort! Je te rends mes hommages, cher ami, cher Neveu d'adoption!

Participants et collaborateurs du projet.

J'aimerais également témoigner ma gratitude envers le personnel de l'usine de Domtar Dryden qui m'a accueilli et aidé durant mon stage à Dryden. Il s'agit notamment de Beth Wills, Gwen Juhnston, Phil Slack, Jennifer Main, Charlie Renner, Troy Stephanson, Kent Ramsay et les cadres qui m'ont apporté toute l'aide dont j'avais besoin à l'usine.

Coopératives des cœurs vaillants

Je tiens également à témoigner ma reconnaissance envers les coopératives et les membres du conseil d'administration qui m'ont soutenu à leur façon durant les temps difficiles. Je n'ai pas oublié le crédit loyer que vous m'aviez accordé. Veuillez trouver ici l'expression de ma profonde gratitude.

Amis

Famille Tsoumou, Famille Kasende, Sikoty Lema, Famille Seminari, Famille Makanda, Famille Nkyungu, Famille Kilolo Malambwe, Famille Mowhou, Famille Ebossiri, et ainsi tous mes amis et frères de mon équipe de rencontre M&M au sein de MCI Canada pour votre écoute, vos prières, votre soutien et vos encouragements. À votre contact, j'ai pu puiser de l'énergie, de la force de continuer, la force de vivre avec rire et sourire face à mes lendemains. Vous avez, chacun à sa façon, enrichi ma vie de bien-être et de bonheur. Vous avez appris à respecter mon silence, car dans l'épreuve, j'avais parfois besoin d'affronter mes peurs dans la solitude. Je vous remercie de votre compréhension. Je suis conscient que bien des fois, mon silence vous a laissé perplexe, je tiens à vous demander pardon pour cela. Veuillez trouver ici, l'expression de ma sincérité. Merci à tous mes amis d'ici et d'ailleurs pour leur patience et leur affection.

Un merci spécial à Nana Romaric Moukut Bila, à Ya Thérèse MBoukou (Mme Tsoumou), à Bijou, à Papa Léma, alias Guy-Richard, à Papa Alain à Papa Christ & Maman Ruth, à Papa Brice, à Papa JMK, à Papa Seminari & Mama Yvette, à Papa Bobo & Mama Doucette, Tonton John, Tonton Yogué, Tata Henriette, Tata Amelie et Tata Dominique.

Un merci spécial : Je tiens à remercier Guy-Richard (Léma), un grand frère et un ami de longue date, qui été constamment en contact, constamment à l'écoute, et qui sans cesse s'est montré très prévoyant à mon égard. Je n'oublie pas tes dépannages financiers à répétition mon cher ami – je suis vraiment très reconnaissant. Merci pour tout!

Parents

Finalement, à toute ma grande famille, mes parents, mes frères et sœurs, mes neveux, mes cousins pour votre amour et votre présence inconditionnelle dans ma vie. Je ne saurais trouver de meilleurs mots pour décrire toute la puissance et toute la force que me procure votre amour. C'est la force de cet amour que je porte pour vous qui m'a permis de tenir ferme jusqu'au bout, car à vrai dire, j'ai failli abandonner en cours de route. Je remercie en particulier Papa Eymard, Papa Babel, et Papa Paterne pour la joie, l'amour et le bonheur que me procure votre présence à mes côtés. Sans oublier Ya Jean-Camille (pour avoir été mon inspirateur depuis l'enfance), Ya Goumel, Ya Gilbert, Ya Armand, Ya Chantal, Ya Guy etc. Je vous aime tous!

Ya Batsy

Yaya, je te rends un vibrant hommage pour tout ce que tu es,—, mais surtout, pour tout ce que tu as fait, pour tout que tu représentes pour moi — ton père avait un rêve, et il a trouvé en toi l'architecte qui l'a mis en œuvre. Tu m'as élevé comme un fils, tu m'as traité comme fils, tu m'as aimé comme un fils — à mon tour, je te rends hommage comme un fils : merci Papa!

RÉSUMÉ

« There is a tide in the affairs of men, which taken at the flood, leads on to fortune. Omitted, all the voyage of their life is bound in shallows and in miseries. —We must take the current when it serves, or lose our ventures »

- William Shakespeare (1564-1616)

L'industrie forestière canadienne étant en perte de vitesse; sa position qui, autrefois concurrentielle, semble être de plus en plus menacée par la montée fulgurante de la compétition internationale, qui plus est, est au profit des économies émergentes comme la Chine, l'Inde et bien d'autres, —toutes considérées comme des bassins d'une main-d'œuvre qualifiée, mais à faibles coûts. La remise sur pied de cette industrie nécessiterait la considération de nouvelles stratégies viables et durables. Cependant, la relation étroite et privilégiée qu'a l'industrie forestière avec les localités et les communautés rurales exige que celle-ci fasse des choix durables. Ces choix doivent considérer les enjeux climatiques actuels, les enjeux économiques, les enjeux environnementaux et les enjeux sociaux sans pour autant oublier la prise en compte des lois et règlements aussi bien actuels qu'à venir relatifs aux initiatives de lutte contre le changement climatique.

Les acteurs dans le secteur forestier ont un faible intérêt lorsqu'il s'agit de politiques; par conséquent, le secteur préfère se distancer de toute forme de dépendance à l'égard des subventions et autres politiques gouvernementales. Ce point de vue est soutenu par le récent sondage auprès d'un groupe consultatif composé d'intervenants, acteurs et expert industriels, du secteur forestier canadien et américain. Le groupe a été invité à prendre connaissance d'une liste contenant des facteurs et barrières soigneusement sélectionnés. Par la suite, le groupe a été invité à évaluer l'importance de cet ensemble de facteurs et de barrières, et d'expliquer comment ces facteurs et barrières entrent en compte dans leur prise de décision pour la mise en œuvre et l'implantation des technologies de bioraffinerie.

Les facteurs et barrières en lien (dénotant) les enjeux et les politiques du gouvernement ont reçu une très faible pondération de la part du groupe. Les auteurs du sondage ont conclu que

l'industrie veut garder son indépendance à l'égard des politiques (instruments), mais en même temps, elle veut savoir en détail, quelles sont les politiques en cours et quelles orientations vont prendre ces politiques à court terme. — Ce qui leur permettrait d'atténuer les risques relatifs. Toutefois, les experts dans le domaine de l'énergie et des politiques climatiques estiment que les instruments politiques sont essentiels pour mieux cadrer la transition énergétique et la transition vers une économie à faible teneur en carbone.

À mesure que les initiatives et les politiques gouvernementales en matière de changement climatique continuent de promouvoir la transition vers une bioéconomie, en favorisant le développement des bioproduits et les technologies, le secteur forestier ne peut pas rester en marge de cette dynamique. Ces experts pensent que les entreprises existantes seront confrontées à la concurrence de la part de nouveaux acteurs qui profiteront d'une bonne compréhension des occasions favorables associées aux futures politiques énergétiques et climatiques.

Par conséquent, les chefs d'entreprise dans le secteur forestier ne devraient pas attendre que les politiques soient clairement établies, mais devraient anticiper les nouvelles politiques en observant et en analysant leur environnement d'affaires. Un regard avisé devrait leur permettre de prendre conscience des possibles changements à venir et connaître la direction que le gouvernement pourra donner à ses prochaines politiques. Ils peuvent alors tirer un avantage stratégique des circonstances opportunes résultantes de ces nouvelles ou futures politiques, une fois qu'elles auront été mises en œuvre.

L'objectif de cette étude est de développer un cadre méthodologique qui utilise un ensemble d'outils d'ingénierie des systèmes incluant l'analyse et la simulation des procédés, l'analyse de cycle de vie (ACV), l'analyse techno-économique (ATÉ) et l' analyse multicritère décisionnelle (AMCD) afin 1) d'évaluer la viabilité des stratégies de bioraffinerie; et 2) d'examiner à quel point les instruments politiques peuvent influencer la planification stratégique et la prise de décision à l'échelle d'une compagnie, d'une usine de pâtes et papiers par exemple.

La méthodologie comporte deux phases à savoir la Phase I et la Phase II.

La Phase I est composée de 3 étapes. Premièrement, un ensemble de stratégies de bioraffinerie (c'est-à-dire une combinaison de procédés / produits) qui a un fort potentiel d'intégration est défini. Deuxièmement, les performances environnementales et économiques des stratégies sont évaluées à l'aide d'une analyse du cycle de vie et d'une d'analyse techno-économique.

Troisièmement, un ensemble de critères est développé pour permettre de classer et de sélectionner les stratégies préférables. Les résultats obtenus de la phase I constituent une base de données pour Phase II.

La phase II est, elle aussi, composée de trois étapes. Premièrement, sur la base d'une revue de littérature, les instruments politiques jugés essentiels au développement de la bioéconomie sont sélectionnés et utilisés comme intrants économiques dans le cadre méthodologique. Deuxièmement, les impacts potentiels de ces instruments sur la mise en œuvre des stratégies de bioraffinerie sont évalués à l'aide de la plateforme modélisation intégrée. Troisièmement, en utilisant un système matriciel et les critères de décision, les stratégies de bioraffinerie sont à nouveau classées selon leurs scores globaux, et ce nouveau classement est comparé au classement obtenu dans la phase I. En d'autres mots, les préférences obtenues sous la considération des instruments de politique sont comparées aux préférences initiales des décideurs obtenues dans les conditions de base (sans aucune considération de politiques).

La méthodologie a été appliquée dans le cadre d'une étude de cas concrète. Les instruments politiques ont été intégrés dans le cadre afin d'évaluer la décision concernant la sélection des stratégies préférées de bioraffinerie forestière. De prime abord, il était attendu (par les experts à l'usine) que : si les projets de bioraffinerie généralement reconnus pour leurs coûts élevés en capital étaient subventionnés à travers différents instruments de politiques, ces projets auraient de meilleures performances que les projets à faible intensité capitalistique. Malheureusement, même hauteur de 50% de subvention en coûts d'investissement, le projet le plus onéreux n'a pas été en mesure de produire de bonnes performances économiques que les autres stratégies ayant de faibles coûts d'investissement. Cela signifie que la diversification des flux de revenus est également une composante importante dans la performance économique des projets de bioraffinerie. Ainsi, les projets à coûts élevés en capital ne devraient pas se baser uniquement sur les subventions à l'investissement, mais devraient également développer des approches novatrices et des moyens de cibler des segments de marchés bien déterminés, en ciblant par exemple la production des produits à faible volume, mais à très hautes valeurs ajoutées.

Cependant, lorsque les instruments de politique sont combinés en tant que scénarios de politiques, le taux de rendement interne (TRI) de toutes les stratégies est doublé par rapport au cas de base (sans considération politique). Le système matriciel qui intègre les performances

issues de l'analyse des scénarios politiques dans un modèle de prise de décision montre à quel point les scores globaux et le classement des stratégies préférées de bioraffinerie changent d'ordre sous certains scénarios de politiques.

En effet, lors de l'analyse économique du cas de base, la stratégie de bioraffinerie ayant affiché un fort coût d'investissement a été classée comme la moins préférée parmi les stratégies de bioraffinerie (stratégie disqualifiée). Toutefois, sous la considération des scénarios (combinaison d'instruments), ladite stratégie devient la deuxième stratégie la plus préférée (classée deuxième) sous certains scénarios.

Cette analyse a montré que les politiques peuvent influencer les décisions stratégiques.

De plus, l'analyse montre que le gouvernement pourrait favoriser le développement des bioproduits grâce à divers instruments, y compris les instruments fiscaux, les subventions à l'investissement, etc. Le soutien du gouvernement peut servir de levier pour la bioéconomie et pour la mise au point de nouveaux segments de marché.

Ces résultats auront une application directe dans le secteur de l'industrie forestière, et aideront les entreprises forestières à comprendre l'aspect compétitif et subtil des attributs non tarifaires de la bioéconomie (économie à faible teneur en carbone). En effet, avec la déclaration environnementale de produits (DEP), l'empreinte carbone, les perceptions sociales, et d'autres mesures qui sont certes des attributs non tarifaires (pour l'instant), mais peuvent devenir sources de barrières tarifaires. Cela étant dit, il est essentiel pour les entreprises de prendre en compte ces attributs dès maintenant, afin de demeurer compétitif et attractif à l'international surtout sous la houlette des accords de libres-échanges tels que l'accord de libre-échange nord-américain (ALÉNA), le partenariat transpacifique (PTP), et plus récemment, l'accord économique et commercial global (AECG). En utilisant une approche de planification telle que celle proposée dans cette thèse, les entreprises forestières (1) pourront anticiper des changements dans l'environnement réglementaire plutôt que de réagir à ceux-ci, après-coup; et (2) elles seront mieux préparées et mieux équipées pour agir stratégiquement en réponse aux annonces de futurs règlements, de futures mesures et bien d'autres politiques gouvernementales.

ABSTRACT

The Canadian forestry sector has experienced significant economic challenges that have affected its competitive position in the global market. For this industry to thrive and regain its position, new bioeconomy strategies should be considered. Among these, the forest biorefinery has emerged as an excellent candidate. Alongside the global economic challenges, global warming and more specifically, greenhouse gas (GHG) emission reductions are key drivers in promoting a shift to the bioeconomy. Thus, when designing and selecting a sustainable biorefinery strategy, both issues must be considered, as well as the dynamic and seasonal aspects of a bioeconomy market and implemented policies.

Stakeholders in the forest sector have a low-interest when it comes to policies; therefore, the sector minimizes its reliance on government policy. That claim is supported by the recent panel workshop, in which a group of industrial stakeholders, from both the Canadian and US forest sector, was asked to assess the importance of a set of drivers and barriers in their decision-making for the implementation of biorefinery strategies. This group of stakeholders gave low importance to the policy-related driver and barrier. The authors concluded that industry wants to be independent of policy, but at the same time wants to know in detail what policies are in the making, thereby mitigating policy risk. However, experts in the field of energy and climate policies believe that policy instruments are essential in the transition to a low-carbon economy. As initiatives and government policy around climate change continue to promote the transition to a bio-based economy by promoting low-carbon technology and bio-based product development, the forestry sector cannot remain on the sidelines. They believe that existing companies will face competition from new players who will take advantage through a good understanding of the opportunities associated with future energy and climate policies. Therefore, business leaders in the forestry sector should not wait for a clearly established policy, but should anticipate new policies by scanning and analyzing changes in the policy framework and business environment. They may then take strategic advantage of the opportunities that result from new policies once they have been implemented.

The forestry sector has a unique position due to its competitive access to biomass, and it can strengthen its position as a sustainable and major provider of fibre, energy (including electricity), chemicals and materials to meet the world's growing needs. Furthermore, the sector could be a

major supplier of ecosystem services—the valuable benefits provided by nature—such as carbon storage and sustainable forest-based products. However, in particular the Canadian forestry sector lags behind with advanced bioproduct development due to a lack of financial capital. Therefore, government support through different policy instruments (i.e., incentives, subsidies, carbon tax) could be one solution among others (hypothesis) to boost and foster the industry.

The overall objective is to develop a policy analysis framework that uses a set of process system engineering tools including process analysis, process simulation, life cycle assessment (LCA), techno-economic analysis (TEA) and multi-criteria decision-making (AMCD) to 1) assess viability of biorefinery strategies; and 2) examine to what extent do policy instruments can influence strategic decision planning at an enterprise or a company level such as a pulp and paper mill.

The methodology has two phases including Phase I and Phase II. In Phase I, a 3-step approach is developed. First, a set of biorefinery strategies (i.e., combination of processes/products) that has a market potential is defined. Second, the environmental and economic performances of the strategies are assessed using life cycle analysis and techno-economic analysis modelling platforms. Third, a set of decision criteria is developed to rank and select preferred strategies. The resulting outcomes from Phase I serve as a basis to assess the implication of policy instruments in Phase II. In fact, Phase II is a 3-step approach. First, based on a review, policy instruments supporting the bioeconomy are selected and used as an input into the analysis framework. Second, the potential impacts of these policy instruments on the implementation of the selected biorefinery strategies are evaluated using the embedded TEA, LCA and policy analysis-modelling platform. Third, using the decision-making matrix and criteria weights the biorefinery strategies are ranked again, and this ranking is compared with the ranking obtained in Phase I. As such, the preferences under policy instruments are compared with the preferences of decision makers under baseline conditions (no policy consideration).

The methodology has been applied to a concrete case study mill. Policy instruments have been incorporated as inputs into the policy analysis framework to evaluate the decision regarding the selection of preferred forest biorefinery strategies. At first glance, the expectation was that (from mill experts): if the biorefinery projects were subsidized with government policy instruments, high capital-intensive projects would have better performance than low capital-intensive

projects. Unfortunately, even with a 50% subsidy in capital cost reduction, the highest capital-intensive project didn't perform better than those having low capital-intensive. This means that the diversification of revenue streams is also an important component in the economic performance of biorefinery projects. Thus, capital-intensive projects should not rely on capital costs subsidies only, but should also develop innovative approaches and ways to target and enter low-volume and high-value market segments.

However, when policy instruments are combined as policy scenarios, the profitability (IRR) of all strategies is doubled compared to the base case (with no policy consideration). The model that incorporates policy scenarios into the decision-making model (weighting matrix model) shows the extent to which the overall score and ranking of preferred biorefinery strategies could change under certain policy scenarios. As a matter of fact, the highest capital-intensive biorefinery strategy, which ranked as the least preferred among the biorefinery strategies (rejected), becomes the second most preferred strategy (ranked as number two) under certain policy scenarios.

Finally, the analysis showed that governments could foster the development of bio-products and the bioeconomy through various supports including financial programs and incentives. Government support may act as a lever for the bioeconomy and new market segment development (validation of the hypothesis).

These results of this work will have a direct application in the forest industry sector and will help forest companies understand the subtle competitive aspect of nonfinancial attributes in bioeconomy especially under product environmental declaration (EPD). Thus, carbon footprint and future global carbon pricing, social perceptions are key elements and (for now) nonfinancial attributes that need to be considered by companies in order to remain competitive and attractive especially under North American Free Trade Agreement (NAFTA), Trans-Pacific Partnership (TPP) agreement, and more recently under Canada-European Union Comprehensive Economic and Trade Agreement (CETA). Using a planning approach such as the one proposed in this thesis, forest companies (1) will be able to foresee changes in the regulatory environment rather than only reacting to those changes afterward, and (2) will be better prepared and well equipped to act strategically in response to government regulatory and policy announcements.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE III

REMERCIEMENTS IV

RÉSUMÉ IX

ABSTRACT XIII

TABLE DES MATIÈRES XVI

LISTE DES TABLEAUX XX

LISTE DES FIGURES XXI

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS XXV

LISTE DES ANNEXES XXVI

CHAPITRE 1 INTRODUCTION 1

1.1 Contexte 1

1.2 Objectif général 5

1.3 Plan général de la thèse 5

CHAPITRE 2 REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE 8

2.1 Bioraffinerie 8

2.1.1 Produits et marchés potentiels 10

2.2 Bioraffinage forestier 13

2.3 Aspect économique 14

2.4 Aspect social 14

2.5 Aspect environnemental et analyse de cycle de vie 15

2.5.2 Revue et analyse critique des travaux antérieurs portant sur l'application de l'analyse l'ACV 19

2.6 Aspects et enjeux climatiques 23

2.6.1 Actions et initiatives en Europe 23

2.6.2 Actions et initiatives aux États-Unis (EU) 23

2.6.3 Actions et initiatives au Canada 24

2.7 Analyse de scénarios de politiques comme support pour évaluer les politiques et pour orienter les décideurs 26

2.7.1 Analyse de scénarios et planification stratégique du futur 26

2.7.2 Revue et analyse critique des travaux antérieurs sur l'application de l'analyse des scénarios de politiques énergétiques dans le secteur forestier. 28

2.8 Les enjeux énergétiques et la politique énergétique du Canada 33

2.8.1 Revue et analyse critique de travaux antérieurs portant sur les enjeux énergétiques 39

2.9 La prise de décision stratégique et analyse critique 42

2.9.1 Revue des méthodes 43

2.9.2 Revue et analyse critique des travaux scientifiques antérieurs portant sur l'application des outils de prise de décision stratégique dans le secteur forestier 48

2.10 Synthèse de la revue de la littérature 51

2.10.1 Lacunes dans l'ensemble des connaissances 53

2.10.2 Hypothèses 54

CHAPITRE 3 APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE 56

3.1 Description de l'approche générale 56

3.2 Organisation de la section et intégration des méthodes 58

3.3 Développement des méthodes 60

3.3.1 Analyse de cycle vie conséquentielle (ACV-C) 60

3.3.2 Analyse multicritère décisionnelle (AMCD) 69

3.3.3 Analyse technico-économique 72

3.3.4 Analyse et modélisation des instruments de politiques 72

3.4 Liens entre les méthodes, les hypothèses et les tests 82

CHAPITRE 4 SYNTHÈSE..... 87

4.1 Présentation des articles 87

4.1.1 Lien entre les articles et liens entre hypothèses et articles..... 89

4.2 Application des méthodes et résultats 91

4.2.1 Définition expressions et termes clés..... 91

4.2.2 Organisation de la section 91

4.2.3 Étude de cas : volet n°1 93

4.2.4 Étude de cas : volet n°2 116

4.2.5 Étude de cas : volet n°3 124

CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE 133

5.1 L'analyse de cycle de vie conséquentielle 133

5.2 Décision et préférences des alternatives 134

5.3 Analyse des instruments politiques..... 135

5.4 Analyse critique 136

5.4.1 Cadre méthodologique proposé 137

5.4.2 Cadre méthodologique, tests et hypothèses 139

5.4.3 Choix préférentiel, matrice décisionnelle et limitations 140

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS 141

6.1 Recommandations générales..... 142

6.2 Contributions 143

6.2.1 Analyse de cycle de vie conséquentielle (ACV-C)..... 144

6.2.2 Analyse d'instruments et scénarios de politiques (AISP)..... 144

6.3 Recommandations pour travaux futurs 145

6.3.1 Expérience acquise et recommandations spécifiques 145

6.3.2 Normalisation..... 148

ANNEXES 161

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Les étapes de l'analyse de cycle de vie[26] 17

Tableau 2.2 : Différence entre ACV-A et ACV-C 17

Tableau 3.1 : La liste des instruments de politiques considérés (version anglaise extraite de Batsy et al.[144]) 77

Tableau 3.2 : Variables pouvant impacter les modèles économiques (version anglaise extraite de [144]) 79

Tableau 4.1: Liens entre article et sous-hypothèse 90

Tableau 4.2: Expressions et définitions 91

Tableau 4.3 : Résultats des bilans de matière, bilan d'énergie et bilan économique 99

Tableau 4.4: Portefeuilles compétitifs et rapport de substitution 100

Tableau 4.5: Résultats de la première ronde de pondération via AMCD n°1 109

Tableau 4.6 : Résultats de la deuxième ronde de pondération (AMCD no2) 109

Tableau 4.7: Les critères économiques et environnementaux sélectionnés par le panel d'expert 110

Tableau 4.8: Résultats de la troisième ronde de pondération (AMCD n°3) 111

Tableau 4.9: Liste d'instruments politiques sélectionnés (version anglaise extraite de [144]). . 117

Tableau 4.10: Scénarios qui combinent les instruments non mutuellement exclusifs [144]. 118

Tableau 4.11: Variables pouvant impacter les modèles économiques 119

Tableau 4.12: Summary of balanced electricity produced to/or consumed from the grid 125

Tableau 4.13 : Scénarios des taxes carbone de la France et de la Suède appliqués au contexte canadien 127

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Balance commerciale des produits forestiers (source [2]) 2

Figure 2.1 : Produits potentiels dérivés de la biomasse (source : NERL [15])..... 11

Figure 2.2 : Représentation schématique de la durabilité (extraite de [20])..... 13

Figure 2.3 : Cadre méthodologique de l'analyse de cycle de vie (extrait de [26]). 16

Figure 2.4 : Répartition des émissions canadiennes de 2014 par secteur d'activités (source [90]). 34

Figure 2.5 : Répartition des émissions canadiennes de 2014 par secteurs énergétiques (source [90])..... 35

Figure 2.6 : Illustration de la réduction des émissions de GES dans le secteur de production d'électricité entre 2005 (121 MtCO2éq) et 2013 (85 MtCO2éq) (source [94]) 36

Figure 2.7 : Pourcentage de contribution par type de combustibles dans les réseaux régionaux d'approvisionnement en électricité (sources [95-98]) 37

Figure 2.8 : Pourcentage de contribution par type de combustibles dans les réseaux régionaux d'approvisionnement en électricité (sources [95-98]) 38

Figure 2.9 : Illustration des deux branches de la méthode multicritère (extraite de [37])..... 44

Figure 2.10 : Représentation des étapes de la méthode MAUT (adaptée de L. Keeney [114]) ... 47

Figure 2.11 : Compilation de 300 études de cas ayant appliqué les outils de prise de décision dans le secteur forestier (basée sur les données collectées par Diaz-Balteino & Romero[126])) 49

Figure 3.1 : Illustration schématique de l'approche générale 57

Figure 3.2 : Organisation de la thèse est faite suivant l'illustration schématique des méthodes développées..... 59

Figure 3.3 : Représentation schématique de la procédure cut-off, appliquée au système formé par l'usine et la bioraffinerie..... 63

Figure 3.4 : Illustration de l'analyse différentielle entre les intrants et extrants (version anglaise adaptée de Batsy et al.[140]) 65

Figure 3.5 : Frontière de système défini sur la base des unités fonctionnelles harmonisées (version anglaise extraite de Batsy et al.[140]) 67

Figure 3.6 : Illustration des instruments de politiques comme intrants au système (version anglaise extraite de Batsy et al.[144]) 73

Figure 3.7 : Approche de revue des politiques et instruments (version anglaise adaptée de Batsy et al. [144]). 74

Figure 3.8 : Modèle d'analyse et de simulation des instruments et des scénarios de politiques (version anglaise extraite de Batsy et al. [169]) 78

Figure 3.9 : Cadre d'analyse des scénarios du mix électrique et de la taxe carbone (version anglaise extraite de Batsy et al.[170]) 81

Figure 3.10 : Première partie de la méthodologie servant à valider la sous-hypothèse n°1 85

Figure 3.11 : Deuxième partie de la méthodologie servant à valider la sous-hypothèse n°2 85

Figure 3.12 : Troisième partie de la méthodologie servant à valider la sous-hypothèse n°3 86

Figure 3.13 : Assemblage des sous-méthodologies servant à valider l'hypothèse principale 86

Figure 4.1: Titre des articles et le lien entre eux 89

Figure 4.2 : Illustration des volets de l'étude de cas 93

Figure 4.3 : Approche d'implantation par phase (extraite de Chambost et al. [131]) 95

Figure 4.4 : Illustration des portefeuilles : (a) Traitement au solvant organique ; (b) Pyrolyse rapide ; (c) Traitement à l'acide concentré ; (d) Précipitation de la lignine [146, 172]. 96

Figure 4.5 : Illustration graphique de la variation incrémentale des émissions de GES selon la procédure cut-off 102

Figure 4.6: Profil de contribution aux impacts 103

Figure 4.7: Impact normalisé des GES de chaque alternative de bioraffinerie. 104

Figure 4.8 : Fonction de densité de probabilité pour l'indicateur GES 106

Figure 4.9 : Fonction de densité de probabilité pour l'indicateur énergie non renouvelable 106

Figure 4.10 : Fonction de densité de probabilité pour l'indicateur effets respiratoires causés par les composés organiques 107

Figure 4.11: Rangement des critères de décision et rangement des options par ordre de préférence 113

Figure 4.12 : illustration des résultats de la prise décision sous incertitude versus sans incertitudes (extraite de [29]) 116

Figure 4.13: Résultats de l'impact des instruments politiques sur les stratégies de bioraffinerie sans considération de premiums sur les bioproduits 120

Figure 4.14: Rentabilité des stratégies de bioraffinerie sous l'effet d'instruments et de premiums sur les bioproduits 120

Figure 4.15 : Rangement des préférences des décideurs basées sur la performance des stratégies sous la considération de l'instrument PTC 122

Figure 4.16 : Rangement des préférences des décideurs basés sur la performance des stratégies sous la considération de scénarios de politiques mutuellement compatibles 123

Figure 4.17 : Impact de l'excès d'électricité produit sur-site par la stratégie d'intégration du traitement au solvant organique (TSO) en fonction du mix d'électricité régional 128

Figure 4.18 : Impact de l'excès d'électricité produit sur-site par la stratégie d'intégration de pyrolyse rapide (PR) en fonction du mix d'électricité régional 128

Figure 4.19 : Impact de l'excès d'électricité produit sur-site par la stratégie d'intégration de la précipitation de lignine (PL) en fonction du mix d'électricité régional 128

Figure 4.20 : Impact de l'excès d'électricité produit sur-site par la stratégie d'intégration de l'hydrolyse à l'acide concentré (HAC) précipitation de lignine (PL) en fonction du mix d'électricité régional 128

Figure 4.21 : Impact de la politique de la fermeture imminente des centrales à charbon d'ici 2030 129

Figure 4.22 : Résultats des scores en fonction de chaque scénario de la taxe carbone 131

Figure 4.23 : Résultats des scores globaux en fonction des mix d'électricité : a) Québec ; et b) Ontario 131

Figure 4.24 : Résultats des scores globaux en fonction des mix d'électricité : a) National (Canada), et b) Alberta..... 131

Figure 5.1: Cadre méthodologique proposé..... 139

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ACV	Analyse de cycle de vie
ACV-A	Analyse de cycle de vie attribitutionnelle
ACV-C	Analyse de cycle de vie conséquentielle
GES	Gaz à effet de serre
ATÉ	Analyse technico-économique
AMCD	Analyse multicritère décisionnelle (AMCD : Multi-Criteria Decision-Making)
AISP	Analyse d'instruments et de scénarios des politiques
BAU	Business as usual (Statu quo)
PLCC	Politique de Lutte contre le changement climatique
PLCGES	Politique de Lutte contre les émissions des gaz à effet de serre
BAIIA	Bénéfice avant intérêts, impôts, dépréciations et amortissements (Earnings Before Interests, Taxes, Depreciation and Amortization – EBITDA)
EBITDA	Earnings Before Interests, Taxes, Depreciation and Amortization (Bénéfice avant intérêts, impôts, dépréciations et amortissements)
BRF	Bioraffinage forestier
BRFI	Bioraffinerie forestière intégrée (Integrated Forest biorefinery – IFBR)
HAC	Hydrolyse à l'acide concentré
US-DOE	Ministère de l'Énergie des États-Unis (US Department of Energy)
NEMS	Système de modélisation national de l'énergie des États-Unis (National Energy Modeling system)
AMCD	Multi-Criteria Decision Making (AMCD)
P&P	Pâtes et papiers
PSE	Ingénierie des systèmes (Process System Engineering)

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A – ARTICLE – 1: COMPARING ENVIRONMENTAL PERFORMANCE OF FOREST BIOREFINERY STRATEGIES WITH DISTINCT PRODUCT PORTFOLIOS USING LCA 161

ANNEXE B – ARTICLE – 2: CHALLENGES WITH LCA-BASED CRITERIA FOR A MULTIDISCIPLINARY PANEL EVALUATING DISSIMILAR FOREST BIOREFINERY STRATEGIES USING MULTI-CRITERIA DECISION-MAKING (AMCD) 183

ANNEXE C – ARTICLE –3: IMPACT OF POLICY INSTRUMENTS ON THE CAPITAL INVESTMENT AND ECONOMIC RETURN OF SUSTAINABLE FOREST BIOREFINERY STRATEGIES 207

ANNEXE D –ARTICLE – 4: EVALUATING THE IMPACT OF POLICY INSTRUMENTS ON STRATEGIC DECISION-MAKING OF FOREST INDUSTRY TRANSFORMATION 242

ANNEXE E – ARTICLE – 5: EVALUATING THE IMPACT OF CANADIAN REGIONAL ELECTRICITY SUPPLY MIX AND CARBON TAX ON STRATEGIC DECISION-MAKING FOR FOREST BIOREFINERY PROCESSES: A CASE STUDY AT A PULP AND PAPER MILL 268

ANNEXE F – ARTICLE – 6: PRODUCT PORTFOLIO SELECTION AND PROCESS DESIGN FOR THE FOREST BIOREFINERY 298

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

« Le bois, c'est l'or vert qui va remplacer l'or noir »

Discours annonçant le sommet sur la forêt. Presse canadienne, 2013.

– Denis Trottier, Duputé de Roberval (2007-2014)

1.1 Contexte

Il est vrai que l'industrie forestière a connu son heure de gloire, et que ce temps semble être désormais révolu, à cause de la crise qui sévit dans le secteur depuis plus d'une décennie, mais il n'en demeure pas moins que les forêts canadiennes représentent encore une source importante de richesse pour les Canadiens, leur apportant une vaste gamme d'avantages économiques, sociaux et environnementaux. Or malgré ladite crise, le secteur forestier avec son « or vert » demeure toujours un des piliers de l'économie canadienne, et il est considéré comme l'un des plus gros employeurs du pays, qui a des activités dans plus de 200 collectivités forestières et procure environ 230 000 emplois directs d'un océan à l'autre[1]. En 2013, sa production a frôlé les 20 milliards, soit une contribution de 1,25 % au produit intérieur brut (PIB) réel du Canada (soit environ 12 % du PIB manufacturier) [2]. Dans un contexte mondial, les performances économiques de l'industrie canadienne font du Canada, un des pays dont la balance commerciale des produits forestiers est la plus élevée au monde comme l'indique la figure ci-dessous. La figure montre que la balance commerciale du Canada surclasse celle des pays comme la Suède, la Finlande, le Brésil, l'Indonésie, etc.

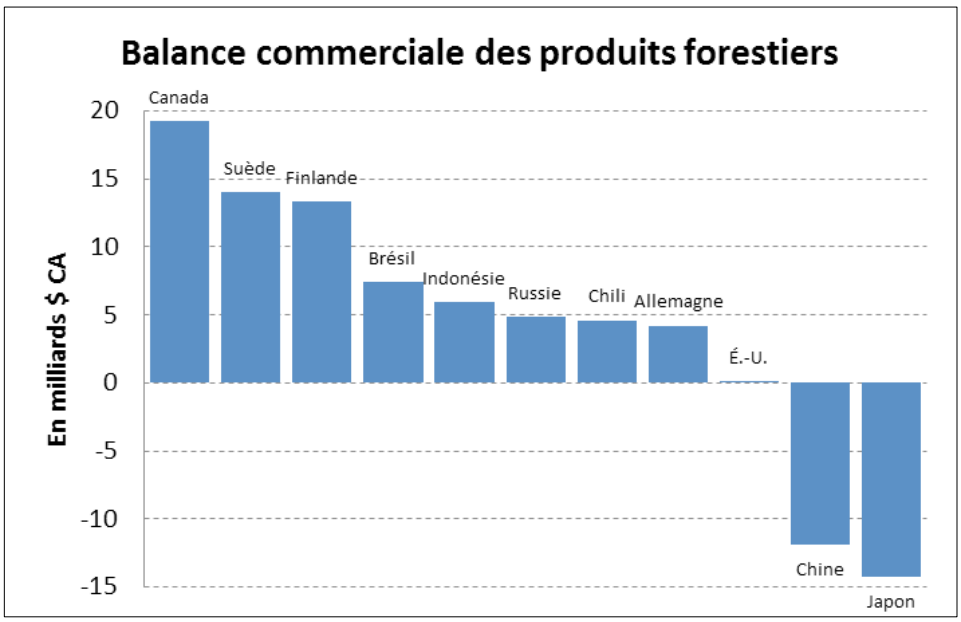


Figure 1.1 : Balance commerciale des produits forestiers (source [2])

En raison de l'ampleur et l'envergure de ses exportations, le secteur forestier est l'un des principaux exportateurs et aussi l'un des plus grands employeurs industriels au pays. Les usines papetières, les scieries, et bien d'autres usines et entreprises impliquées dans la commercialisation des produits forestiers sont pour la grande majorité, situées dans les milieux ruraux. Plusieurs localités et communautés dépendent uniquement de l'industrie forestière pour leur survie. Cette industrie évolue donc dans un contexte de proximité et de relation étroite avec les communautés environnantes.

Il est tout aussi vrai qu'à l'ère des technologies du numérique et de la mondialisation, le secteur forestier nord-américain est frappé de plein fouet. D'un côté, avec la prospérité du numérique, le secteur de l'industrie papetière s'est heurté à une baisse de la demande de son principal produit, qui n'est nul autre que le papier. Et, de l'autre, la mondialisation a induit une compétition féroce des produits sur le marché, et ce, par une affluence des produits provenant des industries implantées dans des pays émergents comme l'Inde et la Chine, où le coût de la main-d'œuvre est beaucoup moins onéreux.

Malheureusement, cette concurrence commerciale n'a pas épargné le marché des produits forestiers nord-américains. Bien au contraire, cela a eu pour effet immédiat, la baisse de la demande du papier, plongeant ainsi le secteur dans une profonde crise économique. Afin d'atténuer l'impact de cette crise, certaines stratégies telles que la baisse des coûts d'exploitation,

l'optimisation des procédés, les fusions et acquisitions stratégiques ont été adoptées. Bien qu'elles aient pu atténuer les effets de la crise sur le court terme, celles-ci se sont révélées inefficaces sur le long terme[3].

La remise sur pied de cette industrie nécessiterait la considération de nouvelles stratégies. Parmi celles-ci, la bioraffinerie forestière se positionne comme l'excellente candidate. En effet, la bioraffinerie implique la diversification des revenus à travers la production de multiples produits et coproduits ayant de la valeur ajoutée pouvant, à la fois, répondre à la demande du marché tout en desservant plusieurs segments de marché [4]. L'intégration de la bioraffinerie a pour conséquence la diversification des sources de revenus — et l'augmentation des marges. Il reste cependant difficile de définir la meilleure stratégie de bioraffinage. Le choix d'une stratégie et son implantation demeure complexe. Cette complexité est due à la multitude de technologies et la multitude de combinaisons procédés-produits [5]. De par la relation étroite et privilégiée qu'a l'industrie forestière avec les localités et les communautés rurales, un choix durable, se doit d'être responsable, et par conséquent, se doit de considérer les enjeux climatiques actuels, les enjeux économiques, les enjeux environnementaux et les enjeux sociaux sans pour autant oublier la prise en compte des lois, des règlements et des politiques énergétiques actuelles mises en place pour lutter contre le changement climatique (PLCCC).

En effet, la compréhension profonde des règlements et politiques qui régissent l'industrie forestière n'est pas évidente et l'intégration des possibles impacts et retombées économiques dans la planification et la prise de décision à long terme l'est encore moins. D'ailleurs, Janssen et Stuart ont réalisé un atelier de consultation auprès des dirigeants et acteurs de l'industrie afin de sonder leur appréciation et leur opinons vis-à-vis des politiques gouvernementales relatives à la lutte contre les changements climatiques, les futures subventions du gouvernement et bien d'autres instruments mis en place pour soutenir les industries et encourager la transition vers la bioéconomie, la biotechnologie et vers la bioénergie (énergie renouvelable) [6]. Grâce au sondage, les auteurs ont été en mesure d'identifier certains facteurs dont les uns sont considérés comme barrières à la mise au point des technologies de bioraffinerie forestière par les participants, et les autres sont considérés comme facteurs incitatifs au déploiement à grande échelle desdites technologies.

Lors de l'étape de pondération de ces barrières et facteurs incitatifs, l'un des facteurs incitatifs représentant spécifiquement la possibilité d'exploiter les politiques émergentes du gouvernement relatives à la lutte contre le changement climatique pour soutenir l'implantation de la bioraffinerie et l'une des barrières représentant l'incertitude associée aux politiques futures du gouvernement ont tous deux obtenu les plus faibles poids. Or ces deux indicateurs (facteur incitatif et barrière) qui ont reçu les faibles pondérations reflètent tous les deux, la perception qu'ont les acteurs de l'industrie, à l'égard des instruments et politiques gouvernementales. Les auteurs ont conclu que les dirigeants et les intervenants dans ce secteur accordent non seulement moins d'importance aux politiques, mais ils minimisent le plus possible leur dépendance à l'égard des subventions et politiques gouvernementales, de vrais leviers économiques mis en place pour soutenir les industries [6].

Par ailleurs, d'autres experts versés dans le domaine des politiques énergétiques ne sont pas de cet avis. Bien au contraire, ces experts pensent que ces instruments politiques sont de véritables leviers essentiels à la transition énergétique, et ce pour tous les secteurs industriels. Ces derniers croient que les entreprises existantes et bien établies devront faire face à la nouvelle concurrence induite par de nouveaux entrants qui auront l'avantage de mieux comprendre la portée des occasions favorables, ou les circonstances opportunes associées à l'élan suscité par la transition énergétique et l'élaboration des politiques énergétiques qui soutiennent cette transition. Ces nouveaux entrants constituent une menace sérieuse pour les joueurs existants. Selon ces experts, les chefs d'entreprises ont besoin de comprendre le cycle des politiques, afin de suivre l'évolution de celui-ci, et de l'intégrer dans leur propre plan de planification stratégique à court et à long-terme[7]. L'une des recommandations les plus notables aux chefs d'entreprise stipule que les entreprises doivent compter sur les tendances et agir dès les premiers signaux qui annoncent la mise en place de nouvelles politiques plutôt que d'attendre la mise en vigueur de celles-ci [7]. Cette recommandation signifie que les chefs d'entreprise et les parties prenantes dans le secteur forestier ne devraient pas attendre une politique soit mise en vigueur avant de se lancer, mais ils doivent agir dès qu'il y a une prédiction de nouvelles politiques. Ce faisant, le secteur forestier profitera des opportunités qui sont rattachées aux instruments des politiques gouvernementales. En agissant ainsi, avec prévoyance, cela devait permettre aux dirigeants de l'industrie d'être mieux équipés et d'être mieux préparés à agir plutôt que de réagir, et ce, de façon stratégique en réponse aux annonces et prédictions des futures politiques.

1.2 Objectif général

L'objectif général de cette thèse est de proposer, aux usines de P & P qui souhaitent intégrer verticalement ou parallèlement un procédé quelconque de bioraffinage, un cadre méthodologique qui permet l'évaluation des impacts potentiels des instruments associés aux politiques énergétiques. Pour ce faire, l'intégration de quatre outils sera considérée :

- l'analyse de cycle de vie (ACV) permettant d'établir une base de comparaison des stratégies de bioraffinage sur le plan environnemental uniquement ;
- l'analyse multicritère décisionnelle (AMCD) permettant l'incorporation systématique et pratique des processus décisionnels dans un contexte où les objectifs et les critères peuvent parfois paraître conflictuels à un certain point ;
- l'analyse technico-économique (ATÉ), permettant une évaluation systématique des coûts et la rentabilité des projets tout en établissant une base de comparaison des performances économiques ; et
- AISP (analyse d'instruments et de scénarios de politiques), permettant de simuler les effets de chaque politique ou instrument sur la détérioration ou l'amélioration de la rentabilité.

1.3 Plan général de la thèse

Étant donné que l'intégration de ces quatre outils est une exigence fondamentale pour répondre à l'objectif général, alors la revue de la littérature faite à la section subséquente se focalisera sur une revue et une analyse critique approfondie autour de ces quatre outils selon l'ordre d'agencement présenté ci-dessous.

- ✓ La section (section 2.5) introduit le concept et l'outil ACV, et ensuite à la sous-section 2.5.2, une revue et une analyse critique des travaux antérieurs portant sur l'application de l'analyse l'ACV sont présentées.

- ✓ La section (section 2.7) introduit le concept de scénarios de politiques, et ensuite à la sous-section 2.7.2, une revue et une analyse critique des travaux antérieurs sur l'application de l'analyse des scénarios de politiques énergétiques dans le secteur forestier sont présentées. La sous-section présente aussi les avantages et les limites de l'outil ATÉ classique dans le contexte de l'analyse des politiques.
- ✓ La section (section 2.8) présente les enjeux énergétiques au Canada dans le contexte des politiques, et ensuite à la sous-section 2.8.1, une revue et analyse critique de travaux antérieurs portant sur les enjeux énergétiques sont présentées
- ✓ La section (section 2.9) présente le concept de décision stratégique, et ensuite à la sous-section 2.9.2, une revue et une analyse critique des travaux scientifiques antérieurs portant sur l'application des outils de prise de décision stratégique dans le secteur forestier sont présentées.

Toutefois, le sujet de cette thèse exige une connaissance minimale des enjeux de la politique nationale et internationale. Cela étant dit, un survol des enjeux et initiatives politiques est nécessaire pour cibler les politiques à analyser. Cependant, l'auteur de ce document reconnaît, que l'environnement des politiques est vaste, changeant et très dynamique, en ce sens que, les orientations politiques changent et prennent parfois des directions totalement opposées d'un gouvernement à l'autre. C'est d'ailleurs ce qui s'est passé en 2015 avec l'arrivée des libéraux au pouvoir au Canada et ce qui se passe actuellement aux É.U avec l'arrivée des républicains au pouvoir. Cela étant dit, cette thèse ne présente pas une revue détaillée sur les instruments politiques, mais elle les survole tout simplement. Par contre, une revue détaillée est disponible dans les articles n°3 et n°4 situés en annexe C et D du présent document.

Les travaux présentés dans cette thèse sont basés sur 5 articles principaux et un chapitre de livre. Les articles et le chapitre sont présentés en annexe. Cela étant dit, en raison de son statut de thèse par articles, il est important de souligner que celle-ci ne fait que présenter de manière succincte les méthodes qui ont été développées durant la recherche. Quant aux aspects plus détaillés et plus avancés des méthodes, ils sont présentés dans les articles scientifiques placés en annexe.

La thèse, en tant que telle, contient six chapitres incluant l'introduction (premier chapitre). La suite de cette thèse contient donc cinq chapitres qui sont structurés de la façon suivante. Le chapitre 2 (revue de la littérature) permet de poser les fondements tout en donnant une vue

d'ensemble à la thèse. Il permet aussi de faire une revue des concepts, des outils et des travaux de recherche pertinents reliés à différentes thématiques du projet de recherche. Le chapitre 3 (approche méthodologique) présente l'approche méthodologique utilisée pour atteindre les objectifs de recherche qui ont été fixés dès le départ. Le chapitre 4 (synthèse) présente une synthèse des travaux effectués et le sommaire des principaux résultats correspondants aux articles fournis dans les annexes de cette thèse. Les implications et limitations de l'approche globale élaborée sont discutées au chapitre 5. Enfin, le chapitre 6 résume les conclusions importantes, les contributions principales et suggère quelques recommandations essentielles pour la poursuite de travaux futurs.

CHAPITRE 2 REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE

« Quand je discute avec les scientifiques, ils me font peur : au nom de leur liberté dans leur univers de spécialisation, ils défendent souvent une éthique de la circonstance et non une éthique du projet. » Extrait de « Au péril des idées »

– Edgar Morin,

2.1 Bioraffinerie

La bioraffinerie est une installation qui utilise la biomasse comme matière première pour fabriquer une gamme de produits par divers procédés d'extraction et de transformation. En d'autres termes, elle se réfère à une « installation qui intègre l'utilisation complète de la biomasse et les procédés de conversion pour produire différents produits dérivés du bois, tels que les biocarburants, les produits chimiques et l'énergie verte » [8]. Il existe actuellement quatre catégories de bioraffinerie[9]. La première catégorie, dite bioraffinerie de la première génération se réfère aux biocarburants fabriqués à partir de la biomasse agricole (maïs par exemple, l'amidon, huiles végétales, la canne à sucre, etc.). Ce type de biomasse, très riche en sucre, donne des rendements élevés. Bien que possédant un tel avantage, cette catégorie soulève des controverses sur le plan environnemental et social. Quelques risques sont identifiés tels que le risque de créer une compétition entre la biomasse destinée à la consommation alimentaire et celle destinée au bioraffinage, le risque de la déforestation par une surexploitation des terres, le risque environnemental lié à la pratique de l'agriculture intensive et l'utilisation généralisée d'engrais et des pesticides. De plus, l'évaluation des impacts du cycle de vie (ACV) de la bioraffinerie de première génération dans de nombreux cas dépasse celle des produits conventionnels issus des matières fossiles[10].

La deuxième génération est celle qui utilise principalement la biomasse forestière, cette catégorie est couramment appelée bioraffinerie forestière (BRF). Contrairement à la bioraffinerie de première génération, la seconde améliore l'équilibre environnemental, et sa biomasse n'entre pas en concurrence avec celle destinée à la consommation alimentaire. La biomasse de cette catégorie est tellement abondante que son coût d'achat est faible et par conséquent, les coûts de production

sont réduits. Cependant, les technologies associées à cette catégorie sont en phase recherche et développement (R et D).

La troisième génération utilise la biomasse aquatique, les algues par exemple. Cette catégorie présente aussi des avantages en matière de rendement, mais surtout en matière d'économie faite en épargnant l'utilisation des terres arables comparativement à la bioraffinerie de première génération[11]. Cependant, là aussi les technologies de transformation sont également en phase de développement. La quatrième génération quant à elle, utilise des huiles végétales usées et d'autres types de déchets municipaux. Elle résout le problème récurrent lié à la gestion et le traitement des déchets municipaux. Cette catégorie utilise des procédés thermochimiques, thermiques et physiques, et elle est déjà à l'échelle industrielle.

Cependant, une compagnie désirant se tourner vers la bioraffinerie doit décider si le projet va être « Brownfield », « Greenfield » ou « Retrofitting ». Un projet de type Brownfield se réfère aux projets visant à la réutilisation des infrastructures, des équipements ou des terres abandonnées. Alors que le projet Greenfield fait référence à un projet élaboré et mis en œuvre en ne partant de rien. Le dernier type de projet appelé rétro-installation (retroffitting) fait référence à une intégration des nouvelles technologies aux systèmes existants. Par exemple, l'intégration des technologies de bioraffinage dans une usine existante peut améliorer l'efficacité de celle-ci tout en réduisant des émissions.

Une telle intégration présente de nombreux avantages, y compris l'utilisation de la chaîne d'approvisionnement existante (sur le plan de la synergie d'approvisionnement de la matière première, du transport et de la distribution des produits finis) et des installations. Cette approche conduit inéluctablement à une réduction significative des coûts de mise en œuvre[12]. À ces avantages s'ajoute aussi la diversification du portefeuille de produit avec un ajout au portefeuille existant de nouveaux produits. En effet, une usine papetière par exemple peut produire en outre, du papier, les produits à valeur ajoutée comme les biocarburants, produits chimiques, produits pharmaceutiques, etc. La BRF représente une réelle occasion favorable pour le secteur forestier en général et en particulier pour le secteur papetier afin de diversifier les revenus par l'ajout de nouveaux produits à valeurs ajoutées dans leur portefeuille existant[4].

Au vu des points énoncés ci-dessus, il est clair que le type de bioraffinerie qui répond le mieux à la problématique du secteur forestier est bel et bien la bioraffinerie de deuxième génération aussi appelée bioraffinerie forestière (BRF).

Le contexte de la bioraffinerie présenté ci-dessus met en exergue la multitude de choix possible au niveau des technologies, des générations et matières premières et associées. Ces aspects complexifient la prise de décision dans la sélection de stratégies et combinaisons durables produits et procédés, sur le court-terme et sur le long-terme. Cela dit, une stratégie gagnante doit être en mesure : (1) de générer de très bons profits ; (2) d'engendrer moins d'impacts environnementaux ; et (3) de créer des profits et avantages sociaux à travers des retombées économiques sur les localités, en attirant de nouveaux emplois et des recettes fiscales plus élevées pour les communautés[13]. Ces trois points sont en quelque sorte les indicateurs fondamentaux qui influenceront la sélection stratégique d'une BRF à implanter.

2.1.1 Produits et marchés potentiels

2.1.1.1 Produits

De nombreux laboratoires de recherche ont mené ces dernières années des études sur les produits dérivés de la biomasse. Il ressort de cela qu'un grand nombre de bioproduits peut être produit à partir de la biomasse. D'ailleurs, les experts disent que du point de vue prospectif les dérivés potentiels de la biomasse dépassent de loin ceux des produits pétrochimiques [14]. L'on peut citer, à titre d'exemple, l'étude réalisée par le ministère de l'Énergie des États-Unis (US-DOE) sous le titre « Top Value Added Chemicals From Biomass » [15]. L'étude a passé en revue plus de 300 molécules. De ces molécules, seules celles issues des sucres et des gaz de synthèse avaient été prises en compte. La figure ci-dessous illustre le grand potentiel de production des bioproduits à partir de la biomasse.

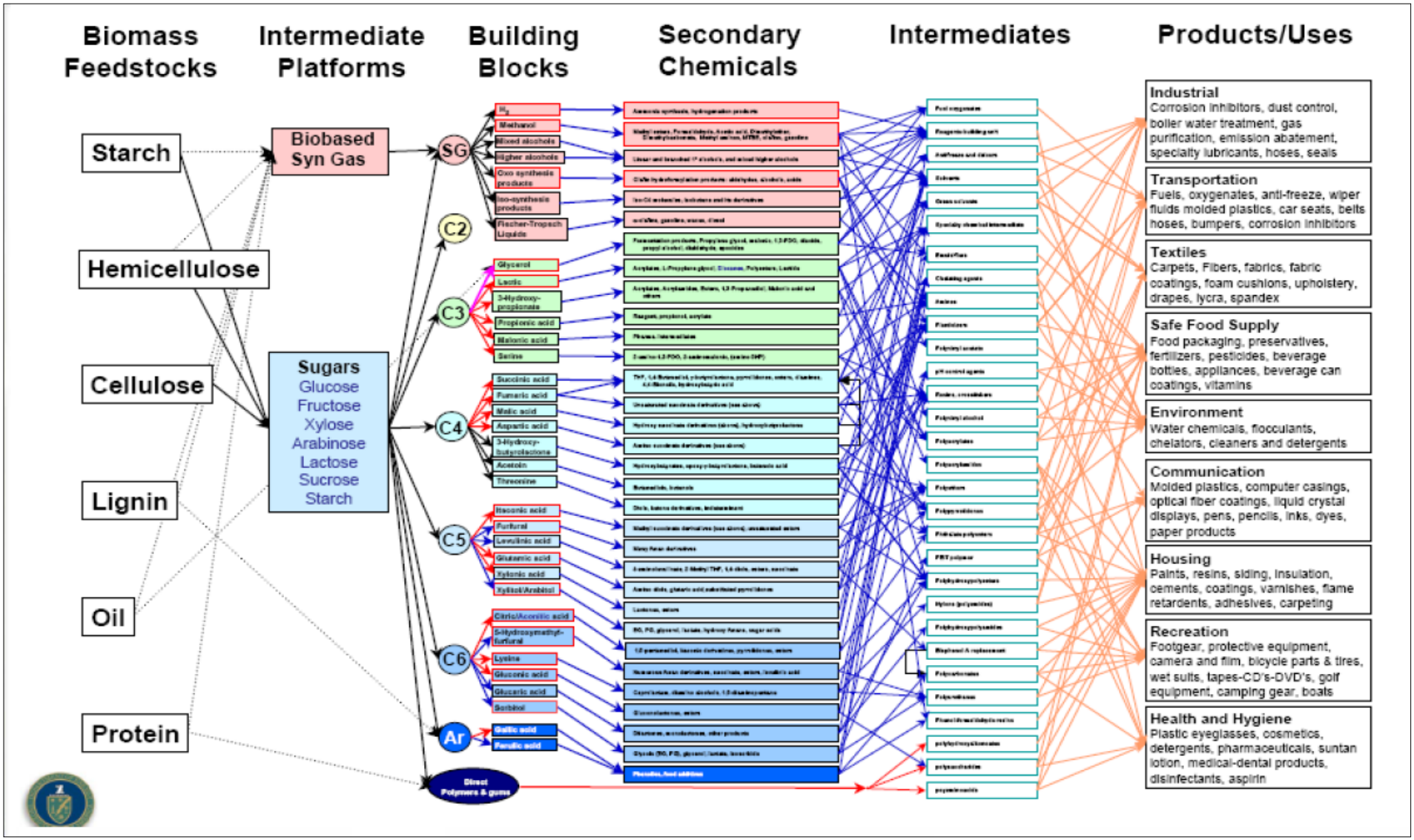


Figure 2.1 : Produits potentiels dérivés de la biomasse (source : NERL [15]).

À la lumière de ce qui vient d'être présenté à la figure ci-dessus, il est clair que le potentiel y est, mais la complexité associée à leur production par de nouvelles technologies constitue la première source de risques et d'incertitudes. À fin, de donner une direction à suivre quant à l'implantation moins risquée d'une bioraffinerie, le laboratoire national américain sur les énergies renouvelables (NREL) a réalisé et fournit une série d'études. Ces études ont permis aux auteurs d'établir des critères de sélection caractérisant plusieurs facteurs comme le risque, la complexité, l'incertitude et les limites actuelles des connaissances et des technologies utilisées. Cela a permis d'aboutir ainsi à la liste des 10 meilleures plateformes (de l'anglais : « Top 10 building blocks ») [16]. C'est une liste de dix molécules plateformes les plus en vue. Cette étude donne un aperçu de la gamme de produits pouvant être produite dans le cadre d'une intégration de bioraffinerie forestière à partir des macromolécules contenues dans le bois telles que la cellulose et l'hémicellulose[17].

2.1.1.2 Marchés potentiels au Canada

Les produits chimiques sont d'un grand intérêt pour les industries de la fabrication, de la construction, des pâtes et papiers et de l'agriculture. Vu sous cet angle la production et la transformation des matières premières destinées aux différents secteurs de l'industrie des produits chimiques, constitue une véritable opportunité d'affaire pour l'intégration future des bioraffineries dans l'économie canadienne. Une étude réalisée par Industrie Canada a révélé que les produits intermédiaires représentent 26 % du total des produits chimiques fabriqués. L'étude a aussi présenté la part du marché de ces derniers [14]. En 2002, les utilisations d'intermédiaires à tous les points d'entrée de l'industrie se chiffraient à 2,2 milliards de dollars. Au sein des industries des produits pétrochimiques, chimiques et plastiques, les utilisations d'intermédiaires représentent 67,6 milliards de dollars, soit 84,5 % de l'ensemble des utilisations (produits intermédiaires et produits finis) [14]. Ces chiffres montrent qu'il y a réellement une opportunité pour que les industries papetières embarquent dans la production des produits chimiques à valeurs ajoutées afin de diversifier leurs sources de revenus. Une autre étude a été réalisée par l'association des produits forestiers canadienne (APFC), l'étude révèle que les débouchés commerciaux bruts sont d'environ 200 milliards de dollars à l'échelle mondiale. Par exemple, pour les produits biochimiques seulement, il est de 62,3 milliards de dollar*s*[18].

2.2 Bioraffinage forestier

Une conception durable implique l'intégration du concept de développement durable. En effet, le développement durable, qui se définit comme étant le développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs [19], est devenu un concept d'actualité. Afin de s'aligner sur cette nouvelle dynamique environnementale, les gouvernements des nations, les ONG, les scientifiques, les chercheurs, etc. interviennent selon les pouvoirs qui leur sont conférés, pour favoriser la gestion intelligente des ressources. Le développement durable dans son ensemble doit tenir compte de trois dimensions à savoir : la dimension économique, la dimension sociale et la dimension environnementale. Dans le contexte actuel de l'intégration, l'aspect durabilité impliquera que les projets d'intégration de la bioraffinerie soient : (1) en mesure de générer de bonnes performances environnementales ; (2) en mesure de générer de bons retours sur l'investissement ; et (3) en mesure d'incorporer la responsabilité sociale[13]. La figure ci-dessous illustre bien l'imbrication de ses trois dimensions dans une perspective durable. Ainsi, lorsqu'un projet vise seulement deux dimensions sur les trois, le projet est dit viable, tolérable ou équitable, mais il n'est pas nécessairement considéré comme étant un projet durable (voir figure ci-dessous).

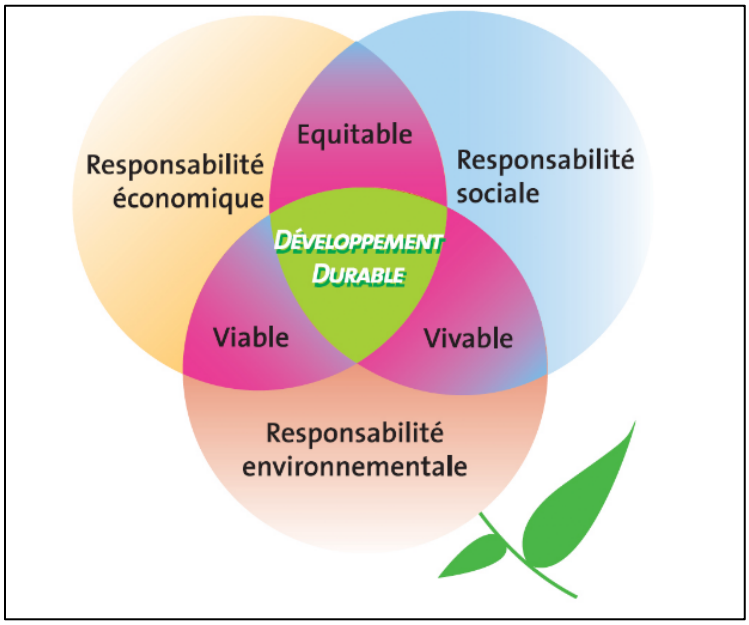


Figure 2.2 : Représentation schématique de la durabilité (extraite de [20])

2.3 Aspect économique

La viabilité économique d'une bioraffinerie au sein d'une usine existante fait allusion à une installation qui est économiquement rentable et de ce fait atténue les potentiels risques et menaces auxquels sont confrontées actuellement les usines. Généralement, un projet est évalué sur dix, quinze ou vingt ans. Cela dit, sur le plan viabilité économique, il serait intéressant d'avoir des indicateurs ou critères facilement compréhensibles et interprétables qui prédisent la rentabilité future de l'entreprise. De tels indicateurs bien ciblés sont indispensables, car il arrive très souvent que l'intégration d'une nouvelle technologie verte donne souvent des flux monétaires négatifs au départ et les flux positifs qu'après quelques années (long terme). Or, étant donné le manque de capitaux auquel est confronté le secteur forestier, ces entreprises s'intéressent uniquement aux stratégies ayant un très bon retour sur l'investissement sur le court terme, et éjectent les projets ayant un bon rendement, mais sur le long terme [6, 21]. C'est d'ailleurs ce qu'a révélé une étude sur les motivations et barrières dans l'implantation des bioraffineries auprès d'un panel d'experts en industrie. Les experts admettaient que le long terme est essentiel, mais moins important que la rentabilité sur le court terme. La section 3.4 présente un aperçu de quelques critères et indicateurs économiques. Il est aussi important de souligner la viabilité économique intègre également l'aspect contribution socioéconomique pour la collectivité, un aspect est abordé dans la section suivante.

2.4 Aspect social

Une conception socialement acceptable implique l'incorporation des responsabilités sociales (IRC). Or, à l'inverse des critères économiques (critères pour lesquels les investisseurs sont parvenus à un consensus sur les critères de performances), les critères environnementaux et sociaux font encore leur chemin et sont loin de rassembler tous les acteurs. Par ailleurs, il faut néanmoins souligner qu'il y a rapprochement vers un consensus pour les critères environnementaux [22]. Cependant, ce n'est pas le cas pour les critères sociaux qui semblent être plus vagues, plus subjectifs, moins scientifiques et laisser pour compte aux discussions et l'interprétation sans aucun dénominateur commun parmi les acteurs. De plus, il y a le manque de clarté dans la définition de ces critères. Dépendamment, du produit à livrer ou du marché à couvrir, il arrive que les gains sociaux puissent être différents, et du coup, n'ayant pas de points

de références pour la comparaison (pas de consensus scientifique), il est difficile de faire une comparaison ou une généralisation de ces critères sociaux [23]. L'évaluation des aspects sociaux est une évaluation à deux niveaux, le premier niveau est qualitatif, car il est basé sur la perception de la communauté, alors que deuxième niveau par contre est quantitative dans une certaine mesure, car il est basé sur les critères socioéconomiques [24]. Dans ce volet quantitatif par exemple, c'est le potentiel de création d'emplois qui est évalué, ce sont des recettes fiscales pour les communautés qui sont évaluées.

2.5 Aspect environnemental et analyse de cycle de vie

Bien que le développement durable soit devenu un sujet d'actualité et bien qu'il soit très facile de parler de développement durable, il existe cependant un très grand fossé entre les « paroles » et les « actes ». Il est essentiel, du point de vue environnemental, que les paroles soient accompagnées par des actions efficaces pouvant mener à une réduction effective des impacts environnementaux. Pour qu'une action soit efficace, il doit réunir les deux conditions à savoir : 1) disposer des solutions technologiques satisfaisantes pour l'utilisateur ; et 2) déterminer quelles sont les priorités d'actions parmi l'ensemble des mesures possibles[25].

L'analyse de cycle de vie (ACV) qui est un outil d'aide à la décision intervient exactement à ce niveau pour permettre de répondre aux exigences de ces deux conditions. Il est aujourd'hui possible d'évaluer les impacts environnementaux à l'aide de l'ACV. L'ACV est une méthode qui permet d'évaluer les processus impliqués dans la production d'un produit ou service, et ce, à partir de son étape d'élaboration (dans le cas d'un service) ou depuis l'extraction de matière première (dans le cas d'un produit), c'est-à-dire « du berceau » à son étape de fin de vie c'est-à-dire « au tombeau ». En d'autres mots, elle permet d'évaluer à partir de ressources jusqu'à l'élimination du produit en incluant les processus de transport et d'utilisation.

L'outil d'ACV est souvent utilisé pour comparer les produits ayant la même fonction, ou pour déterminer les « points chauds », à savoir les phases du cycle de vie qui sont essentielles à l'impact environnemental total. Puisque l'ACV ne se concentre pas uniquement sur une seule phase d'un produit, faire un ACV est une façon de créer un aperçu de la complexité totale d'interactions entre les différents processus dans la société industrielle et les écosystèmes. Il y a cependant deux aspects d'utilité de l'ACV qu'il faut souligner. En effet, elle peut être utile dans

la sélection des produits ayant peu d'impact sur l'environnement, et peut être aussi utilisée pour faire la planification stratégique ou l'établissement des nouvelles politiques grâce à la capacité qu'elle offre de simuler des conditions nouvelles pour l'avenir et les changements qui s'imposent au sein de l'écosystème[25].

L'ACV se définit comme étant une technique visant la compilation et l'évaluation des intrants, des extrants et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produits au cours de son cycle de vie[26]. L'ACV, selon la norme ISO, s'effectue en quatre phases : la définition des objectifs, l'inventaire des émissions et des extractions, l'analyse de l'impact et l'interprétation. La figure ci-dessous illustre comment ces différentes phases sont liées les unes par rapport aux autres.

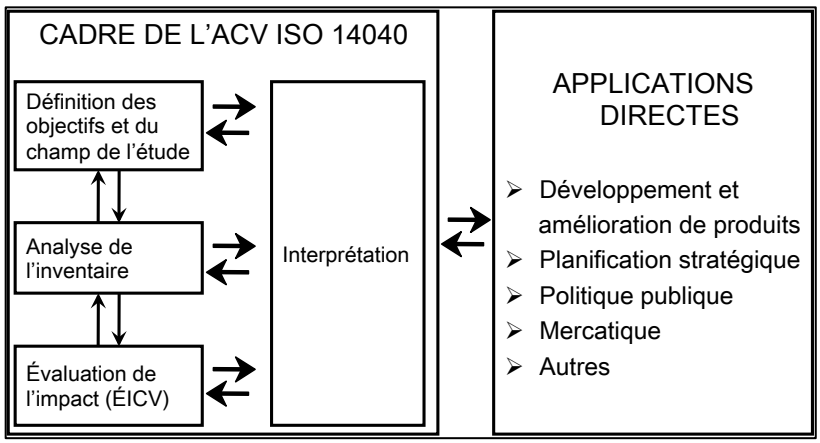


Figure 2.3 : Cadre méthodologique de l'analyse de cycle de vie (extrait de [26]).

La première phase, celle de la définition de l'objectif permet, dans un premier temps, de définir le problème, de définir le public visé et de définir l'usage qui sera fait des résultats obtenus de l'étude. Cette phase permet aussi de finir une série d'éléments importants à savoir : l'unité fonctionnelle à laquelle seront rapportées les émissions ; les frontières du système à l'étude, les scénarios à étudier et enfin les méthodes de caractérisation des impacts. La deuxième phase est la phase de l'inventaire du cycle de vie (ICV), elle permet de quantifier l'extraction des matières premières ainsi que les émissions polluantes dans l'air, l'eau et le sol. Tandis que la dernière phase, celle de l'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV), permet d'évaluer les impacts environnementaux causés par l'extraction des matières premières et les émissions polluantes. Cependant, cette phase compte quatre étapes : la classification, la caractérisation, la normalisation et la pondération. Le tableau ci-dessous résume les objectifs de chaque étape.

Tableau 2.1 : Les étapes de l'analyse de cycle de vie[26]

Les étapes de l'évaluation de l'impact de cycle de vie	
Sélection	
Classification	Détermine quelles extractions/émissions contribuent à quels impacts
Caractérisation	Évalue la contribution de chacune des extractions/émissions à chacune des catégories d'impact
Normalisation	Permet d'évaluer l'importance d'un résultat en fonction d'un système de référence
Pondération	Vise l'évaluation de l'importance relative de chacun des indicateurs basée sur des choix de valeurs.
Interprétation	Vise l'évaluation de l'importance relative de chacun des indicateurs basée sur des choix de valeurs.

La figure ci-dessus montre que l'étendue des applications des résultats de l'ACV est vaste. Ainsi, l'ACV trouve son application dans la mise au point et la conception de produits, dans l'élaboration des politiques publiques, dans les planifications stratégiques, dans les ventes et promotions des produits, et tout ça, à différents niveaux : au niveau technique, économique et social.

2.5.1.1 Aspect environnemental et analyse de cycle de vie

Il y a plusieurs choix possibles au niveau méthodologique. Il existe l'analyse de cycle de vie sociale et l'analyse de cycle de vie environnementale. Cependant, l'ACV sociale va au-delà des objectifs de cette étude, car l'objectif de cette étude se limitera à l'évaluation des politiques et comment celles-ci peuvent impacter les critères économiques et environnementaux. Quant à l'ACV environnemental, il en existe deux types à savoir l'ACV attributionnelle (ACV-A) et l'ACV conséquentielle (ACV-C). Le premier type décrit des flux environnementaux pertinents entrant et sortant d'un système de produits alors que le deuxième comme l'indique son nom décrit comment les flux environnementaux entrant et sortant du système technologique sont affectés par une modification de celui-ci : concept d'effet [conséquence], qui est défini par le lien de causalité. Le tableau ci-dessus illustre les points de différence entre ces deux types d'ACV [27].

Tableau 2.2 : Différence entre ACV-A et ACV-C

Analyse de cycle de vie conséquentielle (ACV-C)	**Analyse de cycle de vie attributionnelle (ACV-A)**
Elle décrit comment les flux environnementaux	Elle décrit des flux environnementaux

entrant et sortant dans un système technologique sont affectés par une modification de celui-ci	pertinents entrant et sortant d'un système de produits
Elle fournit des informations sur les conséquences d'une quelconque décision	Elle détermine les impacts environnementaux potentiels d'un produit
Elle permet d'inclure dans les limites du système tous les processus qui sont affectés par un changement dans le système de produits	Elle permet d'étendre les limites du système de l'extraction des matières premières jusqu'à la fin de vie des produits (du berceau au tombeau)

2.5.1.2 Normalisation

En analyse de cycle de vie (ACV), les analystes aussi bien que les décideurs sont toujours confrontés au problème de la multitude d'unités non proportionnelles des différents indicateurs. C'est d'ailleurs pour cette raison qu'on fait intervenir les méthodes normalisations (normalisation interne ou externe) afin de pallier la problématique récurrente associée à la multitude des unités en ACV. Plusieurs approches de normalisation interne et externe ont été proposées par Norris et al [27]. Quelle que soit l'approche, la normalisation permet de résoudre les problèmes associés aux unités d'ACV et aide ainsi les décideurs à mieux comprendre la proportion relative ou de l'ampleur de l'impact pour chaque catégorie d'impact et permettant ainsi de juger leur importance relative en les mettant en contexte. Le contexte doit être précis et doit être en accord avec le champ d'études du projet.

En fonction du contexte en cours d'étude, la méthode de normalisation sélectionnée peut être interne ou externe. Il existe de nombreuses méthodes avec chacune une valeur de référence dont le choix est justifié par le contexte et champ d'études. Parmi ces valeurs de référence, il y a :

- l'impact global sur une zone donnée (la zone peut être régionale ou locale) ;
- l'impact total sur une zone donnée (la valeur de référence doit être exprimée sous forme d'impact par habitant) ;
- la valeur la plus élevée parmi toutes les options considérées ; et enfin
- le rapport des impacts d'une alternative sur les impacts d'une alternative concurrente [28].

2.5.2 Revue et analyse critique des travaux antérieurs portant sur l'application de l'analyse l'ACV

L'analyse de cycle de vie (ACV) est considérée comme un outil approprié pour l'évaluation environnementale des procédés de bioraffineries [29, 30]. Comme cela avait déjà été mentionné ci-dessus (Tableau 2.2), il existe deux types de méthode d'analyse de cycle de vie, il s'agit notamment de l'analyse de cycle de vie attributionnelle (ACV-A). Elle sert à évaluer les impacts environnementaux qui peuvent ensuite être attribués (alloués) à un produit donné, tandis que l'analyse de cycle de vie conséquentielle (ACV-C), comme l'indique sa dénomination (conséquentielle), sert à évaluer les conséquences environnementales associées à une décision (exemple : la décision de transformer un procédé, décision de construire une voiture, etc.) [31-34].

Par exemple, pour un projet d'intégration d'une bioraffinerie forestière (IBRF), ACV-A tenterait de quantifier le CO2 émis de la forêt à la porte de l'usine, puis tenterait de répartir (attribuer) ces émissions aux différents produits issus du même système de produits (portefeuille), alors que ACV-C viserait à estimer les émissions de CO2 qui résulteraient de la décision de vouloir investir dans ce projet d'intégration. En fait, ACV-C permet d'évaluer les conséquences d'une idée, d'une pensée, d'un concept avant même que (l'idée, la pensée ou le concept) n'ait été mis en œuvre. Autrement dit, ACV-C permet de prendre conscience des impacts potentiels avant la mise en œuvre du projet (mise en œuvre de la décision). Alors ACV-A est plus adaptée pour les projets ayant déjà vu le jour, — et permet ainsi d'évaluer les impacts du projet (ex : pour identifier les points chauds du procédé, ou les points chauds du projet, etc.).

Plusieurs études d'ACV ont été appliquées aux contextes des projets d'intégration, de transformation, et modification des usines de pâtes et papiers [27, 35-38]. Mais la plupart de ces études ont utilisé l'approche ACV-A. Il y a également un débat en cours entre les experts de

l'ACV sur la différence entre ces deux approches ACV-A et ACV-C. Les auteurs Plevin et al., en sont parvenus à la déclaration selon laquelle : « l'utilisation de l'ACV-A pour estimer les avantages de l'atténuation du changement climatique induit en erreur les décideurs politiques » (p.1) [39]. Cependant, d'autres ont émis des réserves, et ils ont discuté le point [39-44]. Toutefois, dans leur récente lettre à l'éditeur du journal qui a publié la déclaration, Plevin et ses collègues ont appuyé leur affirmation en disant que : « nous soutenons que certaines des limitations de ACV-A affectent également de nombreuses autres approches de modélisation, y compris ACV-C. Nous soutenons la notion selon laquelle le ACV-C est plus approprié que l'ACV-A pour informer les décideurs dans l'élaboration des politiques, car ACV-C aborde les effets indirects, tels que les effets de substitution et les effets de rebond – traduction libre » (p.1)) [44]. Toutefois, les auteurs affirment qu'il existe des types d'analyse pour lesquels l'usage de l'ACV-A peut être plus approprié.

Tillman a également souligné l'importance de poser une bonne question avant d'entreprendre une étude de cas : « Quel champ d'études ? Et quel type d'ACV appliqué à cette fin ? » (P.1) [45]. Ces arguments montrent clairement que les résultats pourraient induire en erreur un processus décisionnel si pour un champ d'études bien défini, une approche ACV appropriée n'est pas appliquée [42]. L'ACV-C est une méthode appropriée et recommandée pour évaluer les processus qui n'ont pas encore été mis en œuvre parce qu'il évalue les impacts potentiels des décisions à travers l'expansion des frontières et l'inclusion des effets de substitution et les impacts des systèmes évités[46].

Dans le contexte de l'intégration de la bioraffinerie au sein d'une usine existante, il a été démontré que la méthodologie ACV-A n'est pas appropriée [46]. En effet, cette affirmation est soutenue par Gaudreault et al. [46]. En effet, Gaudreault et al ont réalisé une étude comparative des méthodes ACV-A et ACV-C au travers une étude de cas. L'étude a montré que la méthode ACV-A, qui utilise les allocations des impacts, présentait des résultats assez variés d'un facteur d'allocation à l'autre. Les facteurs d'allocation dictaient la tendance des résultats. Les auteurs ont reconnu que le choix des facteurs d'allocation était subjectif. Or, la subjectivité dans le choix des facteurs d'allocation peut entraîner les décideurs dans une direction plutôt que dans une autre. Cela étant dit, les auteurs ont reconnu par contre que l'ACV-C donnait des résultats constants et appropriés dans le contexte de la prise de décision basée sur les enjeux et le champ d'études du projet. Toutefois, les auteurs, lors de l'application de l'ACV-C, les auteurs n'ont pas appliqué la

procédure « cut-off » pour capturer et d'évaluer l'augmentation marginale de l'impact environnemental (l'augmentation incrémentale de l'impact environnemental) lié à la décision de modifier d'un procédé existant (ex. : procédé chimique)[32]. La procédure « cut-off » est définie et expliquée dans la section 3.3.1.2.3.

En effet, l'illustration de la variation incrémentale des impacts environnementaux de l'ensemble du site intégration est essentielle pour permettre aux décideurs de faire la comparaison sur la base des impacts incrémentaux plutôt que sur la totalité des impacts du site après modification.

En dépit, des avis partagés entre les experts dans le domaine de l'application de l'ACV, sur le fait de savoir si l'une au l'autre des méthodes est plus appropriée ou non, il existe un autre dilemme fondamental dans l'application de l'ACV. En effet, la définition de l'ACV stipule que l'ACV est une technique qui permet d'évaluer les impacts d'un produit ou d'un service tout au long de la chaîne des valeurs, et ce, « » du berceau au tombeau « » [28, 47]. Cependant, dès l'instant où il y a présence de plus de deux produits dans un même portefeuille, et ce, issus d'un même processus/procédé, un défi méthodologique apparaît toute de suite. L'évaluation de l'impact environnemental de plusieurs produits issus d'une production conjointe est l'un des cas de multifonctionnalité qui cause un problème méthodologique largement discuté chez les praticiens d'ACV [48]. Car, en effet, il existe encore pour l'instant un défi méthodologique sur comment traiter systématique une situation de multiples produits et multiples fonctions au sein d'un même portefeuille [48, 49]. La situation de multiple fonctionnalité au sein d'un même portefeuille est un dilemme parce que, en ACV, la méthode comparative exige qu'une fonctionnalité commune (unité fonctionnelle) à tous les produits soit définie pour permettre une comparaison juste et équitable. En d'autres mots, il est recommandé de convertir le problème de multiple fonctionnalité à un problème de fonctionnalité unique et commune à tous les produits. En d'autres mots, si un procédé produit à la fois de la lignine, de l'éthanol, et du sirop, il faut dans un premier temps essayer de trouver une fonction (l'utilisation) commune à tous les produits du portefeuille. Malheureusement, cela n'est pas toujours possible.

En effet, le but de cette démarche et dû au fait qu'ISO [28], recommande d'éviter autant que possible de systématiquement faire de l'allocation d'impacts entre les produits d'un même portefeuille. Pourquoi ? — Parce que les impacts environnementaux des processus multifonctionnels doivent être attribués à des fonctions uniques selon la norme ISO. La

norme ISO[47] fournit un code général de pratique et souligne l'importance d'éviter l'allocation, et comment le faire en 3 étapes. La première étape, qui comprend deux sous étapes définies comme suit : 1) diviser le processus principal en sous-procédé de manière à distinguer et à associer chaque produit à un sous-processus bien défini ; et 2) développer l'unité fonctionnelle pour inclure des fonctions supplémentaires, c'est-à-dire faire de l'expansion des frontières du système les systèmes affectés.

Toutefois, il arrive que l'on soit en présence des cas où l'allocation est inévitable. En d'autres mots, la norme prévoit quand même l'éventualité de faire une allocation dans un contexte où l'allocation semble tout à fait inévitable. Dans ces cas, la norme suggère l'étape 2. En présence d'un cas où l'allocation est inévitable, elle recommande de faire une allocation, mais une allocation convenable (bien que l'expression « allocation convenable » est péjorative comme expression). En d'autres mots, choisir une allocation qui devrait préférentiellement représenter une « relation physique sous-jacente entre les fonctions et les impacts environnementaux » [49]. Par contre, « si la relation sous-jacente » ne peut pas être clairement démontrée, alors la norme suggère la dernière étape (l'étape 3). Cette dernière étape applique une allocation basée sur d'autres relations entre les fonctions (relation économique, relation énergétique, relation massique ou physicochimique entre les fonctions des produits du même portefeuille)[50].

En conclusion, ISO recommande d'éviter autant que possible de faire de l'allocation des impacts, c'est-à-dire éviter la méthode d'allocation des impacts.

En conclusion, la recommandation se résume à ce qui suit : éviter autant que possible d'appliquer systématique ACV-A, et ne l'appliquer que si, l'évitement est impossible. La revue de la littérature et l'analyse critique ont permis de mettre en exergue les défis méthodologiques associés à l'application de l'ACV en général, et ce peut importe le contexte, et peu importe le domaine ou celle-ci est appliquée. L'application de l'ACV est transdisciplinaire et transversale, et les normes qui régissent son application le sont elles aussi. Cependant, certains auteurs reconnaissent que la norme ISO devrait être élargie pour fournir des conseils plus précis sur la façon d'aborder les allocations d'impacts [51-53].

2.6 Aspects et enjeux climatiques

Un traité historique visant la réduction des émissions de gaz à effet de serre selon la Convention-cadre des Nations Unies sur les Changements climatiques (CCUNCC) a été signé à Kyoto, sous la désignation de protocole de Kyoto[54]. Il a été signé en 1997, et il a été mis en vigueur en 2005. Depuis lors, de nombreuses initiatives avaient été prises un peu partout à travers le monde, d'ailleurs à titre d'information le protocole a été ratifié en 2010 par 141 pays. Les efforts des pays membres de cet accord de Kyoto ont culminé en 2015 par un autre accord historique lors de la 21e conférence des parties (COP21) tenue à Paris en décembre 2015[55]. L'accord de Paris a été signé et ratifié par plus de 139 pays. L'accord est entré en vigueur en novembre 2016 lors de la 22e conférence des parties (22 COP) tenue à Marrakech[56].

2.6.1 Actions et initiatives en Europe

Les pays de l'Union européenne (UE) par exemple sous le programme européen des changements climatiques (ECCP) sont engagés dans plusieurs initiatives et objectifs. En 2007, les dirigeants de l'UE ont approuvé une approche intégrée des politiques climatiques et énergétiques qui visent à lutter contre le changement climatique et à augmenter la sécurité énergétique de l'UE, et ce, en renforçant sa compétitivité. Ces objectifs ont engagé l'Europe à se positionner comme leader et comme modèle d'exemplarité dans ce domaine. Les chefs d'État et de gouvernement ont établi et signé une série d'objectifs à atteindre d'ici 2020, connue sous l'intitulé : « Objectif 20-20-20 ». Voté au parlement européen en décembre 2008, l'objectif 20-20-20 est entré en vigueur en janvier 2010 [57]. Cet objectif vise :

- à réduire des émissions de gaz à effet de serre de l'UE d'au moins 20 % en deçà du niveau de l'an 1990
- à faire en sorte que 20 % de la consommation énergétique de l'UE proviennent de ressources renouvelables, et que la consommation des énergies primaires soit réduite de 20 % par rapport au niveau de consommation des années 1990.

2.6.2 Actions et initiatives aux États-Unis (EU)

Le gouvernement fédéral américain est impliqué dans des partenariats public-privés pour réduire les émissions de gaz à effet de serre. Le programme américain est concentré sur : l'efficacité

énergétique, l'énergie renouvelable, la réduction des émissions de méthane en particulier et autres (SOx, NOx, etc.) et la mise en œuvre des technologies pour réaliser des réductions de gaz à effet de serre dans les pratiques agricoles. Le CCTP (Climate Change Technology Program) et le Clean Energy and Security Act plus connu sous son ancienne appellation de « Waxman-Markey Bill » sont les initiatives phares du gouvernement américain. Le CCTP est un programme à cinq objectifs dont le premier est de réduire les émissions chez les consommateurs d'énergie, le second est de réduire les émissions chez les fournisseurs d'énergie, le troisième est de capturer et de séquestrer le dioxyde de carbone, le quatrième est de réduire les émissions des non-GES, et finalement le dernier est d'améliorer la capacité de mesurer et de contrôler les émissions des GES [58]. Le clean energy act est aussi un ensemble d'objectifs spécifiques établis dans quatre axes de prédilection à savoir l'énergie propre, le réchauffement climatique, l'efficacité énergétique, et finalement la transition vers l'économie verte, l'économie à faible teneur en carbone (low-carbon economy) [59].

Le gouvernement fédéral américain a réalisé une percée historique dans ses initiatives de lutte contre le changement climatique lesquelles ont été marquées entre autres par la signature et la ratification de l'accord de Paris, sous l'ère Obama. Le gouvernement américain (avec ses partenariats public-privés) a mis en place plusieurs instruments politiques (illustrés dans les tableaux de l'annexe C, du troisième article scientifique) pour soutenir la croissance tout en luttant contre le changement climatique. Cependant, l'héritage acquis sous l'air Obama est sur la sellette sous le règne des républicains. Ces derniers menacent de revoir leur engagement à l'égard des accords de Paris.

2.6.3 Actions et initiatives au Canada

Dans le cadre du traité de Kyoto, le gouvernement canadien s'était engagé à réduire ses émissions de 6 % comparativement au niveau des émissions de 1990, et ce, entre 2008-2012 [54]. L'engagement du Canada envers ces objectifs a été réitéré à plusieurs reprises sous forme d'annonces et plans d'action à savoir le plan « Prendre le virage » en 2007 dans lequel le gouvernement s'engageait à réduire ses émissions de 60 à 70 pour cent entre 2007 et 2050. En suite, le plan d'action intitulé : « The 2010 Climate Change Plan » dans lequel, le gouvernement s'engageait à réduire de 17 pour cent ses émissions par rapport 2005 entre 2010 et 2020. Malheureusement, le gouvernement du Canada a échoué non seulement à atteindre ces objectifs

de réduction, mais le Canada n'a pas non plus été en mesure de produire un plan d'action crédible pendant la même période.

Finalement après toute une décennie de stagnation et d'inaction sous l'air des conservateurs, le nouveau gouvernement libéral s'est engagé à produire un plan d'action crédible. Ledit plan a été publié en décembre 2016 sous l'intitulé de « Cadre pancanadien sur la croissance propre et les changements climatiques ». Dans ce dernier, le gouvernement émet une série de mesures, dont la mesure principale est de réduire de 30 % les émissions d'ici 2030 comparativement au niveau de 2005[60].

Depuis la prise de pouvoir par le parti libéral du Canada, le Canada s'est engagé à différents niveaux pour relancer son leadership international en matière de lutte contre le changement climatique. D'ailleurs, l'année 2015 avec la COP 21, a donné une nouvelle impulsion aux initiatives de lutte contre le changement climatique tant au niveau national qu'international. Au niveau du Canada, l'année 2016 a été une année de pleins essors, surtout en matière d'élaboration de nouvelles politiques. À la suite du sommet de Paris, le premier ministre du Canada et ses homologues au niveau provincial se sont réunis à Vancouver lors d'un sommet national sur la croissance et les enjeux climatiques. Le succès du sommet a abouti à une déclaration unanime intitulée « La déclaration de Vancouver sur la croissance propre et les changements climatiques (DVCCC) ». La déclaration de Vancouver a été vue comme le signe précurseur d'une percée majeure au Canada, car il résumait un consensus politique pancanadien sans précédent au sein de la fédération canadienne. Un consensus qui a permis à tous les membres de la fédération de s'aligner derrière la même initiative : respecter l'accord de paris et l'objectif de 30 % de réduction en 2030[60].

Suite à la déclaration de Vancouver, le gouvernement fédéral a ratifié l'accord de Paris, et ce, avant la COP 22 qui s'est tenue à Marrakech, au Maroc[56]. En décembre 2016, le premier ministre et les premiers ministres des Provinces ont publié un communiqué conjoint annonçant la signature quasi unanime du Cadre Pancanadien sur la Croissance Propre et le Changement Climatique (CPCPCC). Toutefois, pour des raisons explicitement liées à la tarification du carbone, les provinces de la Saskatchewan et du Manitoba n'ont pas adopté le cadre pancanadien.

En effet, dans ce cadre pancanadien, le gouvernement fédéral a promis de mettre en œuvre et d'imposer une taxe carbone à l'échelle nationale. Cette taxe vise à engager toutes les provinces

canadiennes, plus précisément les provinces qui n'ont pas encore mis en œuvre leur propre plan d'action de tarification de la tonne de carbone, afin que ces dernières puissent à leur tour s'activer et s'harmoniser avec les autres provinces[61].

Cependant, toutes les provinces n'ont pas applaudi cette initiative de la taxe carbone. Plusieurs provinces et territoires, dont la Saskatchewan, le Manitoba, la Nouvelle-Écosse et Terre-Neuve-et-Labrador, ont contesté cette initiative. Le premier ministre de la Saskatchewan croit que cette taxe plus élevée sur le carbone dévasterait l'économie de sa province. Quant au premier ministre de la Nouvelle-Écosse, il souligne que sa province tient déjà le leadership national en matière de réduction des gaz à effet de serre, mais ne veut pas imposer des taxes plus élevées sur l'essence et le carburant diésel [62]. Malgré leur opposition face à la taxe carbone, les deux premiers ministres ont néanmoins signé la cadre Pancanadien, seuls le Manitoba et la Saskatchewan qui ont maintenu leur position de blocage [63].

2.7 Analyse de scénarios de politiques comme support pour évaluer les politiques et pour orienter les décideurs

2.7.1 Analyse de scénarios et planification stratégique du futur

Les planifications des projets industriels se font toujours sur plusieurs années. Il arrive souvent que les analystes projettent sur dix, vingt ou trente ans, le flux monétaire et le taux de retour sur le capital investi en mettant simplement à jour l'inflation de la devise, et en faisant l'hypothèse que la tendance se poursuit. C'est d'ailleurs l'une des hypothèses qui a été posée par International Energy Outlook laquelle stipule clairement que « les études de cas de IEO2010 supposent généralement que les lois et règlements en vigueur sont maintenus inchangés tout au long des projections. Ainsi, les projections ne fournissent qu'un aperçu qui peut servir à analyser les marchés énergétiques internationaux — traduction libre » c'est-à-dire sans tenir compte des éventuelles nouvelles politiques[64].

Or, ces projections peuvent s'avérer inefficaces dans le long terme dans un environnement changeant comme celui du secteur forestier. En effet, la crise économique dans laquelle le secteur est plongé, l'émergence de nouvelles technologies de transformation et de revalorisation de la biomasse sont des éléments qui font du secteur un environnement en perpétuel et rapide changement.

À ces éléments susmentionnés, s'ajoute la prise de conscience, par la société, des enjeux environnementaux et climatiques, qui plonge notre monde dans une saison sans précédent des changements politiques. Cela dit, il convient de souligner que, sur les durées de dix, vingt ou trente ans de projections, une nouvelle politique peut entrer en vigueur, biaisant ainsi les projections initiales des modèles d'affaires. D'où l'importance d'associer à la planification stratégique, l'analyse des scénarios, afin de bâtir des modèles d'affaires capables de répondre adéquatement aux imprévus pouvant survenir dans un futur incertain.

En effet, la planification des scénarios est une méthode de planification stratégique ayant pour but d'aider les décideurs à explorer le futur au-delà des frontières de leur environnement d'affaires, au-delà de la culture organisationnelle (vision), et à élargir leur réflexion. La planification augmente leur capacité à considérer la gamme de possibilités, d'opportunités, mais aussi des menaces que l'avenir peut leur réserver [65]. Ainsi, les décideurs sont mieux avisés dans leurs prises de décisions et mieux équipés dans l'élaboration des stratégies flexibles sur le long terme. En d'autres termes, comme le stipule Wack, la planification des scénarios consiste à développer les enjeux associés aux projets à venir, structurellement différents, mais cohérents, compréhensifs et plausibles, appelés scénarios, qui incluent les incertitudes majeures dans un milieu d'affaire d'une organisation donnée[66].

La planification par les scénarios trouve son origine dans l'armée américaine. Son usage comme outil institutionnel et organisationnel d'aide à la réflexion et la prise de décision sur l'avenir a été développé par Herman Kahn [67]. Cela remonte dans les années clinquantes (1950) au ministère américain de la défense[68]. Kahn était un des pionniers de la planification basée sur des scénarios, car il était au centre de la sensibilisation de l'armée, qui selon lui était myope à l'égard des subtilités, et des complexités potentielles de la guerre nucléaire.

La planification par des scénarios a été adoptée dans le domaine des affaires par quelques compagnies, vers la fin des années soixante (1960) et au début des années soixante-dix (1970) [66, 69]. La littérature présente bien d'exemples à ce sujet. General Motors a exploré, dans les années soixante-dix (1970), par le biais des scénarios, les conséquences de la mondialisation, de la génération Yuppie, de l'OPEP et bien d'autres. IBM et Digital Corporation ont aussi, dans les années quatre-vingt (1980), étudié l'impact des ordinateurs personnels. Cela a eu pour effet, l'intégration rapide de ces derniers et le virage informatique de ces dernières décennies [70]. Le

succès et l'avantage de la planification par des scénarios ont été prouvés dans bien des cas. Le plus connu des succès en milieu corporatif est attribué au système de planification développé par Wack pour Royal Dutch/Shell [69]. En effet, grâce à la planification par des scénarios, la compagnie Royal Dutch/Shell avait été mieux préparée face à la crise pétrolière des années soixante-dix (1970) et la baisse du prix de pétrole dans les années quatre-vingt (1980). La compagnie Royal Dutch a été en mesure de surclasser ses concurrents et elle s'est hissée au rang de la deuxième plus grande compagnie pétrolière multinationale au monde, alors qu'elle n'était qu'une petite compagnie à l'époque[70]. Un autre succès historique est celui réalisé par Anglo-Américain Corporation d'Afrique du Sud avec le groupe international d'experts. En effet, Anglo-Américain Corporation a exploré l'avenir de l'Afrique du Sud au travers des scénarios. Le résultat qui a découlé de cette étude a été l'élément catalyseur des réformes politiques profondes ayant eu lieu en Afrique du Sud, dont la plus grande d'entre elles est l'abolition de l'apartheid en 1991[71].

2.7.2 Revue et analyse critique des travaux antérieurs sur l'application de l'analyse des scénarios de politiques énergétiques dans le secteur forestier.

Bien que le cycle de dégradation naturelle de la matière libère des gaz à effet de serre, mais la plus grande partie de ces émissions et autres polluants atmosphériques nocifs est produite par les activités quotidiennes de l'homme. Ces activités utilisent des dizaines de milliers de technologies pour répondre aux exigences de la consommation humaine, et ce, dans différents secteurs de la société, à savoir le secteur industriel, le secteur commercial, le secteur de transport secteur forestier, secteur agricole, secteur résidentiel, etc. Il arrive que certaines des activités présentent des impacts négatifs. C'est dans de telles circonstances qu'interviennent les gouvernements afin de cadrer les activités humaines en établissant les politiques publiques. Ces politiques publiques visent à encadrer les pratiques et modifier les comportements. Ainsi, grâce aux politiques publiques, les bonnes actions et pratiques sont encouragées tandis que les mauvaises actions sont pénalisées. Autrement dit, les politiques permettent de concilier la croissance économique et la lutte contre les changements climatiques.

La prise de conscience environnementale pousse les gouvernements à élaborer les politiques pour contrer les effets néfastes des activités humaines sur l'environnement. Cependant, la mise en

place d'une politique est un processus qui implique à la fois les analystes et les décideurs politiques. Les premiers ont pour tâche d'analyser et d'évaluer les différentes options de politiques (leur acceptabilité, leur efficacité et leur faisabilité). Alors que les décideurs utilisent les informations recueillies par les analystes, et décident de mettre en vigueur les politiques jugées pertinentes.

Il a été mentionné ci-haut que la planification par des scénarios a fait son chemin depuis les années cinquante et été au centre des succès des certaines compagnies qui ont su l'adopter dans leur planification stratégique. Aujourd'hui, le champ d'application de la planification par des scénarios s'est étendu jusqu'au domaine d'élaboration des politiques, et en particulier dans le domaine d'élaboration des politiques climatiques. Depuis lors, y a eu un usage assez régulier des scénarios par les organismes et laboratoires gouvernementaux. Par exemple, le groupe d'experts du panel intergouvernemental pour les changements climatiques (IPCC) a eu recours à la planification des scénarios climatiques comme support pour évaluer l'adaptation au changement climatique [72]. Oak Rigde National Laboratory (ORNL) a étudié les scénarios de l'énergie propre du futur [73]. Pembina Institue et la Fondation David Suzuki ont exploré au moyen des scénarios climatiques, la prospérité économique du Canada[74]. De même, la table ronde nationale sur l'environnement et l'économie (NRTEE) a aussi eu recours au scénario pour évaluer l'impact du prix du carbone sur l'économie canadienne[75].

Dans le secteur forestier, la planification par des scénarios pour évaluer les impacts des politiques énergétiques et climatiques est de plus en plus utilisée. L'avenir des produits forestiers nord-américains à l'air des futures politiques énergétiques a été examiné par Brown & Baek [76]. Brown et al. ont évalué les impacts potentiels des scénarios de politiques énergétiques et climatiques sur l'industrie américaine des pâtes et papiers [77]. Une autre étude très similaire réalisée par Ruth et al., annonçaient les potentiels impacts sur l'industrie papetière américaine, des scénarios des systèmes de plafonnement et échange de crédit d'émissions [78]

2.7.2.1.1 Revue et analyse critique de la modélisation macroéconomique

Les politiques sont mises en place pour servir la société dans sa globalité. Les décideurs politiques c'est-à-dire ceux qui annoncent la mise en vigueur des politiques sont conscients des impacts de chaque politique sur chaque échelle de la société sur laquelle la politique va avoir de l'effet. Les décideurs sont aidés par des analystes, qui souvent utilisent des modèles

macroéconomiques pour évaluer les avantages et les possibles inconvénients de chaque politique. Une politique ne peut pas être mis en vigueur, tant et aussi longtemps que les analystes n'ont pas, à travers l'analyse des scénarios, fait travail de fond. Les analystes doivent vérifier la faisabilité de celle-ci, l'acceptabilité de celle-ci et la gestion administrative de celle-ci. Les analystes utilisent des modèles mathématiques et économiques très avancés pour simuler le futur, l'offre et la demande, les actions et les réponses de la société face à un scénario bien précis.

Toutefois, la modélisation des tendances macro-économie est très incertaine en raison du manque de données et à la limite des connaissances et technologies actuelles, à faire une représentation réaliste ou une prédiction fidèle des comportements ou préférences des consommateurs en réponse à différents scénarios de politiques futures [79].

Cependant, la société évolue très vite, et les règlements qui répondaient aux exigences sociétales d'hier ne semblent plus du tout adaptés à la situation actuelle. Cela étant dit, les décisions politiques doivent être prises et les politiques doivent être conçues pour continuer à répondre aux besoins sociétaux sans cesse dynamiques et évolutifs dans le temps. Par conséquent, les analystes développent des modèles et les appliquent à des problèmes réels tels que le changement climatique, la santé publique, la sécurité alimentaire, la sécurité énergétique, etc., dans l'espoir d'obtenir plus de connaissances pour améliorer l'élaboration de meilleurs politiques. Malgré l'incertitude, l'utilisation de ces modèles macroéconomiques a permis de mieux comprendre les problèmes complexes liés à l'évaluation des politiques et les impacts probables de celles-ci[80].

Il existe plusieurs outils de modélisation, incluant CIMS[81], MARKAL [82] et NEMS[80] pour n'en citer que ces trois-là. CIMS par exemple est un modèle canadien (voir [81]). C'est un modèle de simulation de comportement explicite par technologie. Il est semblable au modèle américain NEMS (voir [80]). Tous ces modèles ont une capacité d'équilibre macroéconomique, ce qui signifie qu'ils peuvent simuler l'équilibre entre offre et demande de biens. Ils ont la capacité de simuler la réponse face à une région ciblée tout en épargnant les autres régions, et en gardant intacts les ajustements dans le reste de l'économie.

Les outils de modélisation macroéconomique sont essentiels certes, pour modéliser l'interaction du système avec la société et tout en conciliant la dynamique sociétale, mais il est tout aussi essentiel, que les investisseurs, les opérateurs économiques et tous citoyens lambda soient capables de comprendre et d'interpréter autant que possible les résultats des analyses

macroéconomiques et leurs impacts sur leurs communautés locales. Or, les modèles macroéconomiques ne sont pas adaptés pour adresser ce genre d'analyse à l'échelle microéconomique pour permettre au citoyen lambda de comprendre ces prédictions et projections. Par exemple Shongen et Sedjo, dans leur analyse macroéconomique portant sur l'impact des changements climatiques sur le marché du bois en Amérique du Nord, les auteurs stipulent que : « les pertes annuelles pour les producteurs du bois sont estimées être entre 1,4 a 2,1 milliards de dollars par années au cours du prochain siècle » [83]. Une telle estimation de l'impact macroéconomique, quoique spectaculaire, n'est-elle pas difficile à comprendre pour un exploitant forestier local, pour un ébéniste ou pour le patron d'une usine de pâtes et papier local ? Ces acteurs et fournisseurs du bois dans le secteur forestier, ne se poseront-ils pas la question de savoir qu'elle est l'estimation moyenne des pertes annuelles encourues par des structures de petite taille comme les nôtres ? — Et, c'est exactement à travers ce type de questionnement que les analyses macroéconomiques montrent leur limite et leur incapacité à donner les réponses fiables aux sociétés, aux entreprises et à l'ensemble de certains secteurs industriels. Les modèles macros servent au gouvernement pour l'élaboration des lois et les politiques, mais n'apportent pas des réponses concrètes aux questionnements des citoyens lambda, des petites et moyennes entreprises. D'où l'importance de développer les modèles microéconomiques pour des entreprises, — et c'est à ce niveau que s'inscrit l'importance de ce projet de recherche, — c'est à dire, comprendre les retombées macroéconomiques des politiques, pour ensuite les traduire en retombées microéconomiques facilement interprétables et compréhensibles par de petites structures porteuses de projet de bioraffinerie comme les usines de pâtes et papiers au Canada.

Malheureusement, il y a un manque d'outils de modélisation pour répondre à des questions politiques spécifiques à l'échelle microéconomique. Des outils capables de convertir les macroanalyses et macro-impacts en microanalyses et micro-impacts pour permettre aux citoyens entrepreneurs lambda, de comprendre comment son environnent d'affaires sera-t-il affecté sous la prochaine législation ou encore de savoir que l'impact est réel sur une usine de la prochaine taxe carbone annoncée par le gouvernement ?

L'analyse technico-économique par exemple est un outil couramment utilisé à échelle industrielle pour évaluer les projets d'intégration de bioraffinerie. Toutefois, l'outil n'intègre pas systématiquement l'analyse des instruments politiques. Néanmoins, l'analyse techno-économique est un outil classique qui peut être amélioré et adapté pour les analyses microéconomiques

avancées pouvant intégrer d'autres outils afin de modéliser les impacts de politique, au cas par cas. Cependant, afin d'aider les entreprises à évaluer leur projet en tenant compte de la dynamique suscitée par les politiques, une approche nouvelle d'analyse techno-économique avancée est nécessaire. L'approche qui peut intégrer les aspects actuels de la transition vers l'économie à faible teneur en carbone, les aspects de la fiscalité du carbone, les aspects de l'empreinte environnementale associée au projet, des aspects incitatifs de la réduction des émissions dans un modèle techno-économique est nécessaire.

En fait, l'approche classique de l'analyse techno-économique ne prend pas systématiquement en compte des aspects et programmes gouvernementaux.

Une revue des études techno-économiques classiques, dont six récentes analyses techno-économiques fournies par les laboratoires du gouvernement américain à savoir NREL (New Renewable Energy Laboratory), PNNL (Pacific Northwest National Laboratory), ANL (Aragone National Laboratory) et ORNL (Oakrige National Laboratory) a révélé que les analystes travaillant dans ces laboratoires appliquent tous sans exception les hypothèses communes appelées hypothèses « n^{th}-plant » de l'anglais *« n^{th} Plant Assomptions ».* Ces hypothèses couramment utilisées ne tiennent pas systématiquement compte des instruments politiques, quoique celles-ci soient accessibles aux industries américaines [84-89]. En fait, les hypothèses n-plant sont les hypothèses harmonisées et appliquées par des praticiens et analystes des modèles techno-économiques affectés aux laboratoires nationaux sous l'égide du département américain de l'énergie (US-DEO), et ce, dans le cadre de « harmonization initiatives » qui a réuni des partenaires de modélisation de tous les laboratoires afin d'harmoniser leurs hypothèses et leurs modèles conceptuels autour des modèles d'analyse techno-économique [43].

2.7.2.1.1.1 Revue des hypothèses communément utilisées en ATÉ et analyse critique

Les instruments politiques sont des véhicules à travers lesquels les gouvernements soutiennent les investissements des entreprises, encouragent la recherche et le développement et stimulent l'innovation et l'amélioration de la productivité. En raison de la nature incertaine des subventions gouvernementales, les études technico-économiques classiques ne tiennent pas systématiquement compte de celles-ci. C'est pourquoi les analystes utilisent des hypothèses communes telles que : 1) Aucune subvention n'a été considérée ; 2) Aucun crédit d'impôt n'a été considéré ; et 3) aucun crédit sur la réduction des émissions de GES n'a été considéré. Cependant, il y a de bonnes

occasions favorables et opportunités économiques qui sont rattachées aux instruments et subventions du gouvernement. En fait, de nombreuses technologies de bioraffinerie sont encore en cours d'élaboration. Ainsi, pour que ces technologies atteignent vite l'échelle commerciale avec des coûts de production compétitifs, il est nécessaire de considérer les instruments du gouvernement.

Par conséquent, compte tenu des considérations énoncée et soutenue ci-haut, cette thèse fournit un cadre d'analyse systématique permettant une analyse des politiques au niveau des entreprises microéconomiques et locales. Le cadre peut guider et soutenir les entreprises à évaluer l'impact potentiel de toutes sortes de politiques gouvernementales données, pouvant impacter leur environnement d'affaires. Le cadre leur permettrait de répondre aux questions telles que : 1) comment une mesure incitative gouvernementale donnée, comme un crédit d'impôt pour production sur les biocarburants, aura-t-elle une incidence sur une petite entreprise locale en Ontario ? 2) Comment un système de crédit carbone aura-t-il un impact sur une usine de papier et de papier située au Québec ? 3) Dans quelle mesure une incitation gouvernementale à la production d'énergie propre peut-elle influencer la prise de décision stratégique d'un entrepreneur local ?

2.8 Les enjeux énergétiques et la politique énergétique du Canada

Le gouvernement fédéral s'est donné pour objectif de mettre en place un plan d'actions concrètes pour combattre le changement climatique, et ce, en accord avec les nouveaux engagements signés lors de la COP21 à Paris [55]. Selon cet accord, le Canada s'engage à réduire de 30 % ses émissions de GES d'ici 2030, et ce, par rapport au niveau des émissions de 2005.

Afin de mener à bien ses objectifs de réduction, le gouvernement s'est engagé à coordonner ses initiatives et actions avec les provinces. D'ailleurs à cet effet, le fédéral a récemment fait la promesse de mettre en place une nouvelle taxe carbone à travers tout le territoire national. Cette action a pour but d'inciter certaines provinces canadiennes qui n'ont pas encore mis en place leur plan de réduction et leur propre taxe carbone à s'harmoniser avec les autres provinces[61]. Toutefois, il est important de préciser que certaines provinces canadiennes (telles les provinces du Québec, de l'Ontario, et celle de la Colombie-Britannique) sont plus avancées dans leurs initiatives de réduction des GES que ne l'est le gouvernement fédéral. Celles-ci ont mis en place

leur taxe carbone bien avant la taxe d'harmonisation promise par le fédéral. De plus, elles ont des cibles de réduction de GES beaucoup plus ambitieuses que celle du gouvernement fédéral.

Le département d'environnement et changement climatique Canada (ECCC) produit chaque année un rapport d'inventaire canadien des émissions de gaz à effet de serre (GES), et ce, en conformité avec la convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques (CCNUCC). Ledit rapport a l'obligation de rapporter les estimations des émissions annuelles des GES, à partir de 1990. Le rapport d'inventaire national de 2014 publié en 2016 montre que le secteur le plus émetteur des GES est le secteur de transport avec 23 % de contribution aux émissions nationales. Tandis que la présentation selon différents secteurs, tel que recommandé par le groupe d'experts du GIEC (Groupe d'experts intergouvernementaux sur l'évolution du climat), montre que le secteur énergétique dans son ensemble (énergie & transport, énergie & combustion de sources fixes, énergie et sources fugitives) contribue à plus de 81 % des émissions totales nationales annuelles (voir les Figures 2.4 et 2.5) [90].

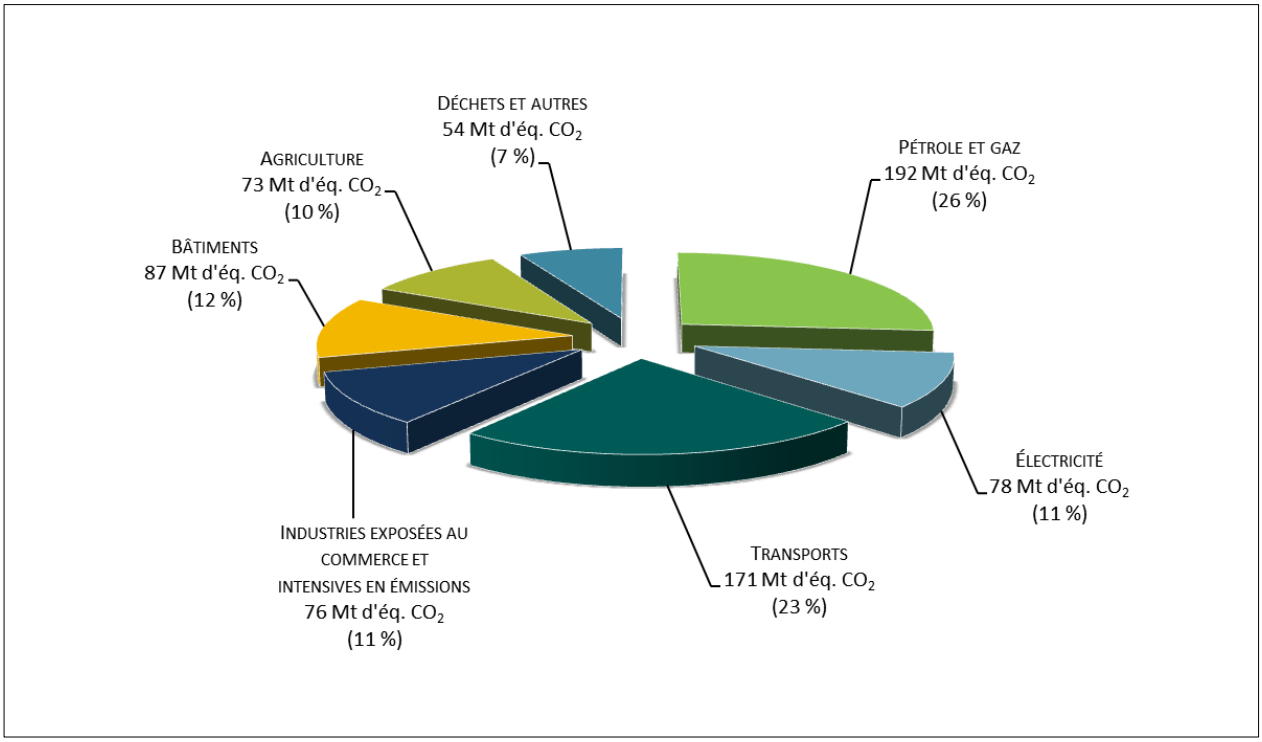


Figure 2.4 : Répartition des émissions canadiennes de 2014 par secteur d'activités (source [90]).

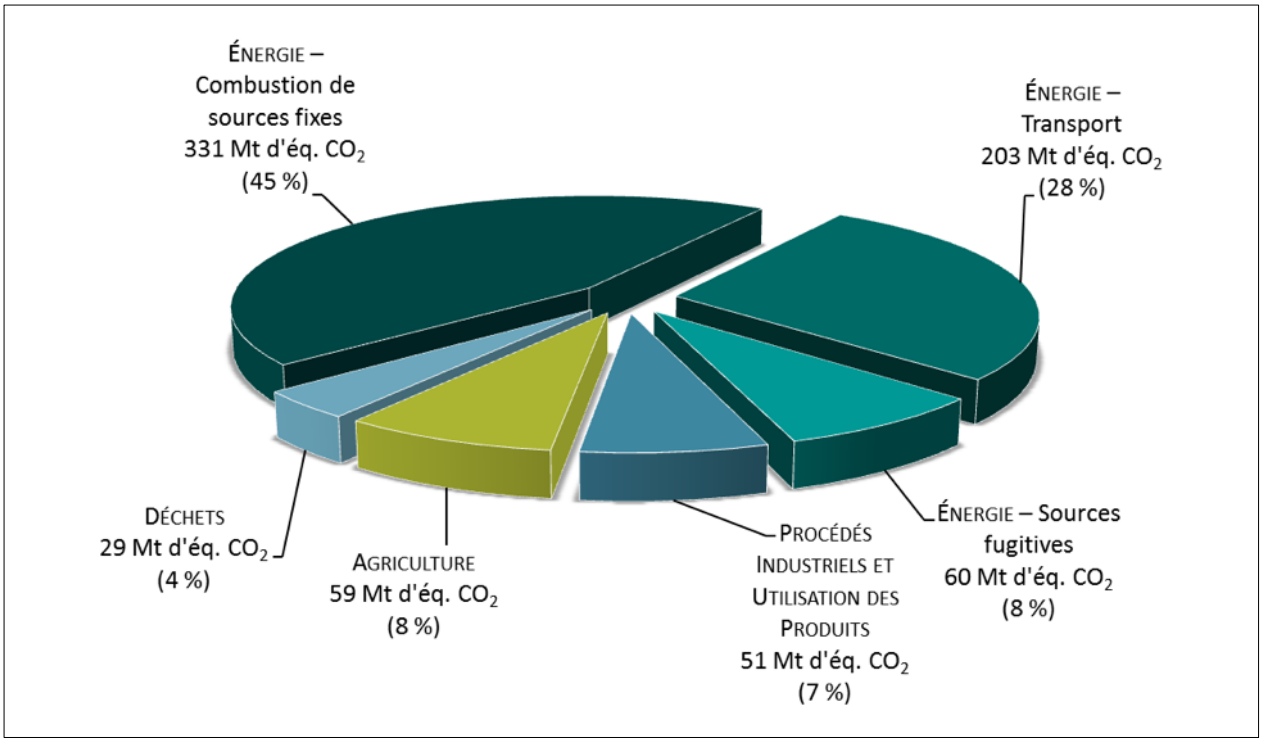


Figure 2.5 : Répartition des émissions canadiennes de 2014 par secteurs énergétiques (source [90]).

Le gouvernement du Canada et les provinces canadiennes sont conscients que la réduction significative des émissions nationales passera obligatoirement par une refonte du système de production et de consommation énergétique en général (combustibles, carburants et biocarburants), et une refonte complète des réseaux électriques en particulier (centrales électriques). C'est d'ailleurs pour cette raison que certaines provinces comme les provinces du Québec et d'Ontario ont pris des mesures drastiques depuis 2005 afin de réduire graduellement l'usage du charbon fossile dans les centrales électriques. Le Québec par exemple n'utilise ces centrales thermiques à gaz au diésel que pour des services d'appoint[91]. L'Ontario par contre a réduit au fil des années sa dépendance aux charbons fossiles. D'ailleurs, la province a fermé sa dernière centrale électrique à base de charbon en avril 2014[92]. Les efforts conjoints entre les provinces et le gouvernement fédéral dans le secteur de la production de l'électricité ont permis en 2013 d'atteindre une nette réduction d'environ 30 % GES entre 2005 et 2013 (voir Figure 2. 6)[90]. Les 30 % de réduction de GES dans le secteur de l'électricité ont permis une réduction d'environ 3 % des émissions nationales de GES par rapport au niveau d'émissions annuelles de

2005. Ceci est justifié par le fait que l'électricité à elle seule contribue à hauteur de 11 % des émissions nationales du Canada (voir Figure 2.4)[93].

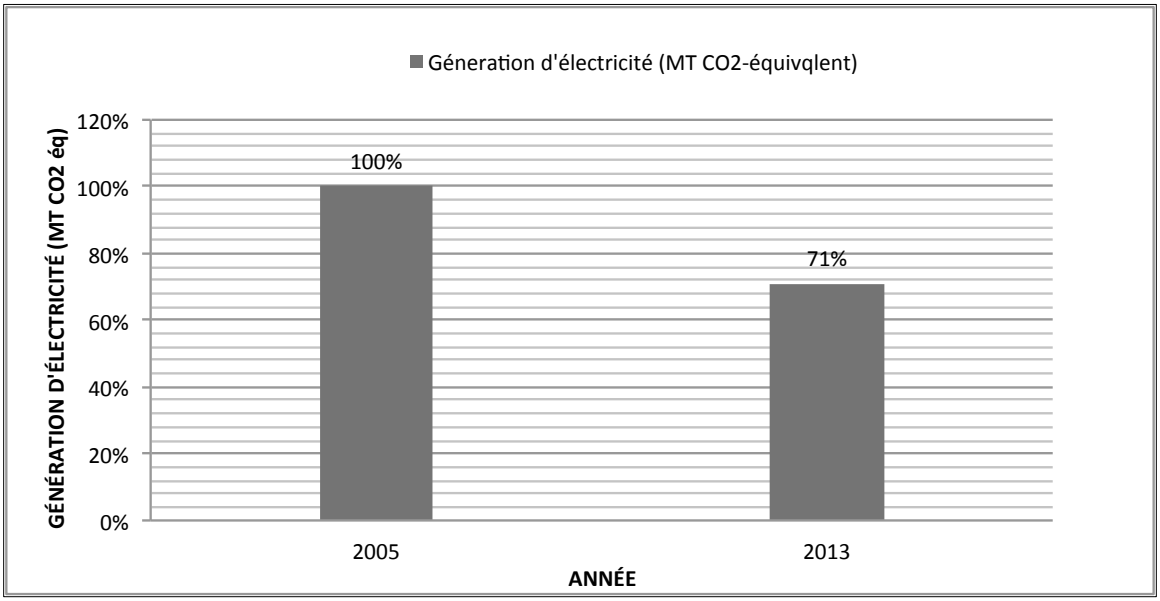


Figure 2.6 : Illustration de la réduction des émissions de GES dans le secteur de production d'électricité entre 2005 (121 MtCO2éq) et 2013 (85 MtCO2éq) (source [94])

Depuis 2005, certaines provinces canadiennes, comme la province de Québec et l'Ontario, ont pris des mesures énergiques pour améliorer leurs profils énergétiques, tandis que d'autres provinces n'ont pas suivi les mêmes types de mesures. Bien au contraire, ces dernières se sont résignées avec des mesures moins contraignantes. Cependant, chaque province veut faire mieux d'ici 2030. Le Québec, l'Ontario et l'Alberta ont récemment publié leur plan énergétique d'ici 2030[95-98].

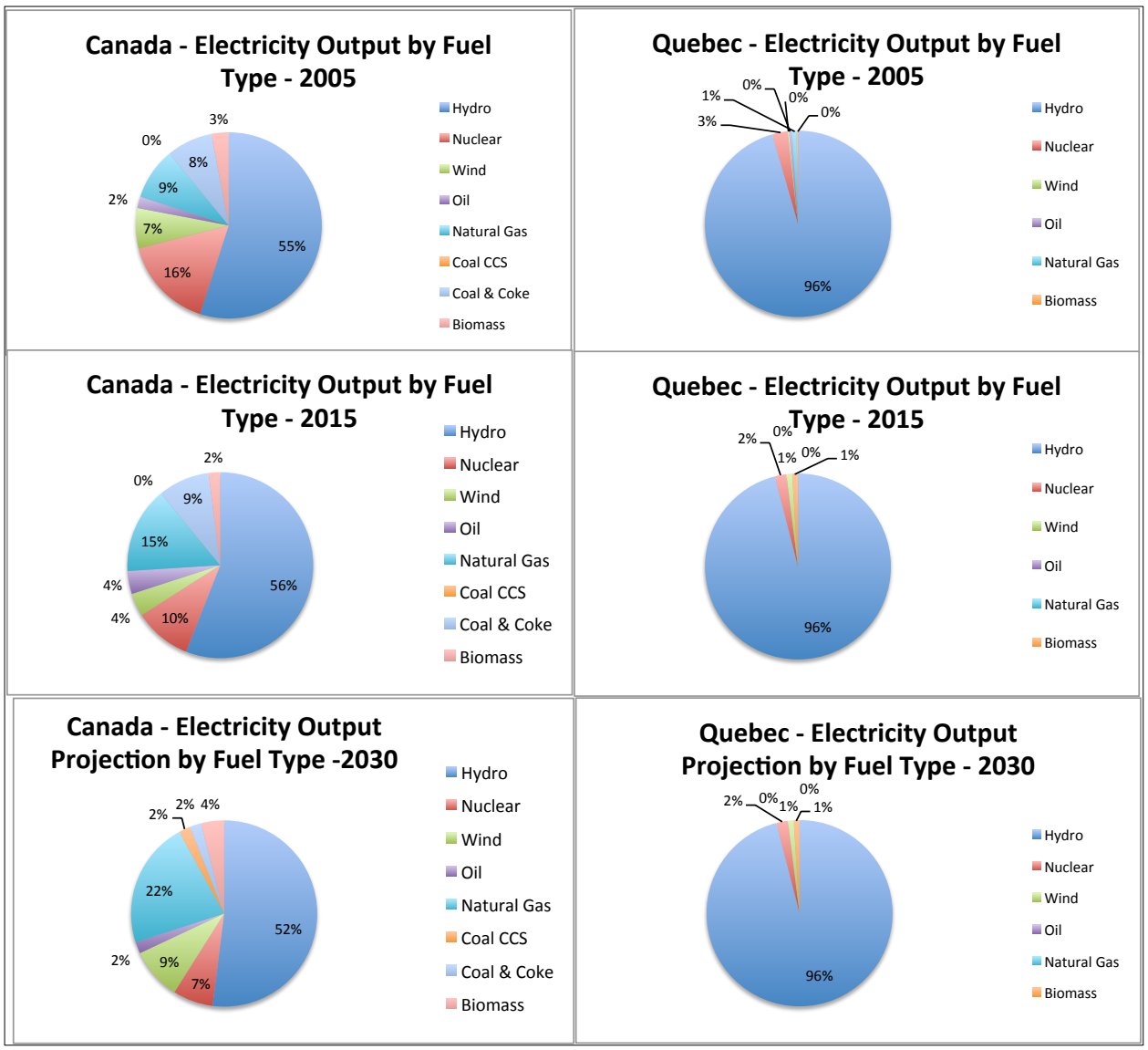


Figure 2.7 : Pourcentage de contribution par type de combustibles dans les réseaux régionaux d'approvisionnement en électricité (sources [95-98])

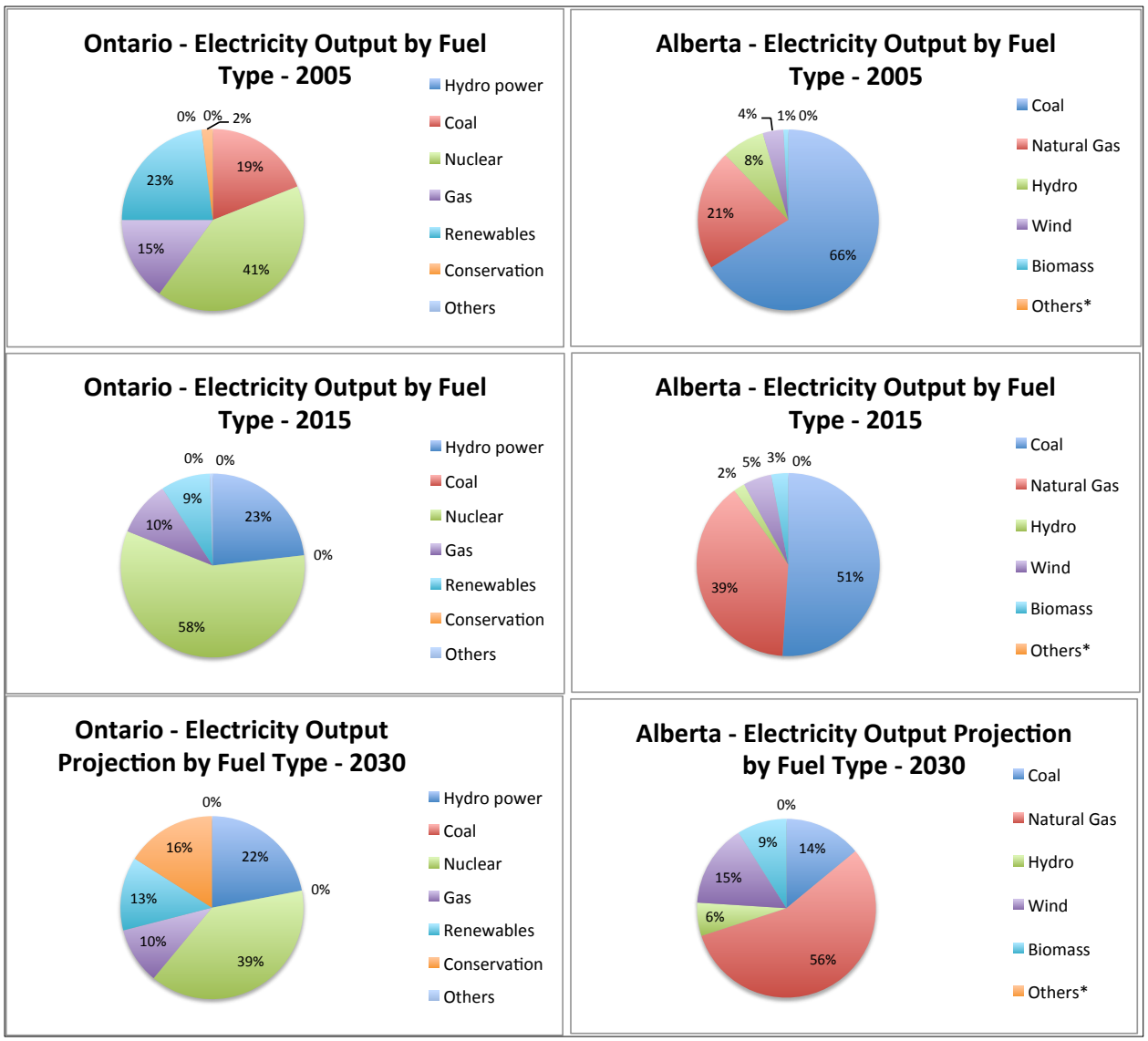


Figure 2.8 : Pourcentage de contribution par type de combustibles dans les réseaux régionaux d'approvisionnement en électricité (sources [95-98])

Les figures ci-dessus (Figure 2.7 et Figure 2.8) présentent le fruit des efforts réalisés par certaines provinces dans leur objectif de vouloir améliorer le profil du mix énergétique régional. Le Québec, par exemple, avec ses 96 % d'électricité issue des centrales hydrauliques depuis 2005, n'a pas fait de changement significatif au niveau des ces proportions du mix énergétique, et la province ne compte pas modifier ces proportions d'ici 2030 [8]. La raison d'une telle conservation des proportions est due en partie par le fait que la province a toujours besoin des centrales thermiques afin de desservir les réseaux autonomes et les régions isolées comme les Îles-de-la-Madeleine[91].

La province de l'Alberta a considérablement réduit sa dépendance au charbon entre 2005 et 2015 en réduisant sa part de 66 % à 51 %. Cela dit, la province vise à mettre un terme à l'utilisation du charbon dans ces installations d'ici 2030, tout en remplaçant les centrales électriques alimentées aux charbons par des centrales alimentées aux gaz beaucoup moins polluantes[98-100].

La province d'Ontario quant à elle, compte améliorer d'ici 2030 la distribution de son portefeuille d'énergie mix, en réduisant sa dépendance par rapport aux centrales nucléaires, tout en augmentant le quota des énergies renouvelables [97]. En ce qui concerne le mix énergétique national du Canada, il est le reflet des efforts et améliorations réalisés conjointement par toutes les provinces canadiennes. Le plan énergétique national pour 2030, émis récemment, est assez ambitieux, mais il n'apportera pas un grand changement au niveau des proportions ou apports de chaque type de sources d'énergie[94].

2.8.1 Revue et analyse critique de travaux antérieurs portant sur les enjeux énergétiques

Compte tenu de nombreuses initiatives conjointes menées entre le gouvernement fédéral et les gouvernements provinciaux, les experts de l'industrie croient que la tendance à la réduction des émissions se poursuivra au cours de la prochaine décennie et ils estiment que les émissions de GES dans le secteur de l'électricité baisseront de 41 % entre 2005 et 2020 [101]. Plusieurs provinces ont adopté des mesures qui contribueront de manière substantielle à la réduction des émissions de GES dans le secteur de l'électricité. Ces mesures convergent vers le même principe, qui consiste à réduire graduellement la production d'électricité à partir du charbon. Cette convergence a amené le gouvernement canadien à introduire un règlement qui est entré en vigueur en 2015[63]. En fait, ledit règlement est inscrit sous le CEPA Act (Canadian Environmental Protection Act), dont l'appellation française est LCPE (Loi canadienne sur la Protection de l'Environnement). Décrétée en 1999, la loi a été modifiée en 2012, ensuite elle n'est devenue en vigueur qu'en 2015. La réglementation vise à réduire les émissions des centrales thermiques au charbon. Ces réglementations appliquent une norme de performance technologique rigoureuse aux nouvelles unités de production à charbon et aux centrales électriques à charbon existantes qui ont atteint la fin de leur cycle de vie opérationnel. À plus long terme, ces règlements faciliteront une transition permanente vers des productions non émettrices ou des productions à faible émission, telle que les énergies renouvelables ou les centrales électriques en

gaz naturel, mais à très haut rendement grâce à de récentes percées technologiques. Avec cette réglementation en place, le Canada est le premier pays à interdire la construction de nouvelles centrales électriques à base de charbon pour la production d'électricité. Le but principal du Canada est d'éliminer progressivement toutes les centrales au charbon d'ici 2030. L'objectif du gouvernement est de créer l'électricité canadienne à 90 pour cent provenant des sources non émettrices d'ici 2030 [102]. Le Canada possède déjà l'un des systèmes d'électricité les plus propres au monde, avec près des trois quarts (75 %) de son approvisionnement en électricité provenant d'installations non émettrices utilisant des ressources renouvelables[103]. Grâce à ces règlements, le Canada renforce encore sa position mondiale en tant que leader mondial de la production d'électricité propre.

La croissance économique et démographique devrait conduire à une augmentation de la demande d'énergie, ainsi qu'à une augmentation prévue de la production d'électricité jusqu'en 2020. Le Canada devra faire face à la demande avec ses diverses sources d'énergie disponibles, en mettant l'accent sur les sources d'énergie hydroélectrique, nucléaire et renouvelable comme le vent, dans le but de réduire constamment l'utilisation du charbon [9]. La production hydroélectrique devrait augmenter dans la plupart des provinces canadiennes. Au niveau national, les émissions de la production d'électricité au charbon devraient baisser de 46 Mt de 2005 à 2020 [101].

La plupart des GES émis au Canada résultent de la combustion de combustibles fossiles parce que ces carburants fournissent la grande majorité de l'énergie utilisée pour chauffer les maisons et les entreprises, transporter des biens et des personnes et alimenter les équipements et les opérations industriels. Comme indiqué ci-dessus (Figure 2.6), les émissions provenant de la combustion de combustibles fossiles dans le secteur de l'énergie ont représenté 81 % des émissions de GES canadiennes en 2013. Compte tenu de la prévalence des combustibles fossiles dans le mélange énergétique canadien et mondial, la consommation d'énergie et les émissions de GES sont directement liées. Dans le contexte des initiatives fédérales et provinciales visant à réduire la production d'électricité au charbon et la combustion d'autres combustibles fossiles, le secteur de l'énergie réduira continuellement son empreinte au cours des prochaines décennies [94]. Cela permettra de stimuler et de promouvoir une économie durable à faible intensité de carbone tout en créant des millions d'emplois d'ici 2050 [104, 105]. Par conséquent, tous les secteurs de l'industrie, y compris le secteur forestier (pâtes et papier ainsi que les bioraffineries forestières) bénéficieront de l'utilisation de sources d'énergie et d'électricité plus propres. Étant

donné que les émissions de GES du secteur de l'énergie devraient diminuer au cours des prochaines décennies grâce à la politique fédérale qui vise à fermer toutes les centrales électriques à base de charbon, il est attendu par hypothèse que les émissions de GES des projets à forte intensité énergétique (qui consomme beaucoup d'énergie), comme les projets de bioraffinerie, vont également baisser dans les prochaines décennies en raison de la corrélation qui existe entre la consommation énergétique et les émissions de GES.

La corrélation et l'impact de la consommation d'énergie sur la performance économique des entreprises à haute intensité énergétique ont fait l'objet de diverses études [106-108], y compris l'étude par Ashok et al. [109] qui ont mis en œuvre un programme de suivi et de monitorage pour collecter en ligne les informations relatives à la consommation d'électricité d'une compagnie à forte intensité énergétique en période de pointe et en période creuse. L'inversion des habitudes de consommation entre la période de pointe et la période creuse a eu un impact économique considérable. Les auteurs ont conclu qu'une planification intelligente peut fournir des avantages considérables au niveau des coûts d'opération des entreprises.

Toujours dans ma même veine, la contribution de la consommation d'électricité aux impacts environnementaux des entreprises a également fait l'objet de plusieurs études [106-108] incluant Cornejo et al.[36] qui ont démontré à travers une étude de cas la variation des profils d'émissions de GES d'une usine de pâtes et papier sous différents scénarios A et B d'approvisionnement d'électricité, en usant de l'approche ACV.

L'étude a montré que le profil des émissions GES l'usine, sous le scénario A pour lequel le mix énergétique était un mélange d'électricité produite à partir des combustibles majoritairement fossiles, était moins attrayante que celui sous le scénario B pour lequel la principale source de production d'électricité est basée sur l'hydro-électricité.

Par conséquent, et en tenant compte des considérations énoncées ci-haut, relatives à la politique de fermeture des centrales à charbon, et compte tenu de la cible 2030, cette thèse fournit un cadre d'analyse systématique permettant inclure l'analyse de l'impact de ses nouvelles mesures du gouvernement sur les enjeux opérationnels et la vision stratégique d'implantation de bioraffinerie d'ici 2030. Le cadre développé vise à convertir les projections de type macro telles que la réduction de 86MtCO2éq d'ici 2030[110] en projection de type micro de réduction de GES pour une usine qui souhaite implanter une bioraffinerie en Ontario, au Québec, en Alberta, ou quelque

part ailleurs dans le territoire canadien. Si le gouvernement peut parvenir à atteindre ces cibles de réduction (86 MtCO2éq), la question est : que cela représenterait-il pour une usine de pâtes et papiers en matière de réduction locale de GES sur le site d'implantation ? — Le travail de cette thèse vise à démontrer dans quelle mesure ces initiatives gouvernementales (visant à éliminer les centrales au charbon tout en augmentant la part de l'électricité produite à partir des sources d'énergie renouvelables), modifieront les profils d'émissions de GES des stratégies de bioraffinerie peu importe le lieu ou elles sont/seront implantées.

2.9 La prise de décision stratégique et analyse critique

La prise de décision dans les industries et les organisations a longtemps été dominée par des objectifs uniquement économiques. Cette approche simplifiait le problème en un problème uniobjectif, au point que les outils d'optimisations étaient en quelque sorte les outils de prise de décision les plus prônés. Dans cette approche, la fonction objective n'est autre que la fonction qui maximise la rentabilité tandis que les autres aspects pouvant influencer la décision par exemple les aspects environnementaux sont traduits en contraintes [111]. C'est d'ailleurs cette vision mono-objective qui a guidé pendant les décennies l'industrie forestière. Elle était uniquement centrée sur la rentabilité. Du coup, la crise qui a frappé ce secteur s'est traduite par l'optimisation des procédés, l'application des politiques draconiennes de réduction des coûts, et pour couronner le tout, les industries ont eu recours à des acquisitions et des fusions stratégiques [3].

Aujourd'hui, avec l'importance grandissante des considérations environnementales, des enjeux climatiques, politiques et sociaux, ainsi que l'émergence de nouvelles technologies, la prise de décision ne peut plus être guidée par l'unique objectif de rentabilité. Il est alors indispensable de considérer tous les aspects du problème dans le processus de la prise de décision. Dans ce cas, les nouvelles stratégies se doivent d'être multiobjectives dans le secteur forestier [21]. Or, dans les circonstances actuelles de multiobjectivité du problème, ni l'optimisation ni le gros bon sens humain ne peuvent être considérés comme des outils de prise de décisions efficaces[112]. D'où la nécessité de faire appel aux outils de prise de décision. Cela dit, l'importance des outils de prise de décision est caractérisée par l'observation d'un certain groupe de critères nécessaires à une prise de décision stratégique : il s'agit des critères du marché, critères économiques et environnementaux et critères sociaux. Cependant, l'interprétation de ces critères n'est pas évidente parce que certains d'entre eux peuvent être en conflit lorsque pris en considération ou

analysés simultanément[113]. Il n'est pas facile de trancher en considérant tous ces critères. C'est d'ailleurs à cet effet que la définition de Keeney prend tout son sens, car selon lui, la décision multicritère ou encore l'analyse multicritère décisionnelle (AMCD) est une formalisation de bon sens pour des problèmes de décision qui sont trop complexes pour une utilisation informelle du gros bon sens [114]. En d'autres termes, l'AMCD n'est autre qu'un outil mathématique qui permet de trier et classer l'information de manière à la rendre compréhensive et facilement interprétable par un groupe de personnes impliqué dans la prise de décision stratégique. De cette façon, la décision qui est prise est réellement le reflet des points de vue exprimés vis-à-vis du contexte et du problème considéré au sein d'une société ou d'une organisation[115].

2.9.1 Revue des méthodes

L'AMCD a été un domaine dynamique au cours de ces dernières décennies. La prise de conscience de son importance a encouragé sa mise en pratique de plus en plus fréquente dans les organisations [116]. Cependant, en théorie, plusieurs méthodes ont été proposées et développées depuis les années soixante pour soutenir les décisions dans des problèmes à multiples objectifs[116]. Dans les années 1980 par exemple, plus de soixante-huit méthodes avaient été répertoriées[117].

Deux principaux courants théoriques peuvent être distingués. Le premier courant de pensée base la prise de décision multiobjective sur des modèles qui supposent des ensembles de solutions continues (et ne sont donc basées que sur les fonctions mathématiques continues). Ceci relève purement du domaine des théoriciens. L'élégance des mathématiques continues permet facilement de faire de nombreuses modifications d'un modèle de base en l'adaptant ou le mettant simplement à jour. Malheureusement, la programmation mathématique ne résout pas la majorité des problèmes multicritères dans les situations plus pratiques. Cela constitue une réelle limite pour les praticiens[118]. Le second courant de pensée quant à lui se concentre sur les problèmes discrets avec un nombre fini d'options. Ce courant théorique utilise essentiellement des approches de mathématiques discrètes. Cette approche est appelée Analyse mathématique à Multiple Attributs (MADA : Multi- Attribute Decision Analysis)[22].

Le courant théorique utilisant la programmation mathématique ne sera pas abordé dans ce document, car les fonctions continues ne seront pas traitées dans cette étude. La branche a exploré, est celle des mathématiques discrètes. Selon Chen et Hwang (1991), les méthodes

MADA peuvent être présentées selon le type d'informations à traiter, ainsi le choix d'une méthode à appliquer dans la résolution du problème est facilité sur la base des données ou informations disponibles. Les auteurs tentent au travers de cette illustration de répondre à la question que bon nombre de praticiens se posent, à savoir quelle méthode choisir. [119] La branche des méthodes MADA est encore très étendue que dans la représentation proposée par Sappälä. L'approche de dominance Maximin et maxima utilise les bornes extrêmes de performance fixée d'avance, ce qui n'est pas le cas dans le contexte actuel d'évaluation. La branche ordinale ne sera pas explorée dans ce document, car certains critères sont qualitatifs et d'autres sont quantitatifs, ainsi, l'élimination par aspect et par subjectivité serait inappropriée comme méthode.

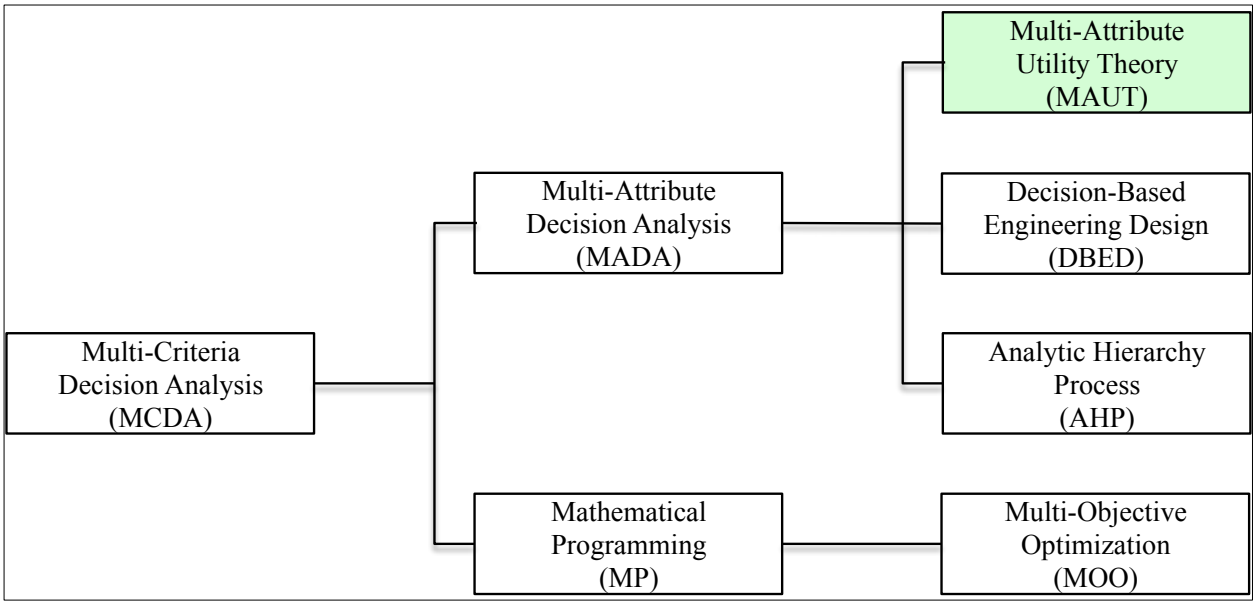


Figure 2.9 : Illustration des deux branches de la méthode multicritère (extraite de [37])

2.9.1.1 Méthode du processus hiérarchique (AHP)

La méthode du processus hiérarchique et analytique (AHP) est une méthode qui a été développée dans les années quatre-vingt (1980) par Saaty [120, 121]. Comme l'indique son nom, cette méthode consiste à la construction des hiérarchies décisionnelles. C'est-à-dire, elle utilise le principe de comparaison des paires d'options/alternatives. Ces comparaisons permettent de classer de manière hiérarchique les critères et les alternatives selon les préférences de chaque décideur. Contrairement aux méthodes, cette méthode ne permet pas aux décideurs de pondérer directement le critère. En effet, à partir des matrices construites lors de la comparaison par paires

d'alternatives, l'analyste calcule les vecteurs propres et les valeurs propres des différentes matrices de comparaison. Ces valeurs propres ainsi calculées ne sont en d'autres termes que les poids affectés à chaque critère. Ainsi, la meilleure alternative est celle qui maximise le score global.

$$A^*_{AHP-Score} = max_i \sum_{j=1}^{n} a_{ij}\, W_j\, , for\ i = 1, 2, \dots m$$

Équation 2.1 : Calcul du score global selon la méthode AHP

Il faut cependant noter que cette méthode est au cœur de la controverse dans la communauté scientifique. En effet, AHP a été critiqué en particulier pour ses fondements axiomatiques et le phénomène d'inversion des rangs matriciels. Cela dit, ces axiomes ne peuvent donc pas refléter les véritables préférences du décideur, car les poids sont les valeurs propres, valeurs calculées par l'analyste qui dans une certaine mesure n'égalerait pas la pondération directe qu'aurait faite le décideur[122].

2.9.1.2 Méthode mathématique à multiples attributs (MAUT)

MAUT, de l'anglais « Multi-attribute Utility Theory » est une méthode d'analyse mathématique à multiples attributs développée et popularisée vers la fin des années soixante-dix (1970) par Keeney [114]. Elle est une théorie qui sert à décrire les préférences d'un décideur et permet de prendre en compte les positions de chaque décideur par rapport à différents critères. Dans cette méthode, la fonction utilité est une mesure de préférence de décideur. Toutefois, ces préférences, converties en utilité, présentent des incertitudes, car le décideur ne sait pas exactement les conséquences d'une décision qui sera prise [113].

Bien qu'il y ait des incertitudes sur les préférences, MAUT est malgré cela la méthode la mieux adaptée, car elle permet de prendre en compte les incertitudes. Cette méthode présente deux caractéristiques principales à savoir la préférence et l'importance. La préférence du décideur est un ensemble des valeurs qui caractérise le niveau d'attributs $u_i\ (x_i)$ du critère (i) pour toutes les alternatives considérées x_i. C'est en quelque sorte une comparaison des résultats au sein d'un même critère. Il est alors important de définir des fonctions de régressions encore appelées fonctions d'utilité qui permettent de calculer les valeurs pour chaque critère. Alors que l'importance quant à elle, est le degré de considération accordé à un attribut après comparaison

avec les autres. En d'autres termes, l'importance (justifiée) qu'un décideur accorde à un critère vis-à-vis d'un autre, est en réalité le poids *(k_i)* d'un attribut pour le critère *(i)*.

L'écriture mathématique ci-dessous permet de mieux illustrer ladite fonction de régression.

$$u_i(x_i) = \begin{cases} 0 \; if \; x \leq x^{inf} \; (1) \\ mx_i + b \; if \; x^{inf} \leq \\ 1 \; if \; x_i \leq x^{sup} \; (3) \\ \text{où}, m \; et \; b \; sont \; des \; paramètres \; obtenus \; par \; régression \; linéaire \end{cases} \quad x_i \leq x^{sup} (2)$$

Équation 2.2 : Fonction composée de la méthode MAUT

La fonction définie ci-dessus est une fonction composée et discrète ayant une borne inférieure notée x^{inf} et une borne supérieure notée x^{sup}. En terme pratique, cette fonction signifie que si l'alternative à l'étude obtient une évaluation inférieure à la plus basse évolution fixée consensuellement par les décideurs (borne inférieure) alors son utilité sera nulle (voir équation discrète Éq. (1)) et si elle est supérieure à la plus haute évaluation fixée par les décideurs alors son utilité sera égale à 1 (voir équation discrète Éq. (3)). Par contre, dans le cas où l'évaluation de l'utilité par les décideurs donnerait une valeur comprise entre les deux bornes fixées, alors la fonction d'utilité sera calculée linéairement selon la fonction affine telle qu'illustrée dans la deuxième équation de la fonction composée (voir équation discrète Éq. (2)).

La fonction d'utilité globale est la sommation pondérée des utilités locales (voir l'équation ci-dessous).

$$U(x) = \sum_{i=1}^{n} k_i \times u_i(x_i) (4)$$

$$\sum_{i=1}^{n} k_i = 1 \; et \; 0 \leq k_i \leq 1 \; (5)$$

Équation 2.3 : Fonction de calcul de l'utilité globale (ou score global)

Au lieu de la sommation pondérée, une autre variante de la méthodologie utilise le produit pondéré [114].

$$K \times u(x) + 1 = \prod_{i=1}^{n} [\![K \times k_i \times u_i(x_i) + 1]\!] \; avec \; K, une \; constante \; (6)$$

$$1 + K = \prod_{i=1}^{n} [1 + K * k_i] \; avec \; 0 \leq k_i \leq 1 \; et \; \sum_{i=1}^{n} k_i = 1 \; (7)$$

Équation 2.4 : Somme pondérée, variante de la méthode MAUT[114].

Dans cette formule K est une constante d'échelle, et sa valeur est calculée selon la formule ci-dessus. Le processus d'application de la méthode se fait étape par étape comme présentée par le schéma ci-dessous.

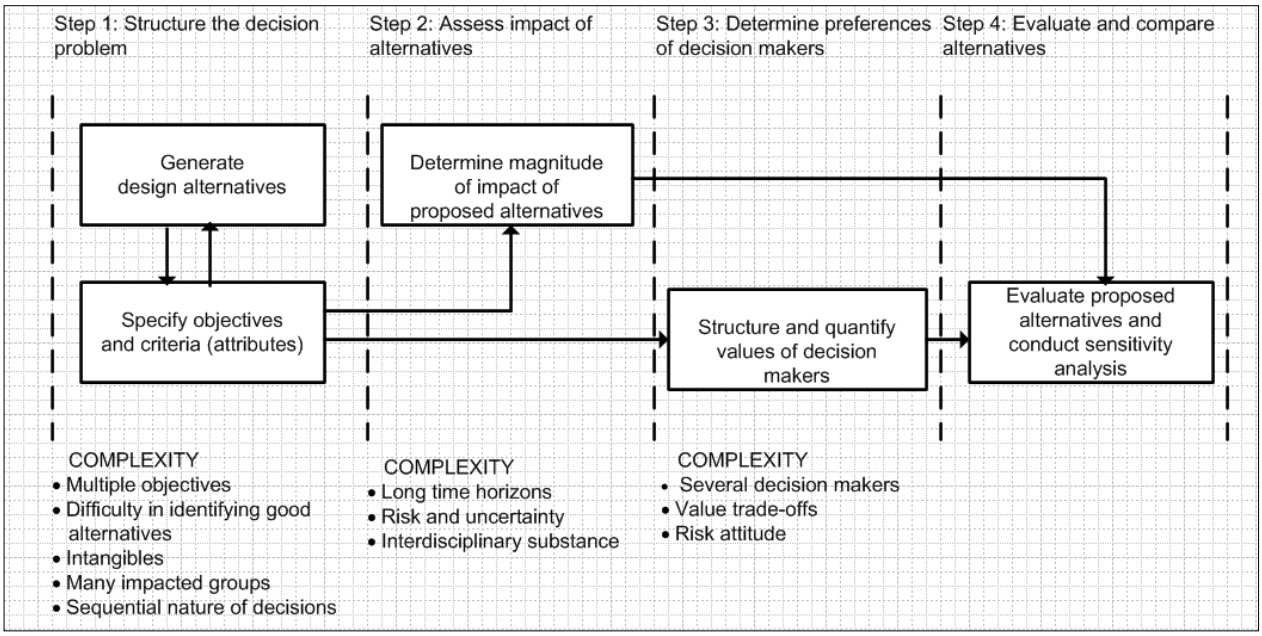


Figure 2.10 : Représentation des étapes de la méthode MAUT (adaptée de L. Keeney [114])

Comme cela avait été mentionné plus haut cette méthode prend en compte les incertitudes dans l'analyse des résultats. En effet, l'étape de 3 de la figure ci-dessus présente un niveau de complexité associé au compromis entre les décideurs et l'attitude par rapport au risque. Dépendamment des appréhensions au risque de chaque décideur au sein d'un panel l'incertitude est considérée dans la fonction d'utilité qui permet de quantifier ce comportement. Certains décideurs, conformément à leur nature, peuvent être susceptibles au risque, d'autres par contre, peuvent avoir une aversion au risque tandis que d'autres peuvent simplement manifester un comportement neutre par rapport au risque.

Cette méthode est très populaire en Amérique du Nord[113]. La littérature présente quelques exemples de cas ou la méthode a été appliquée. La section suivant en parle justement.

Sappälä par exemple a utilisé MAUT pour comparer différentes méthodes d'évaluation d'impact de cycle de vie, et ainsi établir une famille cohérente de critères environnementaux [22]. D'autre part, Janssen (2007) se servait de la méthode MAUT pour développer une conception en rétro-installation dans une usine de pâtes et papiers[123], et Cohen et al, pour la sélection des technologies émergentes pour le bioraffinage forestier[124].

2.9.2 Revue et analyse critique des travaux scientifiques antérieurs portant sur l'application des outils de prise de décision stratégique dans le secteur forestier

En raison des préoccupations environnementales et sociales actuelles, de l'émergence de nouvelles technologies et d'un changement sans précédent des valeurs des consommateurs, les décisions stratégiques ne peuvent être guidées qu'en considérant la perspective économique. De telles décisions doivent également prendre en compte les aspects environnementaux et sociaux. Les approches de prise de décision multicritère (AMCD) telle que la théorie de l'utilité multiattributs (MAUT)) [114] et le Processus hiérarchique analytique (AHP) [120, 121] sont une méthode d'analyse de décision multicritère bien établie qui peut fournir aux décideurs des moyens de prendre en compte l'aspect multidimensionnel dans des projets où, certains objectifs peuvent sembler contradictoires.

Ces approches permettent de trier et de classer l'information afin de les rendre compréhensibles et interprétables par les parties prenantes impliquées dans le processus décisionnel. La décision finale devient un reflet des valeurs et des préférences des décideurs vis-à-vis du contexte et des objectifs spécifiques considérés [21].

Or, et au Canada en particulier, d'après l'étude réalisée par Chambost et al., environ 47 % des projets sont évalués et sélectionnés par les décideurs en utilisant le processus habituel axé sur les dépenses et les marges de profit, tandis qu'une autre partie des sondées a reconnu qu'elle appliquer une approche plutôt ad hoc sans encadrement systématique, et sans lignes directrices particulières [125]. En effet, un sondage réalisé à l'échelle canadienne par Chambost et al., a montré que le secteur forestier canadien a des difficultés à reconnaître le AMCD comme un outil

pratique pour soutenir la prise de décision stratégique. Cependant, les gestionnaires de foresterie dans d'autres parties du monde (Finlande, Suède, etc.) ont souvent eu recours AMCD dans leur processus de prise de décision. D'ailleurs, Diaz-Balteiro & Romero [126, 127] ont montré que l'AMCD a été largement appliquée dans le secteur forestier, et ce, dans différents pays tels que la Finlande, la Suède, etc. Dans une revue bien détaillée, dont l'extrait est présenté dans la figure ci-dessous, Diaz-Baltero & Romero, ont passé en revue et ont fait le décompte de trois cents études réalisées à travers le monde dans le domaine de la forestière. Un extrait de cette étude montre comment neuf différentes approches ont été appliquées dans neuf différentes filières forestières.

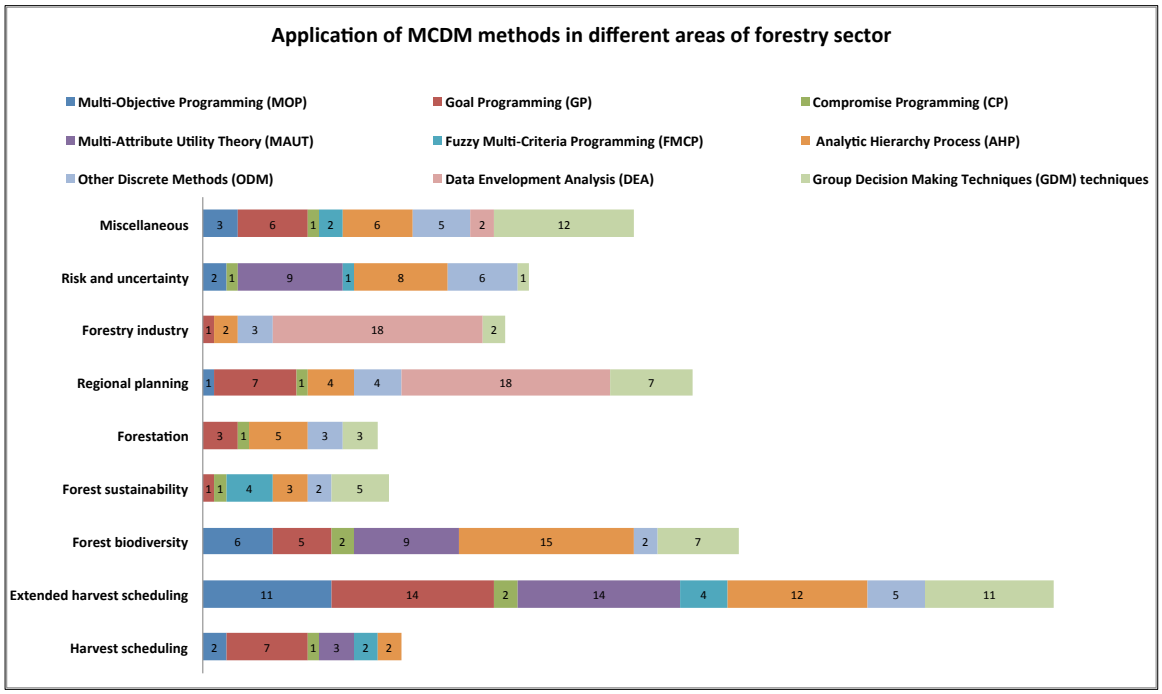


Figure 2.11 : Compilation de 300 études de cas ayant appliqué les outils de prise de décision dans le secteur forestier (basée sur les données collectées par Diaz-Balteino & Romero[126]))

Le fait est que si le AMCD a été largement appliqué dans le secteur forestier et, bien que cela ait été fait dans une autre partie du monde, l'analyse montre que le AMCD est un outil de prise de décision important et connu. Bien que le AMCD se trouve à la limite de deux disciplines, des sciences sociales et des sciences mathématiques, et que son application nécessite beaucoup de temps et d'engagement social en termes de communication. Il est néanmoins vrai que le AMCD est un outil efficace qui peut aider largement les décideurs du secteur à prendre des décisions équilibrées.

Selon le contexte et le domaine de gestion forestière, une approche AMCD peut sembler plus appropriée qu'une autre approche. Par exemple, l'Analyse de Développement de Données (ADD) est la méthode la plus utilisée dans le domaine de l'industrie forestière, tandis que le processus hiérarchique analytique (AHP) a été plus utilisé pour évaluer des options de contrôle et de suivie de la biodiversité forestière.

Kangas et al.[128] ont résumé les expériences acquises par le Service finlandais des forêts et des parcs dans l'application du AMCD pour produire des plans de ressources naturelles à grande échelle. Steiguer et al. [129] ont également examiné l'utilisation du AMCD dans la foresterie et ils ont montré que le AMCD est aussi utilisé dans différentes filières du secteur forestier. Cependant, la grande majorité de ces études de cas ont été menées au sein du milieu universitaire. Il y a toujours un manque d'échange et de transfert de connaissances sur ce sujet entre le milieu académique et l'industrie. Il existe encore des obstacles à l'utilisation du AMCD dans le secteur forestier en général et dans le secteur forestier canadien en particulier.

Par conséquent, compte tenu des considérations énoncées ci-haut relatives la prise de décision stratégique dans le secteur forestier, cette thèse ne s'attardera pas sur la comparaison des méthodes, et ne s'attardera pas non plus sur la sélection de la méthode appropriée à une étude de cas donnée. Les travaux de cette thèse ne s'attarderont pas non plus sur l'identification de quelle est la méthode la plus appropriée parmi toutes ses méthodes, mais la thèse se penchera plutôt sur l'application pratique du AMCD au niveau industriel avec les parties prenantes ayant des antécédents et parcours professionnels variés et différents des uns des autres.

Bien que les méthodes de la prise de décision présentent leurs avantages et leurs inconvénients, mais ces dernières peuvent sembler appropriées dans un contexte et moins appropriées dans un autre. Néanmoins, la théorie de l'utilité multiattribut (MAUT) est largement utilisée en Amérique du Nord, mais pas nécessairement dans le secteur forestier [130]. MAUT est une méthode développée dans les années soixante-dix. La littérature fournit d'autres cas où la méthode a été appliquée [126, 127]. Cependant, MAUT a été choisi et appliqué dans cette étude. L'étude met l'accent sur l'application réelle de la méthode AMCD avec des membres de panel ayant différents parcours professionnels assez variés (panel multidisciplinaire). Cette thèse se limite à l'application de MAUT comme outil de support d'aide à la décision dans une approche qui segmente la décision ultime (finale) d'un projet en sous-aspects (aspect environnemental, aspect

économique, etc.) en usant d'un système matriciel pour évaluer les problématiques décisionnelles intermédiaires pour mieux raffiner la sélection des critères jugés importants pour la prise de décision ultime (finale).

2.10 Synthèse de la revue de la littérature

La synthèse de la littérature se concentre autour des outils d'ingénierie des systèmes et leur intégration dans le cadre de ce projet. En d'autres termes, la synthèse de la littérature va se concentrer autour des sections entre parenthèses (des sections 2.5.2, section 2..7.1.1, la section 2.8 et la section 2.9.), afin d'en ressortir les points saillants, socles des méthodes développées à la section (section 3.5).

Toutefois, il est important de souligner que la revue des instruments de politiques montre plutôt une tendance des politiques en faveur de la revitalisation de l'industrie forestière, l'or vert de demain. La problématique de l'industrie forestière est réelle certes, mais il y a de l'espoir que la situation du secteur forestier continuera à s'améliorer dans les années à venir. Cette prédiction trouve son fondement dans l'impulsion et le dynamisme de lutte contre le changement climatique suscité par la COP 21, laquelle a été ratifiée par plus de 139 pays. De plus, il y a de plus en plus d'initiatives ambitieuses, pour mener de front la bataille contre les changements climatiques. En résumé, l'espoir de voir le secteur forestier sortir se sa crise dépend de la direction que prendront les nouvelles lois et politique qui seront mis en œuvre dans les prochains jours, prochaines années et prochaines décennies pour continuer à soutenir l'impulsion actuelle portée par transition énergétique et transition vers l'économique verte prônée par le nouveau Cadre Pan-Canadien sur la Croissance Propre et les Changements Climatiques (CPCCP)[110].

La revue et l'analyse critique autour de l'outil ACV ont révélé que sa pratique est cadrée par la norme ISO. Toutefois, bien que la pratique soit cadrée, la revue a montré qu'il existe encore quelques défis méthodologiques sur certains aspects. L'application de l'ACV dans le domaine de l'évaluation des politiques suscite un débat intellectuel entre les praticiens de l'ACV. Les avis à ce sujet sont partagés. Certains auteurs, comme Plevin et al., sont plutôt favorables à l'utilisation systématique de l'ACV-C, quand vient le temps d'évaluer les potentiels impacts d'une politique à venir)[44]. En effet, l'ACV-C de par sa définition, évalue la décision, c'est-à-dire la conséquence d'une décision, mais en amont — en d'autres mots elle évalue l'impact de la décision avant même que celle-ci ait été mise à exécution. — Cela dit, qui dit politique, — dit décision, car effet,

l'idée de mettre en vigueur une politique à venir, est une décision qui appartient au gouvernement. Cependant, il est important d'évaluer les conséquences de la future politique en amont et non pas après-coup. D'ou l'importante d'utiliser l'ACV-C dans cette étude. Toutefois, le choix d'appliquer l'ACV-C ne s'est pas fait en se basant simplement de cette analyse. En effet, ACV-C est doublement approprié à cette étude, car ACV-C est la méthode la mieux appropriée pour évaluer un portefeuille de produit issu d'un même processus sans avoir recours aux méthodes d'allocation des impacts entre les produits du même portefeuille. D'ailleurs à ce sujet, les travaux antérieurs développés par les auteurs Gaudreault et al. [46] portant sur l'analyse comparative de ACV-C versus ACV-A, ont prouvé l'inadaptation de l'ACV-A dans les projets stratégiques de prise de décision comme les projets de bioraffinerie. L'ACV-A avec ses facteurs d'allocations qui sont parfois très subjectif donnant lieu à des résultats variables selon les facteurs choisis, n'est pas une méthode appropriée, surtout si les résultats doivent faire l'objet d'une décision par un panel d'expert. En conclusion, l'approche d'analyse ACV adoptée dans cette étude est une approche, ACV-C, portante sur l'évaluation des portefeuilles à multiples produits.

En ce qui concerne la modélisation des politiques, la revue a montré que les modèles d'analyse macroéconomiques sont essentiels, car ils parviennent à représenter le fonctionnement d'une société. Ces modèles font simuler les besoins d'une population donnée, en évaluant quel pourrait être la réponse de la société face à l'offre et à la demande des biens et services. Ces modèles sont performants, car ils permettent au gouvernement de tester les actions et les réponses face à une offre ou une demande quelconque. Bien que performants et essentiels, ces modèles desservent les attentes des décideurs politiques, garants de la société. Ces modèles donnent des réponses aux décideurs, mais se révèlent limités quand vient le moment d'apporter des réponses spécifiques et précises aux citoyens lambda, aux communautés et aux entreprises. L'analyse critique a permis de soutenir l'argument selon lequel, des modèles microéconomiques sont essentiels pour faire le pont entre les politiques du gouvernement et la société civiles ? Ces modelés microéconomiques permettront aux entrepreneurs, aux compagnies, aux citoyens à comprendre véritablement les retombées des politiques qui touchent leurs activités et leur environnement d'affaires. L'analyse critique a soutenu que dans tout ce qui se faisait encore aujourd'hui dans l'évaluation économique des projets, l'inclusion de l'analyse des politiques n'était pas systématique. Cependant, le questionnement soulevé dans l'analyse critique prouve qu'il y a un besoin pour les

compagnies de savoir et d'être en mesure de comprendre quelle est réellement la portion des impacts qui se rapporte à leur niveau lorsqu'un impact (macro) est annoncé.

En ce qui concerne la prise de décision, la revue a monté que le secteur forestier l'AMCD est un outil largement utilisé, ailleurs dans les autres parties du monde, mais les acteurs canadiens du secteur forestier ne l'ont pas encore intégré dans leur processus décisionnel. L'usage de l'outil AMCD est essentiel pour permettre aux décideurs d'inspecter différents angles de vue généralement éclairée par les critères qui leur sont présentés. En fait, un critère (ou indicateur) de décision, qu'il soit de type environnemental, qu'il soit de type économique, qu'il soit de type social, lorsque celui-ci est bien défini par l'analyste, bien évalué, et bien interprété (à la fois, avec une simplicité et une clarté pour les non-experts), le critère (indicateur) de décision devient en quelque sorte « une clochette » qui éveille la conscience des décideurs, une sorte « de lampe » torche qui éclaire les angles morts dans la conscience des décideurs. Malheureusement, la décision basée sur la considération des critères n'a pas encore fait son chemin vers les industriels comme l'a montré le récent sondage de Chambost et al[125].

Quant à la décision stratégique, qui est prise dans cette étude, elle n'apporte pas une contribution sur le développement des méthodes autour des outils AMCD. En fait, l'usage pratique qui est fait de la méthode AMCD, sert a prouvé l'importance de son application systématique dans la prise de décision, et ainsi recommander l'industrie forestière canadienne à considérer une nouvelle culture de la décision basée sur les critères pour mieux éveiller et mieux éclairer la conscience des décideurs.

2.10.1 Lacunes dans l'ensemble des connaissances

À la lumière des points discutés, quelques lacunes ont été identifiées à la fois sur les aspects purement méthodologiques (ex. dans le cas de l'ACV) et sur les aspects applicabilité des outils déjà existants (ex ; ATÉ et AMCD). De toutes ces analyses, voici ci-dessous ce qui en est ressorti en quelque points.

- Bien qu'il existe plusieurs études d'ACV réalisées dans différents domaines incluant l'évaluation des politiques, il a été démontré que ACV-A classique n'est pas adaptée au contexte de l'évaluation des politiques ni au contexte de l'intégration des projets de bioraffinerie.

- Il a été aussi démontré que l'ACV-C, à travers son approche qui évalue la décision et évite les allocations, est la méthode la plus appropriée.
- Cependant, il n'existe d'approches ACV qui évaluent systématiquement les différences performances environnementales globales entre les stratégies ayant de multiples produits distincts dans leur portefeuille (car déjà un seul processus avec plusieurs produits présente en soi un défi méthodologique en ACV).
- Par conséquent, un cadre utilisant ACV-C capable d'évaluer les impacts des stratégies intégrées de la bioraffinerie forestière ayant de multiples produits distincts est nécessaire.
- La plupart des études d'analyse des politiques revues n'ont illustré que la modélisation macroéconomique des tendances et des impacts à l'échelle nationale ou régionale. Cela dit, la question qui s'impose est de savoir comment ces impacts pourraient-ils affecter une usine opérant au niveau local?
- Parmi les études économiques revues, il n'existe pas des modèles économiques systématiques et appropriés qui incorporent l'analyse des instruments politiques, et qui (1) évaluent les performances économiques de chaque stratégie de bioraffinerie au niveau des coûts d'entreprise ; (2) montrent comment les performances économiques de chaque bioraffinerie forestière varient considérablement d'un instrument politique à l'autre ; et (3) illustrent à quel point la décision initiale change en conséquence d'un instrument à l'autre.
- Ainsi, une modélisation microéconomique applicable au cas par cas est nécessaire pour capturer et rapporter les tendances macro et les impacts macro en à l'échelle industrielle pour soutenir les orientations et la vision stratégique des entreprises (ex : une usine de pâtes et papier).

2.10.2 Hypothèses

L'hypothèse de recherche principale découlant de cette problématique se résume ainsi :

Un cadre méthodologique qui tient en compte les enjeux politiques, les objectifs économiques et environnementaux des stratégies de transformation forestières, peut être développé et appliqué à

une étude de cas, afin de démontrer la pertinence des impacts résultants de la mise en œuvre des instruments politiques en lien avec la réduction émissions de GES.

Les hypothèses secondaires rattachées à cette hypothèse principale sont listées ci-dessous.

Sous-hypothèse 1 : Les performances environnementales de différentes stratégies de bioraffinerie forestière peuvent varier considérablement selon la combinaison produit/procédé, et selon la façon dont la rétro-installation est mise en œuvre. Une approche méthodologique qui intègre l'ACV-C et la procédure cut-off pouvant prendre en considération ces variations, y compris la dissimilarité des portefeuilles de produits résultants, peut être développée et appliquée à l'évaluation comparative des performances environnementales de différentes stratégies de bioraffinerie.

Sous-hypothèse 2 : Une nouvelle politique peut modifier la performance économique d'une stratégie de bioraffinerie. L'on peut démontrer à quel point les entreprises pourraient modifier leur décision et leur choix préférentiel vis-à-vis des différentes stratégies de bioraffinerie considérées, et ce, dans le contexte d'une prise de décision stratégique, en tenant compte de l'efficacité des instruments de politiques.

Sous-hypothèse 3 : La réduction des émissions de GES des stratégies de bioraffinerie est généralement plus considérable lorsque l'intégration est énergétiquement autonome ou lorsque le réseau régional d'approvisionnement en électricité est propre. On peut montrer que les crédits associés à la production d'électricité sur site varient en fonction du type de mix d'électricité régional, et que (1) la rentabilité globale peut varier considérablement lorsque les scénarios de tarification de carbone sont pris en compte, et que (2) la décision peut changer lorsque la tarification du carbone atteint un certain seuil critique.

CHAPITRE 3 APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE

« C'est proprement avoir les yeux fermés, sans tâcher jamais de les ouvrir, que de vivre sans philosopher. »

- René Descartes (1596-1650)

3.1 Description de l'approche générale

La méthodologie de recherche est divisée en quatre parties, définies sous forme d'étapes chronologiques majeures ou phases du projet (voir Figure 1.1). La Phase I permet, à travers une étude de cas au sein l'usine, d'identifier des portefeuilles de produit qui peuvent être intégrés dans la chaîne de production de l'usine existante. La Phase II vise à développer une méthodologie qui permet de définir une base de comparaison des stratégies de bioraffinage forestier, et d'identifier les critères de prise de décision grâce à l'évaluation économique et à l'évaluation des impacts environnementaux de chaque portefeuille. La Phase III vise à faire une étude comparative sur l'importance des critères de décision selon le cas de base ou encore selon le scénario du statu quo (c'est-à-dire, en supposant que la tendance actuelle de l'environnement d'affaires demeure inchangée dans le temps). Enfin, la phase IV permet d'envisager l'implication économique d'un certain nombre d'instruments politiques (tels les subventions à l'investissement en capital, les crédits d'impôt, etc.) et leurs effets sur la décision stratégique et la sélection finale des stratégies préférables.

Première phase : Combinaison procédés/produits (portefeuille de produits)

Cette phase sert à évaluer les différentes configurations de procédés et les différents portefeuilles ciblés. Elle permet d'identifier quelles technologies peut servir le modèle d'affaires associé aux portefeuilles de produits visés (portefeuille = gammes de produits biosourcés). Ainsi, en tenant compte des aspects économiques, des aspects financiers, des aspects concurrentiels du marché et des cibles en matière d'investissements en capital, des critères d'intégration de procédés au sein des infrastructures existants, quelques combinaisons de procédés et produits sont définies. Cette phase sert aussi à appliquer rigoureusement l'approche d'implantation par phases afin de minimiser les risques économiques et technologiques. En effet, l'approche d'implantation par phase a été développée au sein de la chaire CRSNG en génie de conception environnementale de

l'École Polytechnique. Elle consiste à segmenter la durée totale du projet en trois étapes appelées phases d'implantation technologiques. Ces phases sont définies et expliquées à la section (section 4.2.3.1) [131].

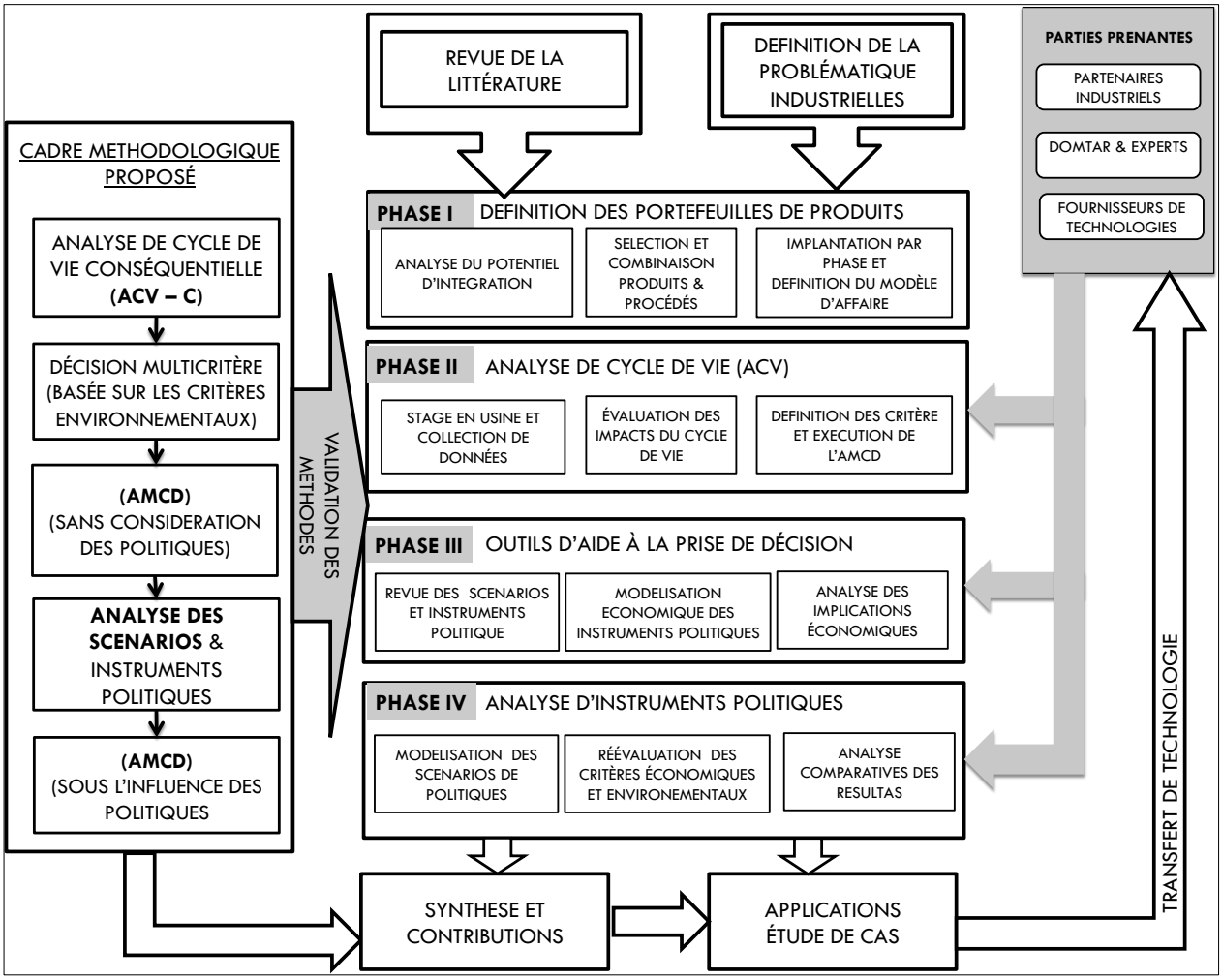


Figure 3.1 : Illustration schématique de l'approche générale

Deuxième phase : Analyse de cycle de vie

Le but de cette phase est de développer un cadre méthodologique qui utilise l'analyse de vie conséquentielle (ACV-C) pour d'identifier les principaux enjeux environnementaux impliqués dans problématique d'intégration des procédés de bioraffinerie et leurs portefeuilles de produits.

Une attention particulière est accordée à la question des émissions de gaz à effet de serre et aux autres critères environnementaux jugés importants dans la prise de décision. L'ACV-C est ensuite appliquée à l'étude de cas de l'usine. En effet, ACV-C à l'avantage de prendre en compte

l'expansion des frontières du système pour inclure les systèmes affectés par le projet de bioraffinerie. Ainsi, les systèmes affectés sont les systèmes qui produisent des produits concurrents à partir des ressources fossiles, mais très semblables aux produits de bioraffinerie issus des procédés de bioraffinage. En effet, ces produits existants sur le marché seront substitués/remplacés par les bioproduits issus de bioraffineries forestières.

Troisième phase : Outil d'aide à la prise de décision

Cette phase met en exergue la complexité de faire un choix lorsque les critères de sélection paraissent conflictuels les uns par rapport aux autres. Dans cette phase, l'outil AMCD est appliqué pour structurer la prise de décision dans un contexte où les critères sont multiples. En effet, AMCD permet, sur la base des préférences des décideurs, de calculer les poids des critères en usant du calcul des inversions matricielles. Ainsi, les poids des critères fournis par le panel de décideurs servent à contraster les résultats d'une décision prise sous certaines autres conditions (par exemple selon les conditions d'un scénario du statu quo) et avec les résultats d'une autre décision prise en ayant égard aux différents scénarios de futures politiques.

Quatrième phase : Analyse d'instruments et scénarios de politiques

Cette phase permet de passer en revue les instruments de politiques gouvernementales qui font la promotion des énergies renouvelables et la lutte contre les changements climatiques (par exemple, la taxe carbone, crédits d'impôts, tarifs subventionnés, subvention à l'investissement, etc.). De cette revue, un ensemble d'instruments assez représentatif ayant le potentiel de soutenir les investissements dans le domaine de la bioraffinerie est sélectionné.

3.2 Organisation de la section et intégration des méthodes

Cette section présente l'approche méthodologique générale (Figure 3.1) et l'approche méthodologique détaillée (voir Figure 3.2). En effet, pour mieux comprendre la prochaine section (section synthèse) et les résultats, il est essentiel de présenter succinctement le cadre, les méthodes et le cadre méthodologique proposé. Étant donné que ledit cadre est une métaméthodologie qui combine et transpose l'application de plusieurs méthodes à savoir l'analyse de cycle vie conséquentielle (ACV-C), l'analyse multicritère décisionnelle (AMCD), l'analyse technico-économique (ATÉ) et l'analyse d'instruments et scénarios de politiques (AISP), la Figure 3.2 présente les méthodes développées et comment celles-ci seront appliquées à

travers 3 différents volets d'une même étude de cas. Le volet n°1 de l'étude de cas permet d'évaluer les stratégies des bioraffineries sans la considération des impacts potentiels associés aux instruments de politiques. Le volet n°2 permet d'appliquer les méthodes pour évaluer les mêmes stratégies, en considérant les politiques. Le volet n°3 quant à lui, permet de pousser plus loin l'application du modèle en analysant deux politiques imminentes annoncées par le gouvernement, à savoir, la fermeture des toutes les centrales thermiques d'ici 2030 (« the Coal-fired power plant phased-out policy »), et l'harmonisation de la taxe carbone à travers tout le Canada.

Il est donc important de présenter les bases de chaque méthode afin de faciliter la compréhension du cadre proposé. Le cadre, proprement dit, est exposé dans la section discussion générale (section 5.4.1). Toutefois, la représentation du cadre proposé est faite à travers le développement des méthodes, en suivant l'ordre d'intégration de chaque méthode comme illustré, à la Figure 3.2. Le développement des méthodes est présenté à la section (section3.5). Les méthodes développées sont appliquées et validées au travers 3 volets distincts d'une même étude de cas à la section 4.2

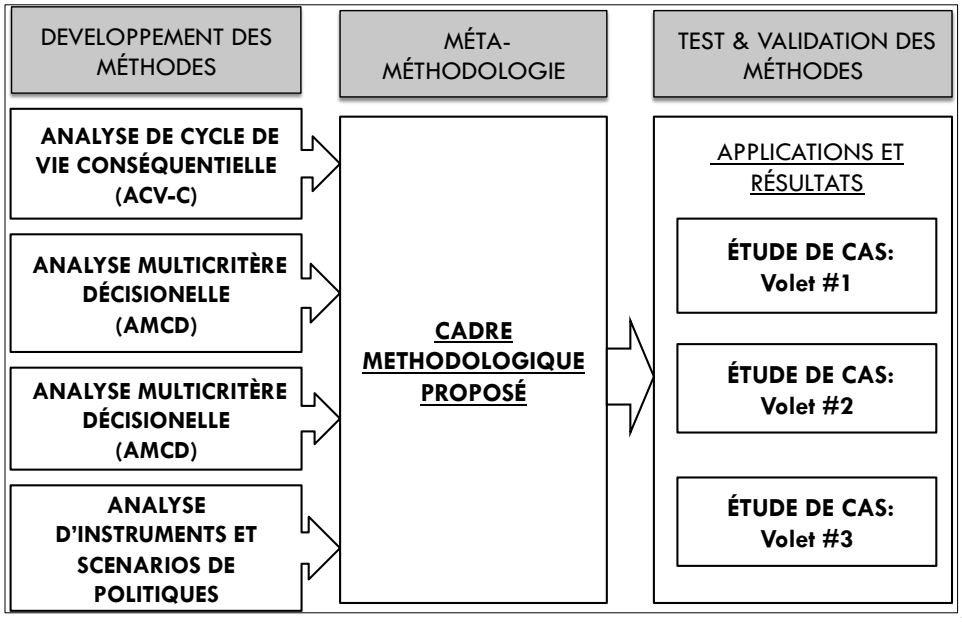


Figure 3.2 : Organisation de la thèse est faite suivant l'illustration schématique des méthodes développées

3.3 Développement des méthodes

3.3.1 Analyse de cycle vie conséquentielle (ACV-C)

3.3.1.1 ACV-C appliquée au contexte de la bioraffinerie

Les procédés de bioraffinerie ont une certaine particularité, laquelle finit souvent par complexifier le choix à faire entre la multitude de possibilités. Cela dit, il est souvent difficile d'identifier la bonne et l'unique unité fonctionnelle commune à toutes les options de procédé en compétition. En effet, la bioraffinerie est caractérisée par une multitude de configurations, et pour chaque configuration un grand nombre de choix est possible quant à la liste des produits potentiels pouvant être sélectionnés. Par exemple, dans une étude comparative classique d'un ACV-A ou ACV-C, il est souvent question de comparer deux produits ou deux services distincts ayant la même fonction, bien que, issus de deux procédés distincts. Cela fait en sorte que la comparaison de deux produits/ou services est facilité, même si chacun des procédés duquel est issu chacun des produits/ou services possède plus qu'un seul coproduit/ou coservice. Cela étant dit, la fonction commune aux deux produits/ou services à comparer étant identifiée, il est plus facile de définir l'unité fonctionnelle commune qui permettra de présenter les résultats des impacts environnementaux sur une base comparable. Quant aux coproduits/ou coservices, leurs impacts respectifs sont simplement soustraits du total des impacts du portefeuille global. Or, en ce qui concerne les procédés de bioraffinerie, il est rare de tomber sur une comparaison similaire que celle de l'exemple illustré ci-haut. Par exemple, l'étude de cas réalisé dans ce projet-ci consiste à évaluer et comparer quatre technologies distinctes (lesquelles sont présentées dans la section étude de cas). Ces technologies ont chacune un portefeuille de produits totalement distinct. Du coup, il n'y a aucun produit identique qui ne soit présent à la fois dans tous les 4 portefeuilles, et par conséquent, aucune fonction commune possible basée sur les fonctions d'au moins un produit commun — une situation de dilemme qui suscite un débat méthodologique dans la communauté scientifique. D'où l'importance de l'approche d'harmonisation des unités fonctionnelles proposées dans cette thèse.

3.3.1.2 Harmonisation des frontières

3.3.1.2.1 Évaluation des portefeuilles distincts

La synthèse de la littérature a permis d'identifier et quelques trous dans le corps de connaissance. L'un des trous identifiés soulignait justement la complexité de choisir la bonne unité fonctionnelle lors de la réalisation d'une ACV de bioraffinerie avec multiples produits distincts. En effet, bon nombre de travaux de comparaison réalisés en ACV [132-139] impliquaient la comparaison des procédés ou portefeuilles ayant en commun au moins un produit similaire ou un produit fonctionnellement équivalent, mais il n'y a quasiment pas d'études ayant fait la comparaison des portefeuilles totalement distincts en tous points. Or, de cette thèse, découle la proposition d'une approche qui permet de faire la comparaison simultanée de plus de quatre portefeuilles distincts issus de quatre technologies distinctes. En effet, la première étape de l'approche consiste à assigner le même degré d'importance à chaque produit constitutif du portefeuille. Cela veut dire qu'aucun des produits constituant le portefeuille n'est considéré comme produit principal (produit de base ou produit déterminant, ou produit le plus important) comme c'est souvent le cas dans des études comparatives classiques en ACV. Et vis-versa, aucun des produits constitutifs du portefeuille n'est considéré comme coproduit ou produit secondaire, et ce, quelle que soit sa faible quantité ou son faible taux de représentativité au sein du portefeuille. Pour parvenir à comparer ces portefeuilles distincts, il est nécessaire de bien redéfinir les buts, les objectifs, et la portée du projet « goal and scope ».

3.3.1.2.2 Buts et Objectifs (goal and scope)

En ACV, les études comparatives qui se sont penchées sur l'évaluation des impacts de production des bioproduits ont, pour la plus grande majorité, eu recours à la comparaison classique entre un/des produits de source « biosourcé » et un/des produits de source « fossile ». Alors, ce projet présente une comparaison non classique. Le but « goal » est de comparer les conséquences et impacts environnementaux de 4 portefeuilles bioraffinerie entre eux (les uns contre les autres). C'est-à-dire chaque portefeuille biosourcé est comparé avec un autre portefeuille. Autrement dit, c'est une comparaison entre technologies de la même filière (filière « bio »). En d'autres mots, il ne s'agit pas de la comparaison classique couramment rencontrée dans la littérature entre les produits d'origine biosourcée versus ceux d'origine fossile.

3.3.1.2.3 Procédures d'allocation des fardeaux, incluant la procédure de séparation, de subdivision et de simplification des systèmes (procédure cut-off)

Le terme « procédures d'allocation » ou « de l'anglais cut-off procedures » est une expression utilisée en ACV pour décrire l'ensemble des procédures qui permettant de faire l'évaluation des impacts d'un système complexe donné (qui, dans ce cas ici, est représenté par le complexe « usine + bioraffinerie intégrée »), de la manière qui permet de répartir, c'est à dire, d'attribuer, d'allouer ou encore d'imputer clairement le fardeau environnemental causé par les modifications faites au sein l'usine, directement aux produits associés (c'est-à-dire aux portefeuilles responsables de l'incrément ou décrément des impacts environnementaux) provenant de/des bioraffinerie(s) intégrées (s) (voir Figure 3.3 et Figure 3.4). En d'autres termes, les procédures d'allocation permettent simplement d'énoncer un verdict clair en faveur du procédé de l'usine Kraft existant, en stipulant que : « Les procédés des bioraffineries intégrées avec leurs portefeuilles respectifs sont entièrement responsables des émissions supplémentaires qui ont lieu sur le site d'implantation existant ». En fait, la norme ISO 14044 recommande l'allocation basée sur les relations physiques dans un système complexe, où de toute façon l'imputation ou le partage des fardeaux environnementaux ne peut être évité. Ainsi, les débits d'entrées et de sorties (Inputs/outputs) en termes de matières et en termes d'énergies du système devraient être séparés (ou scindés) d'une manière qui reflète les relations physiques sous-jacentes entre l'usine et la bioraffinerie intégrée [28]. Les procédures tiennent en compte le fait que, pour chaque stratégie d'intégration (bioraffinerie), l'empreinte environnementale associée à la production de la pâte (issue du procédé initial) demeure constante avant et après l'intégration).

Ceci s'explique par le fait que la ligne de production de la pâte et sa capacité opérationnelle demeure totalement inchangée (c'est-à-dire, l'usine conserve les mêmes intrants et mêmes extrants). En pratique, les procédures d'allocation consistent à évaluer et à appliquer une analyse différentielle poussée sur tous les flux de référence, et ce, tout au long de la chaîne de valeur, depuis l'acquisition des matières premières jusqu'à la fabrication du produit final. La figure ci-dessous présente une illustration schématique de l'application de l'une des procédures cut-off sur système formé par l'usine existante et la bioraffinerie intégrée.

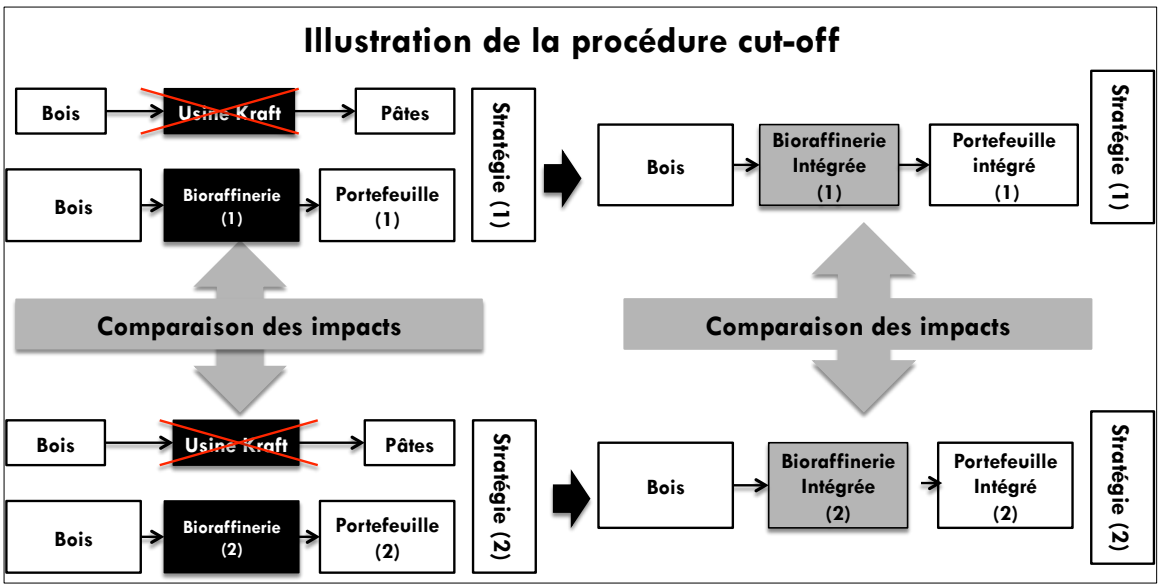


Figure 3.3 : Représentation schématique de la procédure cut-off, appliquée au système formé par l'usine et la bioraffinerie

3.3.1.2.4 L'analyse différentielle des flux environnementaux

L'analyse différentielle des données ACV est une étape importante dans le processus d'évaluation des impacts. En effet, elle permet à l'analyste de mieux cibler et de mieux structurer sa collecte de données lors de l'inventaire des données ACV. Premièrement, les points synergiques entre le procédé existant et le procédé à intégrer sont identifiés. Parmi ceux-ci il y a par exemple, les services de transport et d'approvisionnement en en matière première, les services de transport et distribution des produits finis manufacturés sur site, la synergie au niveau des systèmes de consommation et de production de l'énergie sur le site, la synergie au niveau des systèmes de traitement des effluents. Deuxièmement, l'analyse différentielle est appliquée en faisant la soustraction entre les nouveaux flux de référence (flux de matières et flux d'énergie) avec les anciens flux que l'usine enregistrait avant toutes modifications. La traduction mathématique de l'analyse est présentée comme suit :

[(les flux de [usine + bioraffinage] après intégration) − les flux (usine avant l'intégration) = Aux flux que la bioraffinerie intégrée utilise pour la production du portefeuille de produits)(voir Figure 3.4)[35]. Troisièmement, puisque tous les procédés de bioraffinage à l'étude seront intégrés, soit en parallèle ou soit en connexion unique et simple-passe (c'est le cas du procédé de précipitation de lignine, ayant la liqueur noire comme seul flux entré connecté au procédé kraft

existant). Il paraît tout à fait possible de dresser des bilans de matières et d'énergies de chaque système (de portefeuille de produits) séparément. Quatrièmement, puisqu'il a été supposé que les entrées et les sorties existantes de la ligne de pâte à papier sont demeurées inchangées, les procédures d'allocations permettent une répartition appropriée de l'analyse différentielle des flux de référence environnementaux aux nouveaux produits de la bioraffinerie intégrée. Cette approche fait gagner du temps aux analystes durant la phase de collecte de données. En effet, elle permet de mettre l'accent sur les données importantes et pertinentes relatives aux systèmes et procédés à intégrer. En outre, au lieu d'évaluer les impacts de l'ensemble du site après modification (c'est-à-dire l'impact de l'usine existante additionné à l'impact de la bioraffinerie intégrée), l'analyste peut uniquement se concentrer sur l'analyse d'impacts du système intégré (bioraffinerie) ayant causé l'incrément positif ou négatif des impacts sur le site (c'est là, l'un des avantages de la procédure cut-off). Sachant que la phase d'inventaire et de collecte de données est l'une des étapes les plus importantes dans la réalisation d'un ACV, l'application de l'analyse différentielle et le « cut-off procedure » permettent à l'analyste, aux collaborateurs et aux partenaires de gagner du temps et d'économiser ainsi les coûts associés à la collecte de données.

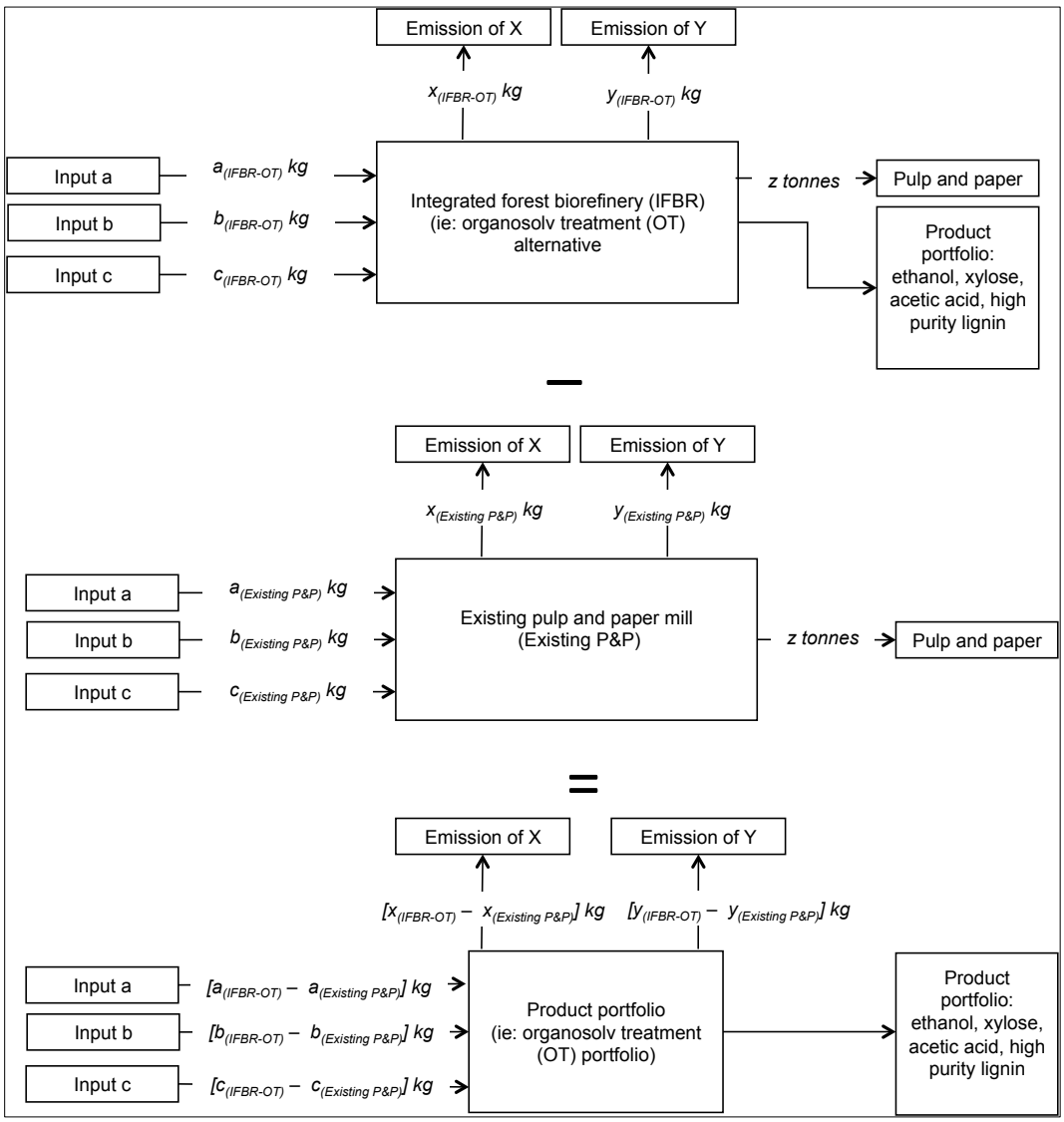


Figure 3.4 : Illustration de l'analyse différentielle entre les intrants et extrants (version anglaise adaptée de Batsy et al.[140])

3.3.1.2.5 Harmonisation de l'unité fonctionnelle

Cette étude propose une approche qui utilise l'analyse de cycle vie conséquentielle (ACV-C) afin d'évaluer et de comparer simultanément les performances environnementales de plusieurs portefeuilles de produits issus du bioraffinage.

En effet, la spécificité de cette approche est qu'elle se sert des portefeuilles compétitifs (bien identifiés sur un segment de marché bien ciblé) dans le seul but d'harmoniser les unités fonctionnelles. En effet, ces portefeuilles compétitifs entre en jeu dans cette étude, seulement

d'un point de vue ACV-C, pour contrebalancer les unités fonctionnelles et ainsi équilibrer la comparaison en s'assurant que les portefeuilles (ou technologies comparées) sont fonctionnellement équivalents du point de vue ACV, c'est à dire, logiquement comparables selon les directives de la norme ISO 14044[28].

3.3.1.2.6 Harmonisation des frontières

Une autre particularité de l'approche propose que l'on dissocie le système compétitif (système compétitif identifié sur chaque segment de marché approprié) d'avec le système de bioraffinerie lors de l'illustration des frontières de système.

La Figure 3.5montre que les systèmes affectés ont clairement été identifiés, mais leurs frontières n'ont pas automatiquement été incluses dans celles à l'étude. En effet, le but de cette approche est de parvenir à illustrer et à présenter séparément les performances brutes dues à l'intégration de la bioraffinerie, et ce, sans avoir égard dans un premier temps aux bénéfices environnementaux engendrés par le fait de substituer les produits compétitifs vis-à-vis des performances environnementales brutes des systèmes réellement affectés.

Les performances brutes de la bioraffinerie intégrée permettent de pousser plus loin l'analyse et l'identification des points chauds potentiels associés à l'intégration elle-même en tant que telle. Ces informations brutes sur les performances environnementales sont essentielles à ce stade de préconception (de l'anglais « early-stage design »), car elles permettent de repenser la conception des stratégies, de maximiser aussi bien les réductions des émissions de GES que les autres types d'émissions (toxicité dans l'eau, dans les sols, particules fines dans l'air, particules organiques volatiles, etc.).

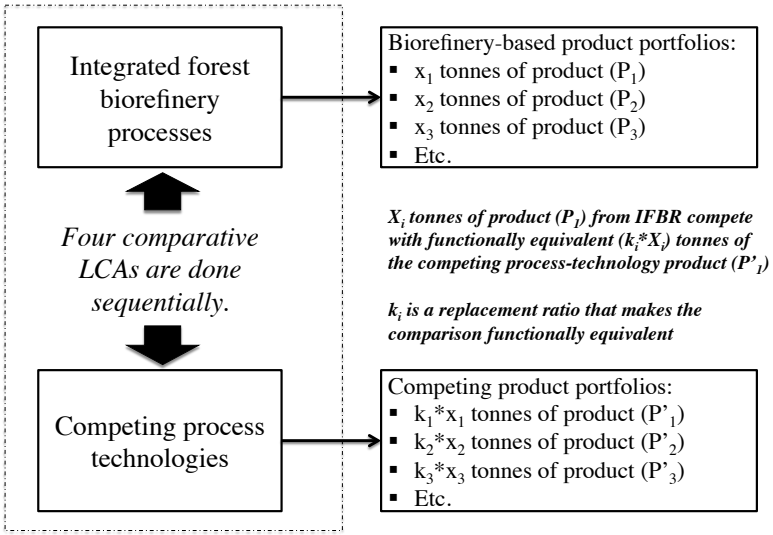


Figure 3.5 : Frontière de système défini sur la base des unités fonctionnelles harmonisées (version anglaise extraite de Batsy et al.[140])

La figure ci-dessus illustre les frontières du système de quatre études comparatives d'ACV réalisées séquentiellement (les quatre technologies et leurs portefeuilles respectifs sont présentés dans la section étude de cas). La figure montre également que la quantité Xi d'un produit donné (Pi), produite à partir du procédé de bioraffinerie à l'étude, est en concurrence directe (produit fonctionnellement équivalent) avec une certaine quantité (ki * Xi) d'un produit donné (P'i), produite à partir de la filière conventionnelle. Le facteur ki est le ratio de substitution du produit conventionnel (P'i) par le produit de bioraffinerie (Pi). Les limites du système sont définies selon une approche « de berceau à porte », c'est-à-dire de l'étape d'extraction (berceau) des matières premières jusqu'à l'étape de la transformation manufacturière faite par l'usine (porte de l'usine).

3.3.1.3 Normalisation

En ACV, et ce, de façon générale, les décideurs et partenaires impliqués dans les projets ne sont pas toujours familiers avec le jargon de l'ACV. Ils sont constamment confrontés au même défi, notamment celui de comprendre les unités de mesure affectées à chacun des indicateurs ACV (peu importe qu'ils soient de type mid-points ou end-points) ACV. Afin de surmonter ce défi lié aux unités, il est généralement recommandé de normaliser les résultats de l'ACV en utilisant une valeur de référence qui a du sens vis-à-vis du contexte à l'étude. En effet, la normalisation est une étape cruciale dans le processus de prise de décision, car elle permet d'éliminer des unités complexes issues des résultats bruts. Elle permet aussi aux décideurs de mettre en contexte chaque résultat normalisé facilitant ainsi la compréhension des décideurs. La littérature propose quelques valeurs de référence [28, 141]. Ces valeurs de référence sont, pour la plupart, adaptées pour des approches de normalisation externes, mais aucune d'entre elles n'est adaptée pour le contexte de cette étude de cas. Dans le cadre de cette étude, le système de référence choisi est le profil environnemental de l'usine avant sa modification. Ce système de référence est significatif et représentatif des buts et objectifs ciblés par les décideurs vis-à-vis des nouvelles orientations corporatives et internes de l'usine. L'équation de normalisation est présentée ci-dessous (Éq. [4,1]). Les impacts du portefeuille compétitif entrent en jeu dans ce calcul, dans le but d'harmoniser les numérateurs de la fraction de tous les portefeuilles. Ainsi, la comparaison des portefeuilles se résume à dire que : la performance environnementale (P1) d'un portefeuille donné de type biosourcé est meilleure que la performance (P2) d'un autre portefeuille donné de même type si et seulement si le pourcentage des impacts évités par le premier (P1) est supérieur à celui évité par le second (P2). La division du numérateur (la différence) par une même grandeur (le profil environnemental de l'usine existante) permet de ramener les valeurs obtenues sur une même base de comparaison, c'est-à-dire rendre consistants les ordres de grandeur relatifs des émissions évitées par un portefeuille donné vis-à-vis un autre portefeuille de même type.

$$\text{Normalisation} = \frac{(\text{Impacts du portefeuille de BRF}) - (\text{Impacts du portefeuille compétitif})}{\text{Les impacts de l'usine avant toutes les modifications}} \qquad (1)$$

$$\text{Ou encore : Normalisation} = \frac{\text{Impacts évités}}{\text{Les impacts de l'usine avant toutes les modifications}}$$

Équation 3.1 : Équations de normalisation des résultats de l'ACV-C.

3.3.2 Analyse multicritère décisionnelle (AMCD)

3.3.2.1 AMCD et indicateurs environnementaux

L'application de AMCD dans cette étude se focalise premièrement dans la démonstration de son application dans le cadre de la comparaison des stratégies de bioraffinerie sur la base de leurs performances environnementales. Deuxièmement, l'application de AMCD, est incorporée à chaque palier du processus décisionnel (ou problématique décisionnelle) caractérisé par des problématiques concrètes telles que : la problématique de prise décision basée sur les critères économiques, la problématique de prise décision basée sur les aspects de la durabilité globale du projet, ou encore la problématique de prise décision basée sur les instruments de politiques et autres leviers économiques, etc.

Le but d'appliquer AMCD à ce stade de conception (early-stage design) permet d'intégrer les indicateurs environnementaux comme critères de prise de décision. L'incorporation de ceux-ci dans un processus de prise de décision permet ainsi de considérer les aspects économiques et les aspects environnementaux sur un même pied d'égalité lors des évaluations comparatives des options de bioraffinerie. Pour ce faire, le calcul des critères environnementaux se doit d'être harmonisé avec celui des critères économiques.

En effet, dans le contexte de l'intégration d'une bioraffinerie quelconque, une analyse technico-économique est toujours nécessaire afin d'évaluer les coûts qui devront être alloués à la transformation de l'usine. Or, une analyse techno-économique consiste à évaluer les marges supplémentaires ainsi que les coûts supplémentaires (notamment les coûts opérationnels supplémentaires et les coûts d'investissements supplémentaires).

Ensuite, à partir des marges/coûts supplémentaires calculés, quelques indicateurs de performance économique tels que le taux de rendement interne (TRI) ou la valeur actuelle nette (VAN) sont évalués. Cela signifie que les coûts aussi bien que les marges (profits) sont les fruits ou encore les conséquences directes de la transformation de l'usine. En d'autres termes, les nouvelles marges/nouveaux coûts (ou coûts différentiels) sont attribués (sont imputés) aux nouveaux portefeuilles de produits issus de la bioraffinerie. Cette approche utilisée par l'analyse techno-

économique pour évaluer les indicateurs de performance économique est par analogie l'approche différentielle ACV-C décrite plus haut dans la section (section 3.3.1.2.4).

En poussant un peu plus loin cette analogie, l'on peut dire que ACV-C de l'usine, est une analyse différentielle des flux environnementaux de celle-ci, entre avant et après la transformation, tandis l'analyse techno-économique, est une analyse différentielle des flux monétaires de l'usine entre ses états financiers avant et après la transformation. Cette analogie montre que le calcul des critères environnementaux et le calcul des critères économiques sont consistants et harmonisés. Autrement dit, la méthode utilisée pour calculer la variation incrémentale des indicateurs économiques tels que la marge de profit, le taux de rendement interne (TRI), est totalement conforme à celle utilisée par ACV-C pour calculer l'incrément du delta GES ou encore la variation delta des autres indicateurs environnementaux. Dans le contexte de la prise de décision (AMCD), l'incorporation des critères environnementaux aux mêmes degrés que les critères économiques est consistante, car l'évaluation des critères environnementaux est conforme à celle des critères économiques, selon le champ d'études (« goal and scope ») visé par le projet.

3.3.2.2 Application de AMCD et la matrice décisionnelle

Dans l'analyse critique portant sur la prise de décision (section 2.9.2), il a été mentionné que l'analyse multicritère décisionnelle sera utilisée comme outil d'appoint, et qu'aucun développement ni amélioration méthodologiques menant à une contribution scientifique ne sont envisagés à ce stade-ci. Toutefois, l'utilisation de AMCD comme outil d'appoint et l'usage particulièrement spécifique qui a été fait de AMCD peuvent donner lieu à la contribution thématique dans le secteur forestier, en particulier dans le domaine des pâtes et papiers.

En effet, six activités de AMCD panels ont été prévues dans ce projet. Une activité AMCD panel est une activité où différents experts ayant des antécédents professionnels variés, se réunissent pendant une journée (8 heures) pour analyser et évaluer un projet en usant et en pondérant des critères décisions soigneusement sélectionnés pour le contexte à l'étude. De ces six activités, trois on ont été réalisés. La première activité à regroupe un panel qui a évalué et pondéré les critères environnementaux sous la considération des aspects environnementaux uniquement. Le même panel s'est réuni pour une deuxième fois, cette fois, pour évaluer le projet sous la considération des enjeux économiques seulement. Pour ce faire le panel a été invité à pondérer les critères économiques seulement. Finalement, une troisième activité de AMCD panel est réalisée avec le

même panel. Cette fois-ci, le panel est invité à évaluer le projet sous la considération des enjeux environnementaux et économiques. Pour ce faire, le panel est invité à pondérer les critères soigneusement sélectionnés lors des deux précédents AMCD. Le résultat du dernier panel donne lieu à une **matrice décisionnelle équilibrée**, car elle prend en compte d'aussi bien les enjeux économiques que les enjeux environnementaux. Les résultats de cette série d'activité sont présentés à la section (section 4.2.3.4.5). Quant aux activités de panel 4, 5 et 6, il a été impossible de regrouper exactement le même panel et ses effectifs pour évaluer le projet : 1) sous la considération des enjeux politiques ; 2) sous la considération des enjeux du mix d'électricité canadien, et 3) sous les considérations des enjeux de la future taxe nationale sur le carbone.

Faute de reconduire le même panel, la matrice décisionnelle équilibrée a été reconduite dans des phases décisionnelles subséquentes n°4, n°5 et n°6. Toutefois, la reconduction de cette matrice obéit à une hypothèse expliquée à la section suivante : l'hypothèse de l'invariance des poids incorporer dans la matrice décisionnelle.

3.3.2.3 Matrice décisionnelle et l'hypothèse de l'invariance des poids

À défaut de réaliser les réelles activités AMCD restantes. Les mêmes pondérations obtenues lors du troisième AMCD sont maintenues invariantes pour les phases décisionnelles. En effet, il a été démontré dans les travaux précédents, que la réévaluation matricielle d'un projet dans le même contexte avec les mêmes buts et objectifs, mais en présence d'un panel différents (industriel, académique, gouvernemental), pouvait aboutir à une cohérence dans l'attribution des poids aux critères considérés [12, 142]. Cela étant dit, une certaine variation des facteurs de pondération peut être observée entre différents panels. Toutefois, une certaine consistance se reflète dans la tendance de cette variation des poids qui sont attribués. En effet, pour un même projet les poids sont attribués non par rapport au contexte, mais par rapport à la performance du critère évalué. Cela étant dit, dans le contexte de cette étude, il est vrai que l'on s'attend à une faible variation des poids entre le cas de base et le cas sous les politiques, si un autre panel avait été invité à pondérer les nouvelles performances économiques. Cependant, pour ce travail, il a été supposé que les nouvelles performances des critères évalués conserveront une certaine tendance et un même ordre de grandeur. En d'autres mots, les performances des critères considérés ne varieront pas de manière considérable entre les cas comparés au point d'induire une variation significative des poids. D'où l'hypothèse selon laquelle la pondération des critères de la matrice décisionnelle

intégrée dans le calcul demeure invariante entre le cas de base et le cas sous contexte d'instruments politiques, sous contexte des scénarios du mix d'électricité, sous contexte de la taxe carbone.

3.3.3 Analyse technico-économique

L'analyse technico-économique est une technique d'évaluation aussi bien des coûts que des rentabilités d'un projet donné. La technique permet d'utiliser les aspects techniques d'un projet et les intègre dans une analyse systématique qui permet de définir les corrélations entre les variables techniques et les variables économiques. L'analyse permet aussi de superposer les informations techniques et économiques de manière à comprendre comment les processus physiques se rapportent aux coûts de production d'un produit ou d'un service donné. En d'autres termes, l'analyse techno-économique est une approche conventionnelle dans laquelle les performances techniques d'un système (projet) sont analysées et les résultats sont utilisés pour évaluer la performance économique de ce système (projet) [143].

Dans le cas d'un procédé, les étapes principales de l'analyse techno-économique sont les suivantes : premièrement, un diagramme d'écoulement théorique est développé, deuxièmement les bilans des matières et les bilans d'énergétiques sont réalisés ; et troisièmement, l'estimation des coûts (coûts d'investissement et coûts d'opération) est réalisée en usant des données et résultats des bilans de masse et des bilans d'énergie. L'intérêt actuel et croissant porté vers bioéconomie et l'exploitation des ressources renouvelables, de nombreuses études techno-économiques évaluant les procédés de bioraffinerie ont été menées dans la littérature, y compris par NREL et bien d'autres laboratoires nationaux des États-Unis [84-89]

3.3.4 Analyse et modélisation des instruments de politiques

3.3.4.1 Contexte et problématique

3.3.4.2 Cadre méthodologique d'analyse des politiques

Le cadre méthodologique (voir Figure 3.6) présente les principales étapes méthodologiques utilisées pour identifier, sélectionner et analyser les instruments et les scénarios de politiques

ayant possiblement un impact significatif (positif ou négatif) sur l'intégration à grande échelle des stratégies de bioraffinerie.

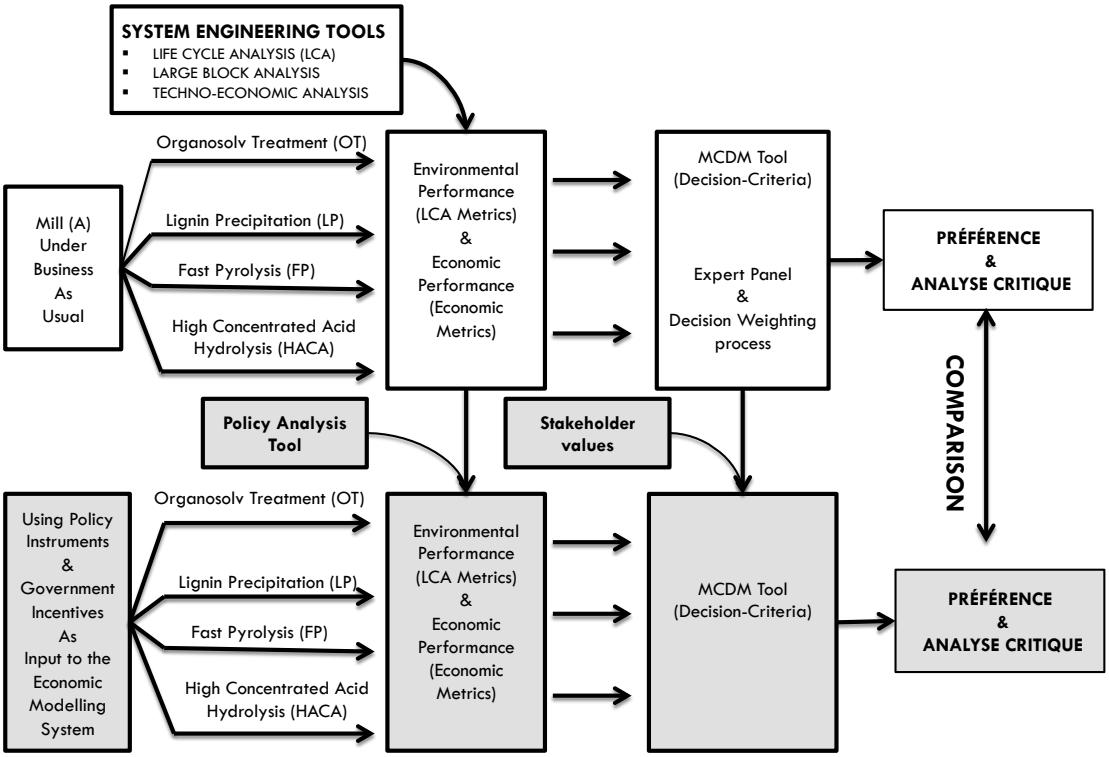


Figure 3.6 : Illustration des instruments de politiques comme intrants au système (version anglaise extraite de Batsy et al.[144])

L'approche méthodologique globale est segmentée en deux grandes étapes. La première étape consiste à évaluer les différentes alternatives de bioraffinerie selon le principe du scénario qui prévoit le statu quo dans les activités de l'usine de pâtes et papiers. En effet, le statu quo est un scénario ou il est supposé que la tendance actuelle se poursuivra telle qu'elle sans changement ni variation majeure des conditions législatives, y compris les conditions du marché. La deuxième étape quant à elle, consiste à réévaluer cette fois, la décision qui a été prise selon le contexte qui tient en compte des scénarios d'instruments des politiques à venir.

Pour identifier le set d'instruments pertinents ayant un grand potentiel d'impacter les modèles d'affaire des procédés de bioraffinerie. Une revue et une analyse critique de la littérature ont été faites en vue d'identifier les types de politique pouvant servir au développement de la filière de bioraffinerie au Canada et aux É.U. La revue de la littérature a été faite selon une approche comparative entre les instruments de politiques en vigueur aux É.U et au Canada. L'analyse des

barrières et l'analyse des enjeux favorable au développement de la filière bioéconomique ont permis de cibler la revue des politiques et des instruments de politiques pertinents à l'étude de cas. Les étapes de la revue et la sélection des instruments sont présentées dans l'article n°3 à l'annexe C de ce document. La figure ci-dessous présente de manière succincte les grandes étapes de la revue qui ont été réalisées.

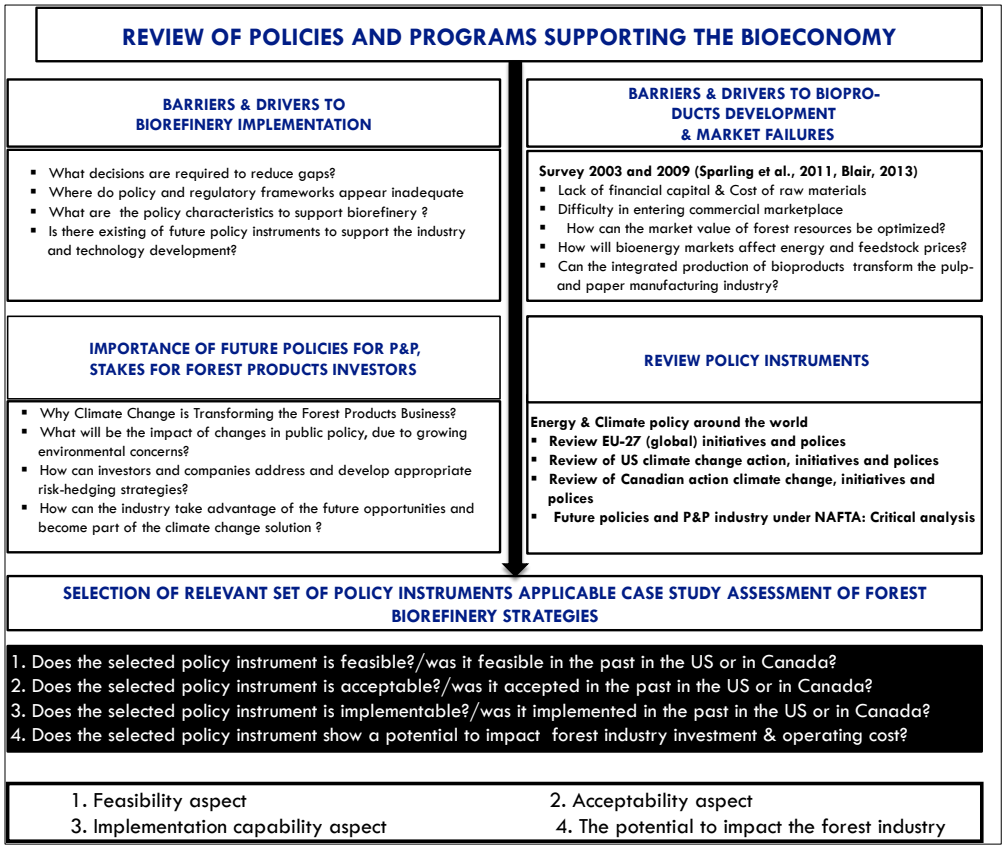


Figure 3.7 : Approche de revue des politiques et instruments (version anglaise adaptée de Batsy et al. [144]).

3.3.4.2.1 Les barrières et obstacles à l'encontre du développement des bioproduits

Durant la dernière décennie, Statistique Canada a mené une série de trois enquêtes auprès des entreprises canadiennes (2003, 2006, 2009), afin d'identifier les barrières et obstacles qui se dressent à l'encontre du développement des bioproduits et la filière de bioraffinerie au Canada [145]. Parmi les barrières identifiées, trois d'entre elles se sont révélées plus importantes que les autres, et ce, trois fois de suite entre 2003 et 2009. Parmi celles-ci, le manque des capitaux a été identifié comme étant le plus grand obstacle au développement de la filière des bioproduits. Il est secondé par le processus, coûteux et fastidieux des procédures d'approbation réglementaire des

biotechnologies. Finalement, le coût d'approvisionnement en biomasse a été identifié comme étant la troisième barrière en importance. De cette enquête, il est ressorti que le développement dans le secteur des bioproduits est handicapé par la cherté de la chaîne d'approvisionnement en biomasse, les coûts onéreux quant aux procédures et politiques d'approbation des technologies, suivi du manque des fonds et capitaux nécessaires. Le secteur des bioproduits ou encore la filière de la bioraffinerie paraît désormais comme une filière à très haute valeur ajoutée, dont la compétitivité est complètement minée par le fait qu'elle est aussi la filière à très forte intensité capitalistique. Cela étant dit, il est clair que les stratégies d'intégration de bioraffinerie sont des projets dont la mise en œuvre nécessite beaucoup de capitaux. Cette nécessité rend ces stratégies moins attrayantes et moins compétitives pour les investisseurs avisés. Il semble que, en raison de leur forte intensité capitalistique (avis d'expert de l'usine), les projets et stratégies de bioraffinerie ne seront pas en mesure d'atteindre les segments de marché ciblés à des prix concurrentiels, s'il n'y a pas un soutien clair et une aide financière mesurée et appropriée de la part du gouvernement [4].

3.3.4.2.2 Les barrières et leviers impactant la mise en œuvre de la bioraffinerie

Les experts dans le secteur forestier et les dirigeants du secteur industriel montrent un faible intérêt aux politiques et instrument, et ce, bien que le gouvernement s'évertue à mettre en places des leviers économiques. En effet, ce constat résulte d'un sondage réalisé auprès des experts et parties prenantes du secteur industriel[6]. Par conséquent, le secteur réduit sa dépendance à l'égard des subventions et politiques gouvernementales. En effet, à première vue il est possible de dire qu'en fin de compte, les leviers politiques et instruments comptent peu pour les parties prenantes du secteur. Ceci est dû en partie par une mauvaise compréhension des politiques et la portée économique de celles-ci par les parties prenantes. Ce projet s'intègre dans ce contexte afin d'apporter une meilleure compréhension à une audience bien ciblée, constituée d'experts, dirigeants d'entreprises et d'autres parties prenantes dans ce secteur forestier.

3.3.4.2.3 L'Importance des instruments et scénarios de politiques

Les instruments politiques sont des outils, ou mieux encore des leviers économiques par le biais desquels le gouvernement soutient, coordonne et encourage l'investissement dans différents secteurs de l'économie nationale, tout en stimulant l'innovation, l'amélioration des services et la

commercialisation des produits. Or, il se trouve qu'en raison de la nature des incertitudes liées à l'accès aux futures subventions gouvernementales, les analystes, les techniciens et les décideurs ne prennent pas systématiquement compte du potentiel associé aux instruments politiques. C'est d'ailleurs pour cette raison que certaines hypothèses utilisées dans les analyses technico-économiques sont très récurrentes[146]. Parmi celles-ci, il y n'a pas, plus récurrentes que :

- Hypothèse (A) : Aucune subvention n'a été prise en compte dans cette analyse techno-économique ;
- Hypothèse (B) : L'amortissement linéaire a été utilisé par défaut ;
- Hypothèse (C) : Aucun crédit d'impôt n'a été envisagé dans cette analyse techno-économique ; et
- Hypothèse (D) : Aucun crédit carbone sur la réduction des émissions de GES n'a été considéré dans cette analyse techno-économique, et aucun dollar n'a été affecté à la tonne de CO2éq évité.

Cependant, il existe un réel potentiel associé aux mesures incitatives gouvernementales et aux subventions. En effet, l'examen poussé des hypothèses couramment utilisées dans la plupart des analyses technico-économiques montre qu'il existe un potentiel pour améliorer aussi bien la performance économique que les critères de décision, et ce, grâce à des leviers économiques et politiques incitatives du gouvernement. Ces mesures et subventions sont des leviers capables de redynamiser les différents secteurs de l'économie, le secteur forestier et celui des bioproduits en particulier. La considération de tels leviers économiques lors de l'évaluation des coûts permet aux analystes et décideurs d'évaluer à quels points ces leviers peuvent réduire les coûts de production et améliorer les marges. Depuis l'élaboration de la feuille de route canadienne sur l'innovation[147], le résultat d'une étude financée par le Plan d'action 2000 [148]. Le Canada est devenu de plus en plus agressif à tous les paliers du gouvernement pour mettre en œuvre des politiques et des programmes visant à revitaliser l'industrie forestière. En d'autres termes, le recours à des subventions et autres instruments politiques semble être une option incontournable et inévitable pour aider les entrepreneurs (investisseurs) à réduire les coûts en capitaux associés, et pour faire avancer la filière et la rendre compétitive sur le long terme.

3.3.4.2.4 Revue sélection des instruments de politique

Une revue minutieuse de la littérature a été effectuée en s'appuyant dans un premier temps sur les données et informations qui ont été recueillies par Bradley [149], et par Blair[150]. La liste de base a été complétée en récupérant d'autres données par une recherche combinée sur les sites des gouvernements provinciaux, sur les sites web des agences du gouvernement fédéral telles que RNCan, Statistic Canada, Revenu Canada et bien d'autres bases de données et portails de recherches tels que MarRS spécialisés dans la collecte et le stockage d'information sur les subventions et programmes de financement pour petites et moyennes entreprises. Quant aux informations, en lien avec les instruments et politiques mis en place par différents États américains, les travaux de Yacobucci [151], ont servis comme source principale d'informations de base. Par la suite, les données supplémentaires qui ont servi à la mise à jour ont été recueillies directement sur les sites web des agences (US-EPA, US-CRS, US DEO, US-DA, US-IRS) et sur les sites du gouvernement fédéral américain [152-158] [159-168]. La revue complète est présentée dans les annexes de l'article n°3 (voir annexe C).

3.3.4.2.5 Analyse et modélisation des politiques

Cette section explique la modélisation des politiques en partant du principe que la revue a permis d'identifier un ensemble de 6 instruments politiques sommairement présenté dans le tableau ci-dessous.

Tableau 3.1 : La liste des instruments de politiques considérés (version anglaise extraite de Batsy et al.[144])

Traduction libre de l'anglais vers le français	
Appellations, abréviations et sigles en langue anglaise	*Appellations, abréviations et sigles en langue française*
✓ *The Social Cost of Carbon (SCC):*	✓ *Coût social du carbone (CSC)*
✓ *Feed-In Tariff (FIT):*	✓ *Tarif subventionné ou Tarif de rachat (TS)*
✓ *Production Tax Credit (PTC)*	✓ *Crédits d'impôt pour production (CIP)*
✓ *Investment Tax Credit (ITC)*	✓ *Crédit d'impôt à l'investissement (CII)*
✓ *Canadian Renewable and Conservation Expense (CRCE)*	✓ *Frais liés aux énergies renouvelables et à l'économie d'énergie au Canada (FEREEC)*
✓ *Accelerate Depreciation and Amortisement (ADA) or Accelerate Cost Allowance (ACCA)*	✓ *Déduction pour amortissement accéléré (DPAA)*

Il est important de rappeler que cette analyse et modélisation des impacts potentiels (impacts positifs ou négatifs) des politiques permettront de mettre à jour les valeurs des critères de prise de décision qui ont été sélectionnés par le panel expert. De ce nombre, seules les valeurs des critères

environnementaux demeurent inchangées, car les instruments de politiques considérés n'affectent nullement l'analyse de cycle de vie déjà effectuée dans le cas de base. De fait, les modèles ACV et résultats développés dans le volet n°1 de l'étude de cas restent inchangés. Ce qui n'est pas le cas avec les modèles économiques. La figure ci-dessous montre le processus appliqué pour mettre à jour le modèle économique vis-à-vis du modèle initialement développé.

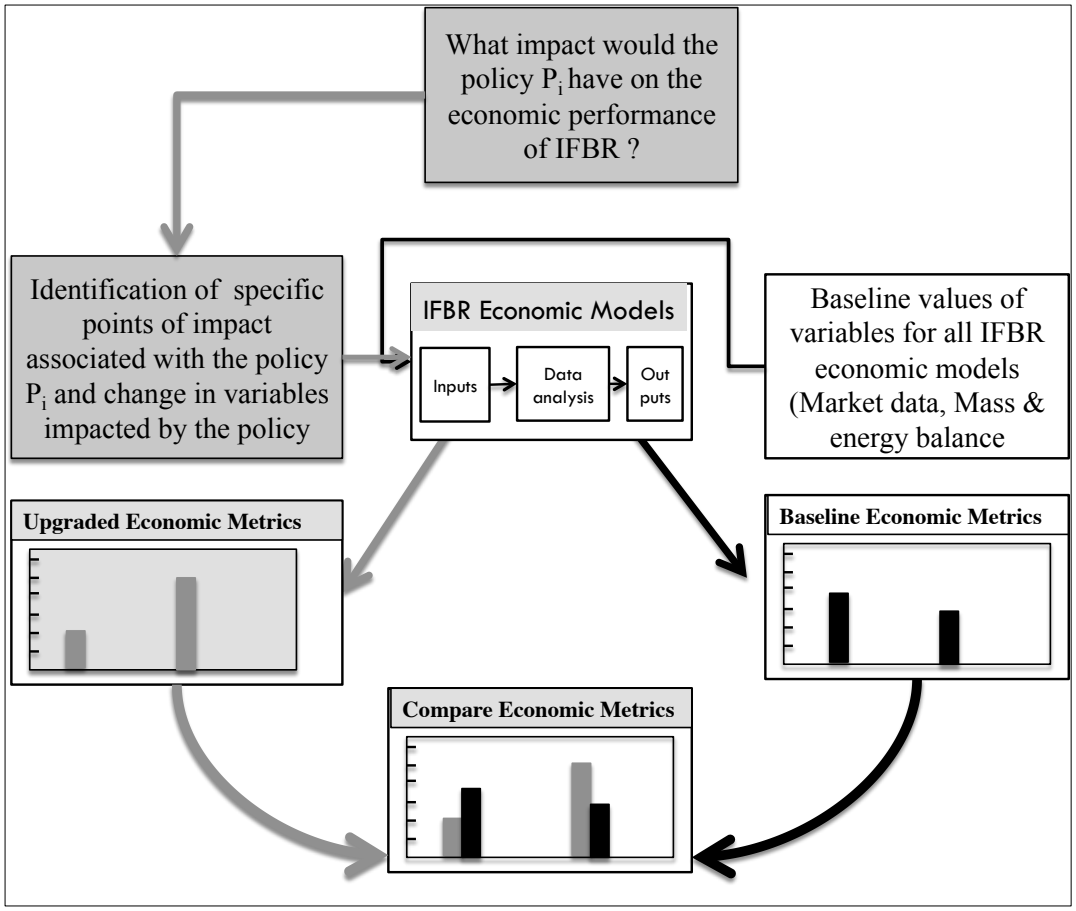


Figure 3.8 : Modèle d'analyse et de simulation des instruments et des scénarios de politiques (version anglaise extraite de Batsy et al. [169])

Chacune des politiques est examinée individuellement. Afin de simuler l'impact de l'ensemble des instruments de la politique choisie, chaque instrument de politique est considéré individuellement comme nouvel intrant dans le modèle économique initialement développé dans l'évaluation préliminaire des stratégies sans la considération des politiques. Ensuite, la question suivante est formulée : quel pourrait être l'impact de l'instrument de la politique (Pi) sur la

performance économique actuelle de chacune des options de bioraffinerie (voir Figure 3.8) ? — De cette question découle une série d'étapes méthodologiques. Premièrement, les variables économiques spécifiques qui caractérisent l'instrument de politique sont identifiées, pour voir quelles variables économiques peuvent être impactées par les politiques analysées.

Le tableau ci-dessous donne un exemple de variables importantes qui caractérisent chaque instrument et le point d'impact dans un modèle techno-économique classique.

Tableau 3.2 : Variables pouvant impacter les modèles économiques (version anglaise extraite de [144])

Variables caractéristiques identifiées pour chaque instrument de politique
✓ ***The Social Cost of Carbon (SCC)****: has an impact on the revenues by increasing or decreasing the revenue stream from GHG credit or penalty (i.e. 36 $/metric ton [$2007]).* ✓ ***Feed-In Tariff [FIT]:*** *has an impact on the revenues by increasing the revenue stream from electricity with $0:13/kWh incentive.* ✓ ***Production Tax Credit [PTC]:*** *has an impact on the revenues by increasing the revenue stream from bioethanol with $0:10/L incentive.* ✓ ***ITC [Investment Tax Credit]:*** *has an impact on the Capital Expenditures [CAPEX]. This incentive depends on the type the project: 30% of qualified capital expenditures; or 10% of qualified capital expenditures.* ✓ ***Canadian Renewable and Conservation Expense [CRCE]:*** *has an impact on the CAPEX [capital Expenditures] at least 50% or more tangible costs are reasonably expected to be allocated to different type of assets [Class 43.1 or 43.2 Assets] and refunded* ✓ ***Accelerate Depreciation and Amortisement [ADA] or Accelerate Cost allowance [ACCA]:*** *has an impact on the Capital Expenditures [CAPEX] by accelerating the depreciation rate, which 25% of CAPEX depreciated the first year, 50% second year, and 25% the third year*

Chaque instrument est modélisé individuellement selon ses propres caractéristiques. Pour faire une explication concrète de la méthode, considérant une politique telle : écoÉNÉRGIE. écoÉNERGIE est une politique du gouvernement fédéral qui a été mise en place pour soutenir la production des biocarburants et l'énergie verte telle la production d'électricité. Par le biais de cet instrument politique, le gouvernement accorde un crédit d'impôt au producteur du bioéthanol et de l'électricité. C'est un instrument qui rentre dans la catégorie des instruments appelés crédit d'impôt à la production ou encore Production Tax Credit [PTC] en anglais.

Pour modéliser l'impact d'un tel instrument écoÉNERGIE, les variables économiques caractérisant cet instrument sont : 0,10 $ de crédit d'impôt pour chaque litre de bioéthanol produit plus 0,20 $ de crédit d'impôt pour chaque litre de biodiésel produit et enfin plus 0,01 $ de crédit d'impôt pour chaque kilowattheure d'électricité produit et acheminé au réseau électrique local.

Ci-dessus [Tableau 3.2] est présenté le tableau des paramètres économiques ou variables caractéristiques pouvant impacter les résultats des modèles économiques pour les autres instruments. Deuxièmement, les analyses de corrélation permettent d'identifier les points d'impact de chaque instrument sur les variables économiques bien précises des modèles économiques. Par exemple, dans le cas de l'instrument écoÉNERGIE, le point d'impact serait le courant de revenu annuel [« stream revenue »] issu de la production annuelle du bioéthanol et aussi les courants de revenu annuel découlant de la production annuelle des biohuiles et des kilowattheures [kWh] en excès acheminé au réseau électrique local). Troisièmement, les résultats issus du modèle de base sous BAU sont confrontés aux résultats générés par chaque instrument politique considéré individuellement de manière comparative. Par ailleurs, les autres variables économiques et facteurs non affectés par ledit instrument sont maintenus constants, selon le principe de « toutes choses étant égales par ailleurs ».

Finalement, après une analyse des performances individuelles de chaque instrument, une simulation plus complexe est engagée. Cette fois, les scénarios de politique, c'est-à-dire les les scénarios représentants, combinaisons des instruments non mutuellement exclusifs, sont simulés dans le modèle. L'expression « instruments non mutuellement exclusifs » signifie que ces instruments ne sont pas en concurrence les uns par rapport aux autres. En d'autres mots, l'accès à une subvention (un instrument) quelconque n'exclut pas la possibilité d'en obtenir une autre. Les résultats issus de ces simulations sont à leur tour comparés aux performances individuelles de chaque instrument. Cela permet de contraster la variation des performances économiques en trois catégories : 1) la catégorie des performances initiales associées au modèle du statu quo ; 2) la catégorie des performances de chaque instrument simulé individuellement ; et 3) finalement la catégorie des performances de chaque scénario de politique. Il est important de rappeler que le scénario de politique fait allusion à une combinaison d'instruments non concurrents. La méthode est validée et appliquée dans le volet n°2 de l'étude de cas.

3.3.4.2.6 Modélisation des impacts des réseaux d'approvisionnement du mix énergétique

La troisième étape suit le même principe que la deuxième étape, sauf que cette fois-ci, la réévaluation est faite en prenant en compte des scénarios du mix énergétique dans un premier temps et de la taxe carbone dans un deuxième temps. La méthode est validée et appliquée à travers le volet n°3 de l'étude de cas.

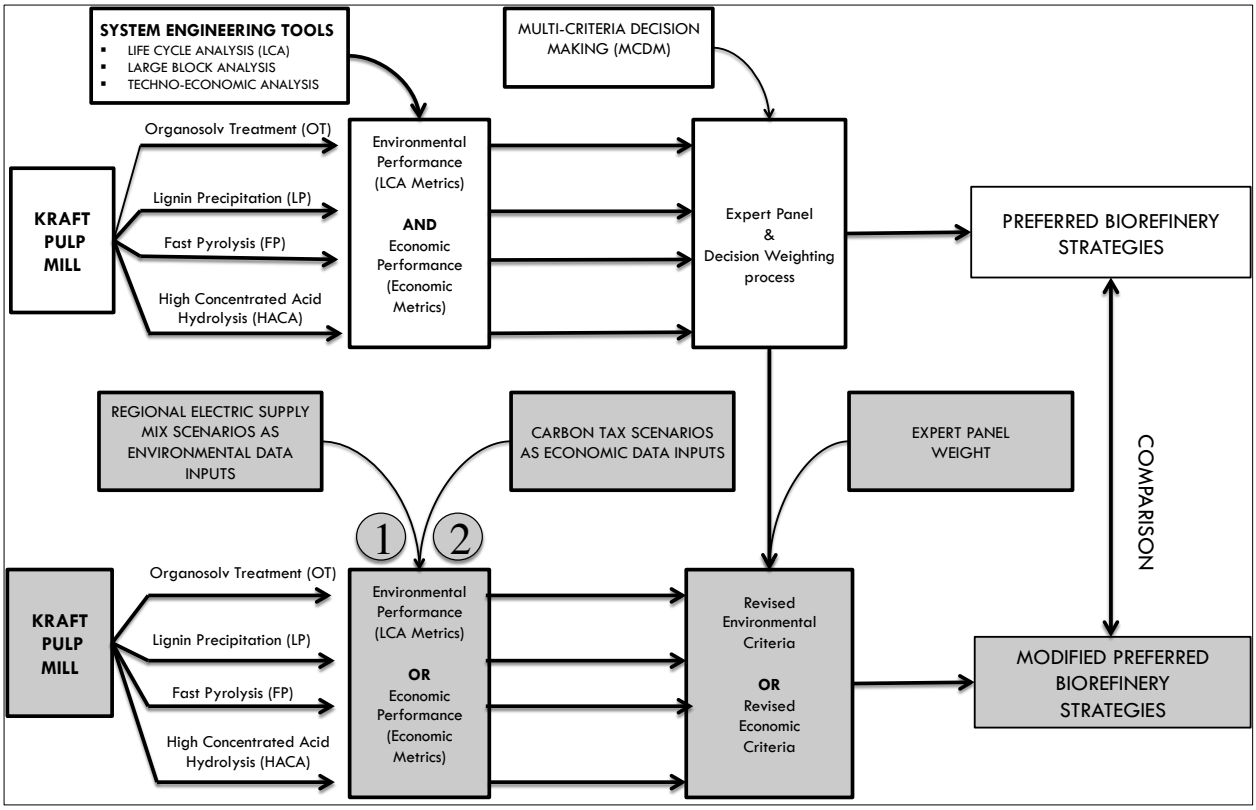


Figure 3.9 : Cadre d'analyse des scénarios du mix électrique et de la taxe carbone (version anglaise extraite de Batsy et al.[170])

La modélisation mix électrique est illustrée à la figure (Figure 3.9).

- La première étape de la modélisation consiste à prendre en considération les scénarios du mix électriques du Québec, de l'Ontario, de l'Alberta, et aussi la moyenne du mix électrique nationale. Les mix électriques sont pris pour les suivantes : 2005, 2015 et 2030. Il est important de noter que l'année 2005 représente l'année de référence pour les objectifs du gouvernement à vouloir comparer ses efforts de réduction des GES par rapport à l'année 2005. Par contre, l'année 2030 a été considérée dans cette analyse, parce qu'elle représente la date limite fixée pour la fermeture des toutes les centrales thermiques à travers le pays. En conséquence, certaines provinces ont rendu public leur plan énergétique pour d'ici 2030.

- Deuxièmement, chaque scénario du mix électrique est ensuite utilisé comme sources de données environnementales pour le modèle ACV déjà développé dans le cas de base [42]. Autrement dit, chaque mix électrique fournit de nouvelles données au modèle ACV, et ce,

dans le seul but de calculer de nouvelles valeurs des critères environnementaux pour mettre à jour leurs performances.

- Troisièmement, les critères environnementaux réévalués, y compris les émissions de gaz à effet de serre (GES), les substances organiques respiratoires et l'énergie non renouvelable (NRE), sont utilisés comme nouveaux intrants dans le modèle AMCD en vue de calculer les scores globaux de chaque stratégie de bioraffinerie. Les critères économiques sont maintenus constants dans ce cas-ci, car les scénarios régionaux n'ont été analysés que du point de vue environnemental seulement. Par conséquent, les scénarios de prix régionaux du kilowattheure ne sont pas pris en compte. En conséquence, les résultats des profils de prise de décision sont illustrés en fonction des mix énergétiques régionaux et en fonction des années considérées.

3.3.4.2.7 Modélisation de la taxe carbone

La modélisation de la taxe carbone est aussi illustrée à la figure (Figure 3.8). En effet, une revue de différents politiques de la taxe carbone a permis de sélectionner quelques scénarios de taxe carbone, y compris la taxe carbone de l'Alberta, et le plan de tarification annoncé par le gouvernement fédéral. L'analyse de chaque scénario fiscal du carbone utilise le prix par tonne de carbone comme contribution au modèle techno-économique de base dans le seul but de calculer et de mettre à jour les critères décisionnels. Les critères ainsi réévalués sont ensuite utilisés comme nouveaux intrants dans la matrice de prise décision pour calculer et mettre à jour les scores globaux de chaque stratégie. Cette approche permet de réévaluer le potentiel économique associé aux futurs scénarios d'imposition de taxe carbone. En conséquence, les scores globaux de chaque stratégie sont illustrés et présentés en fonction des scénarios de la taxe carbone. Les résultats sont présentés pour répondre à la question suivante : dans quelle mesure le potentiel économique des scénarios de prix autour de la tonne de carbone peut-il modifier les décisions initiales prises par les décideurs dans le contexte du cas de base ?

3.4 Liens entre les méthodes, les hypothèses et les tests

Étant donné que l'approche d'intégration des outils d'ingénierie de système a été expliquée, et que les méthodes ont été développées, la question qui reste à savoir est : comment ces outils s'imbriquent-ils les uns aux autres pour répondre aux questions soulevées tout au long des

analyses critiques ? — Or, l'approche scientifique utilise les défis scientifiques, pour ensuite formuler les hypothèses. Or, pour vérifier une hypothèse, un test clair doit être défini. Cela dit, dans l'effort, d'appliquer une démarche scientifiquement, les figures présentées ci-dessous ont été conçues pour illustrer schématiquement l'approche de résolution adoptée dans cette thèse (voir Figure 3.10, Figure 3.11, Figure 3.12 et Figure 3.13).

En effet, à chaque hypothèse définie à la section (2.10.2) un test lui a été associé. De fait, la première figure représente la première partie de la méthodologie. Cette première partie sert à valider l'hypothèse avec un test et un volet de l'étude de cas (volet n°1). Le test sert à vérifier si les **différences** entre les combinaisons procédés/produits, et les **différences** des produits distincts (portefeuilles de produits) qui en découlent se traduit par une **différence** au niveau des impacts environnementaux. La question est : Est-ce que ces **différences** engendrent-elles nécessairement une **différence considérable** au niveau des impacts environnementaux ? — C'est à cette question que l'étude de cas dans son premier volet tentera de répondre. Et, si ces **différences** au niveau des impacts environnementaux sont considérables, comment **affectent-elles** le classement des scores globaux de chaque alternative ?

La partie n°2 et n°3 de la méthodologie ont été définies en suivant le même questionnement et la même logique de réflexion. La partie n°2 de la méthodologie en lien avec la sous-hypothèse no2 est conçue pour valider l'hypothèse à laquelle le test n°2 a été formulé. Les politiques (surtout avec la prise en considération des aspects de la valeur du carbone dans une transition vers l'économie à faible teneur en carbone) peuvent être porteurs d'un potentiel économique viable pour la bioraffinerie (hypothèse). La question du test est : Est-ce que les **impacts** des instruments politiques sur les procédés de bioraffinerie sont-ils **considérables** ? — Sinon, l'hypothèse est réfutée. Si oui, **sont-ils considérables** au point d'affecter le **classement** des scores **initialement établis** ? — Ces questions seront analysées grâce au volet n°2 de l'étude de cas. Toujours dans la même veine, le même raisonnement est suivi pour la partie méthodologique associée à l'hypothèse n°3 voir figure (Figure 3.11 et Figure 3.12).

Ainsi, les trois sous-hypothèses et les trois sous-méthodologies servent à valider l'hypothèse principale, dont la métaméthodologie est un assemblage des trois méthodologies (voir Figure 3.13). La Figure 3.13 permet aussi de ressortir le lien entre les volets de l'étude de cas et les articles scientifiques qui en découlent (voir section 4.1). La validation du premier test aboutira

à l'obtention des stratégies préférables environnementalement parlant (considération environnementale seulement). La validation du deuxième test aboutira à l'obtention des stratégies préférables sous la considération des politiques seulement. Quant à la validation du dernier test, il permettra d'aboutir à différents choix de préférence des stratégies sous la considération des scénarios de la taxe carbone et des scénarios du mix d'électricité. En résumé, la méthode scientifique appliquée à cette thèse se résume en trois points pour chaque hypothèse. Premièrement, à la première sous-hypothèse, un premier test est déterminé, et à ce test, un premier volet de l'étude de cas est défini. Les résultats du test aboutiront à la rédaction de deux articles scientifiques dont le premier montrera la différence considérable au niveau des impacts environnementaux des alternatives, et le deuxième illustrera comment la différence au niveau des impacts se traduit-elle en différence au niveau de la décision et de la préférence des décideurs par rapport aux alternatives (stratégies) à l'étude. Deuxièmement, à la deuxième sous-hypothèse, un deuxième test est déterminé, et à ce test, un deuxième volet de l'étude de cas est défini. Les résultats du test aboutiront à la rédaction de deux autres articles scientifiques dont le premier montrera la différence considérable au niveau des impacts économiques des alternatives sous la considération des politiques, et le deuxième illustrera la différence des scores globaux entre alternatives et le choix préférentiel qui en découle. Finalement, à la dernière sous-hypothèse, un dernier test est déterminé, et à ce test, un troisième volet de l'étude de cas est défini. Les résultats du test aboutiront à la rédaction d'un article scientifique. Ce dernier montrera les différences des scores globaux entre les alternatives et le choix préférentiel qui en découle sous la considération des scénarios de taxe de carbone et les scénarios d'électricité mix.

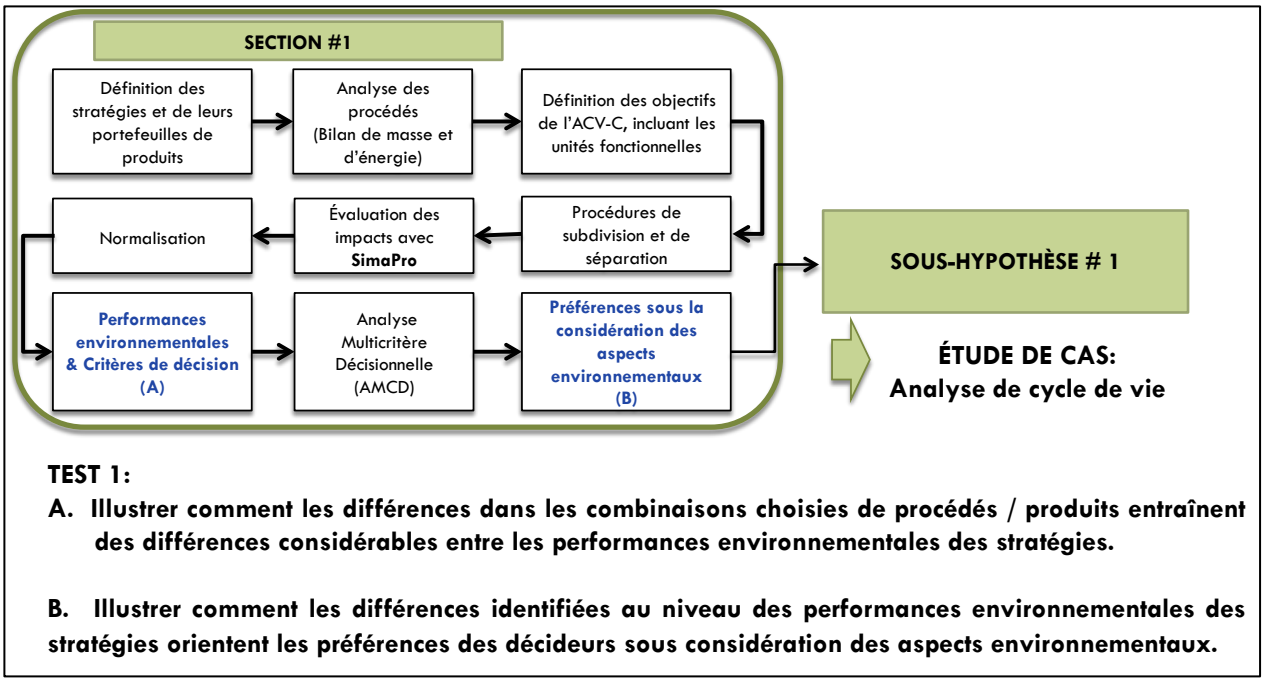


Figure 3.10 : Première partie de la méthodologie servant à valider la sous-hypothèse n°1

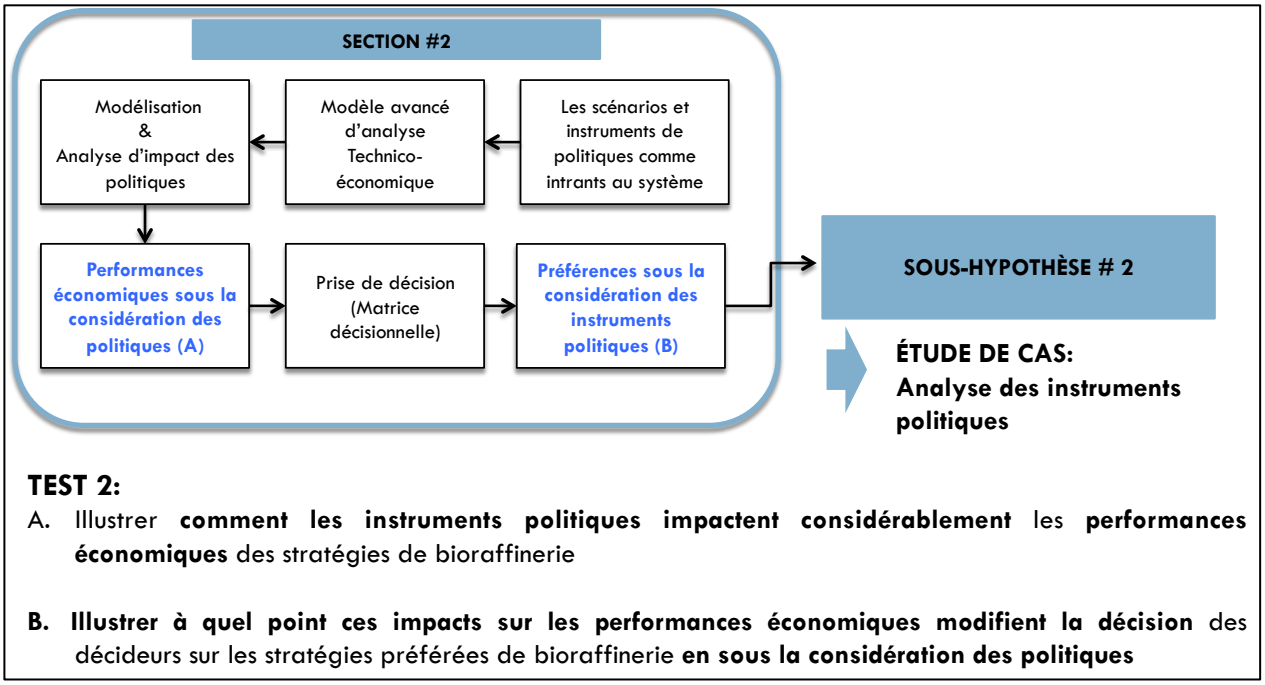


Figure 3.11 : Deuxième partie de la méthodologie servant à valider la sous-hypothèse n°2

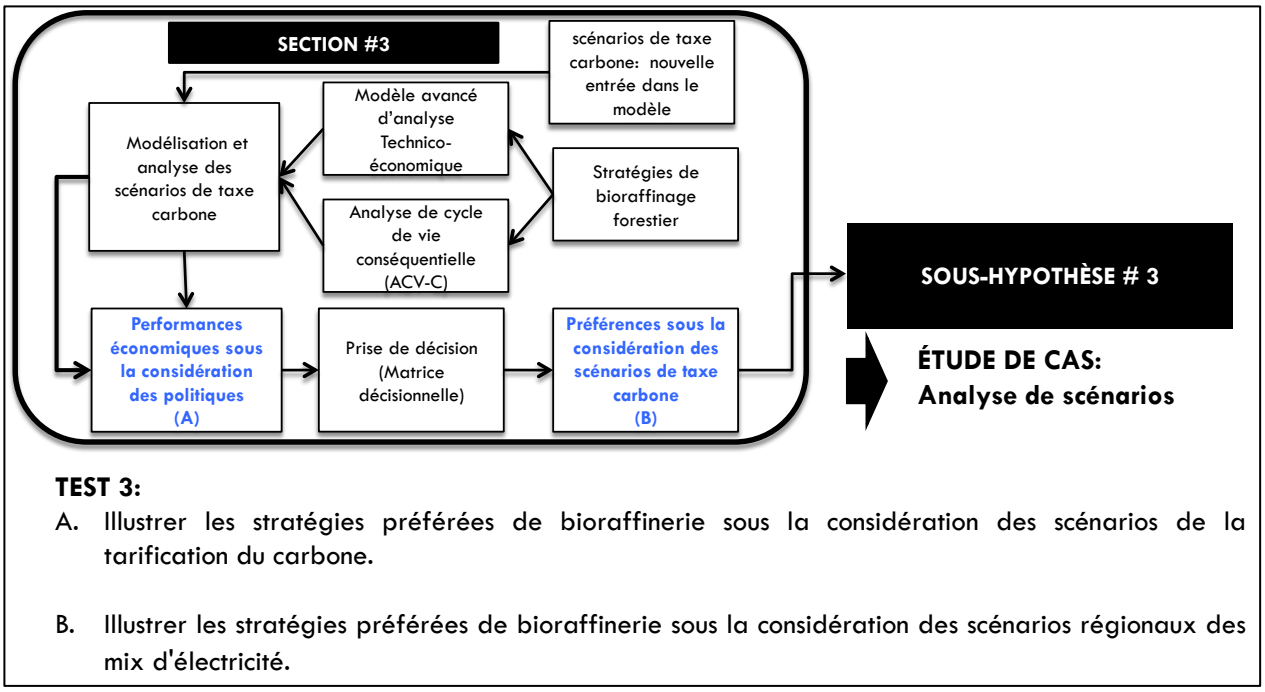


Figure 3.12 : Troisième partie de la méthodologie servant à valider la sous-hypothèse n°3

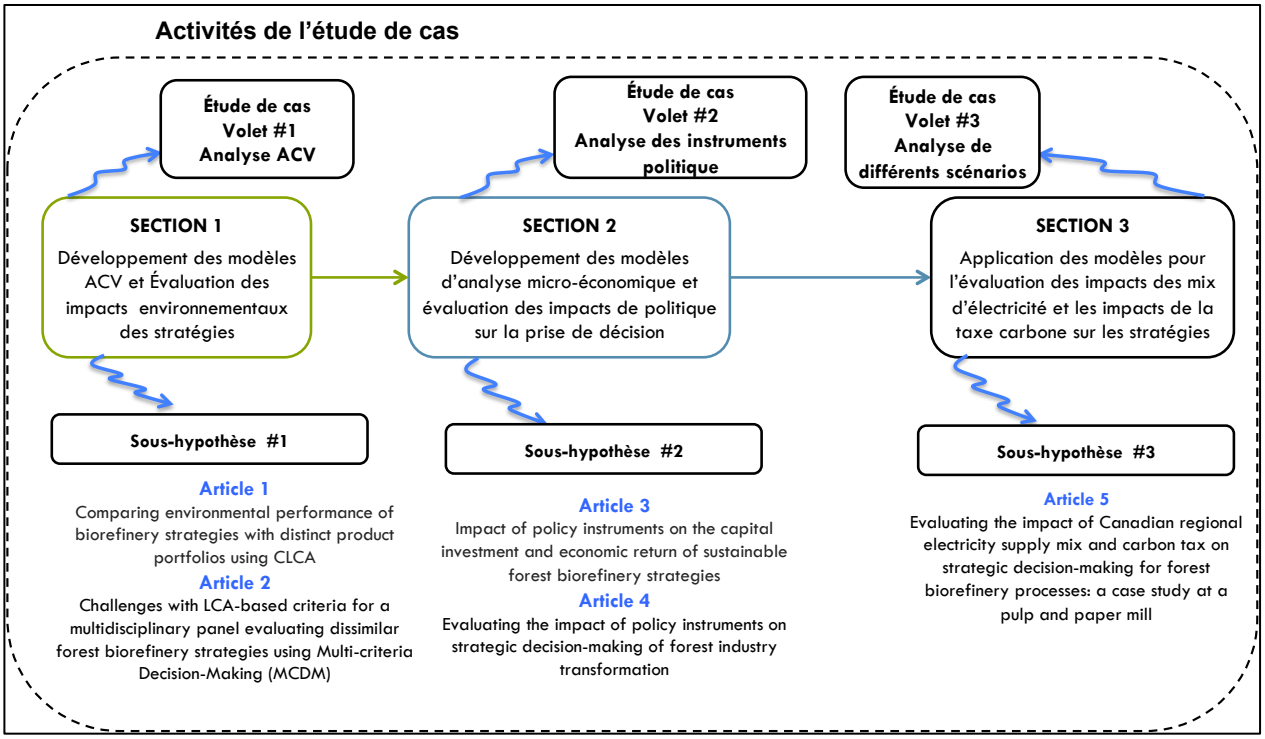


Figure 3.13 : Assemblage des sous-méthodologies servant à valider l'hypothèse principale

CHAPITRE 4 SYNTHÈSE

« Tous les progrès sont précaires, et la solution d'un problème nous confronte à un autre problème.»

- Martin Luther King Jr., Prix Nobel de Paix 1964 (1929-1968)

4.1 Présentation des articles

La synthèse est basée sur les articles suivants. Ces derniers ont été publiés, acceptés ou soumis dans des journaux scientifiques et sont inclus dans les annexes A à E.

- Article n°1: Batsy D. R., Samson R., Stuart P. R. (2016). Comparing environmental performance of biorefinery strategies with distinct product portfolios using CLCA. Soumis à *Journal of Cleaner Production*
- Article n°2: Batsy D. R., Samson R., Stuart P. R. (2016). Challenges with LCA-based criteria for a multidisciplinary panel evaluating dissimilar forest biorefinery strategies using Multi-criteria Decision-Making (AMCD). Article soumis à *Journal of Cleaner Production.*
- Article n°3: Batsy D. R., Brown M., Janssen M., Stuart P. R. (2017). Impact of policy instruments on the capital investment and economic return of sustainable forest biorefinery strategies. Articles soumis à *Biofuels, Bioproducts and Biorefining Journal (Biofpr Journal).*
- Article n°4: Batsy D. R., Brown M., Janssen M., Stuart P. R. (2017). Evaluating the impact of policy instruments on strategic decision-making of forest industry transformation. Article soumis à *Journal of Science and Technology for Forest Products and Processes (J-FOR).*
- Article n°5: Batsy D. R., Brown M., Samson R., Stuart P. R. (2017). Evaluating the impact of Canadian regional electricity supply mix and carbon tax on strategic decision-making for forest biorefinery processes: a case study at a pulp and paper mill. Article soumis à *Energy Research, Engineering and Policy Journal.*

Deux autres publications supplémentaires qui sont des chapitres publiés dans deux livres différents.

- Batsy D. R., Charles C. Solvason, N Sammons, Chambost V., Bilhartz D., Eden M., Stuart P. R. (2012). Product portfolio selection and process design for the forest biorefinery, In *Integrated Biorefineries: Design, Analysis and Optimization*, Stuart PR and El-Halwagi M Editors, CRC Press/Taylor & Francis.
- Mansoornejad, B., Sanaei, S., Gilani, B., Batsy, D. R., Benali, M., & Stuart, P. R. (2017). Designing Integrated Biorefineries Using Process Systems Engineering Tools. In Biorefineries (pp. 201-226). Springer International Publishing

En outre les articles scientifiques révisés par des pairs, il y a ci-dessous quelques présentations liées aux travaux de cette thèse qui ont été données lors des conférences:

- Batsy D. R., Brown M., Stuart P. R. (2015). Implication of policy instruments and in the Decision-Making and the Selection of Sustainable Forest Biorefinery Strategies. VCO-Network &Webinar Conference, Québec, QC.
- Batsy D. R., Brown M., Stuart P. R. (2015). Implication of policy instruments and in the Decision-Making and the Selection of Sustainable Forest Biorefinery Strategies. 3rd Annual FIBER Conference, Montréal, QC.
- Batsy D. R., Brown M., Stuart P. R. (2014). Policy instruments and its impact on biorefinery strategies. Seminar @Tech, Atlanta, GA, USA.
- Batsy D. R., Samson R., Stuart P. R. (2013). Environmental Impact Assessment of Forest Biorefinery Product Portfolios. 63rd Canadian Chemical Engineering (CSChE) Conference, Fredericton, Canada.
- Batsy D. R., Samson R., Stuart P. R. (2013). Environmental Impact Assessment of Forest Biorefinery Product Portfolios. International Pulp and Paper Week, Montréal, Canada.
- Batsy D. R., Brown M., Samson R., Stuart P. R. (2011). Impact des politiques énergétiques et des changements climatiques dans la sélection des stratégies durables de bioraffinerie forestière. 3rd Student Forum of CIRAIG, Montréal, QC.

- Batsy D. R., Brown M., Samson R., Stuart P. R. (2011). Implication of Regulatory and Climate Policy in the Selection of Sustainable Forest Biorefinery Strategies. VCO Summer School Québec, QC.

4.1.1 Lien entre les articles et liens entre hypothèses et articles

La figure ci-dessous présente une brève description des articles ainsi que les liens de corrélations entre eux.

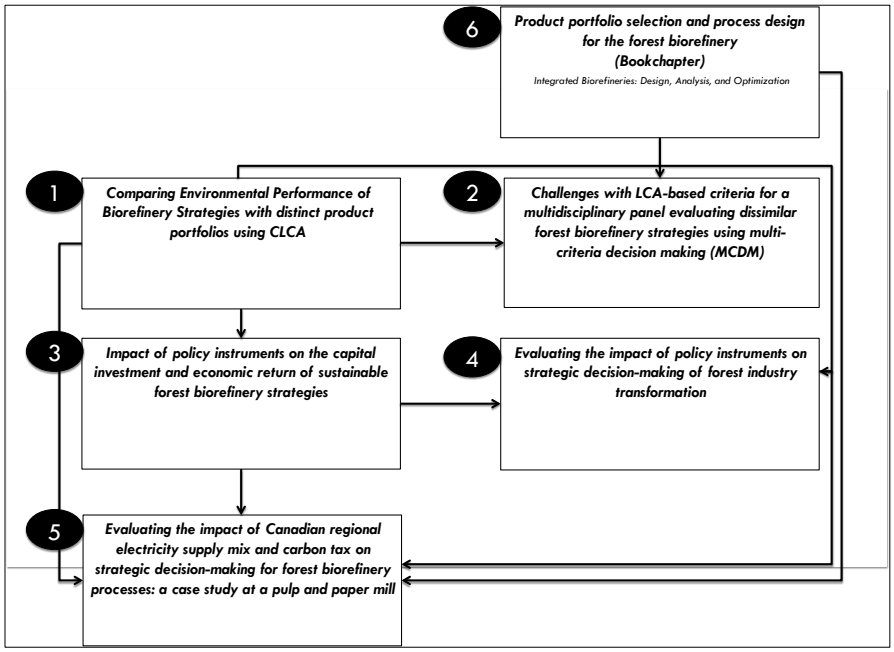


Figure 4.1: Titre des articles et le lien entre eux

Tableau 4.1: Liens entre article et sous-hypothèse

Résumé des sous-hypothèses	**Article(s) associé(s)**
Sous-hypothèse n°1 ACV-C est outil approprié pour l'évaluation de l'incrément des impacts de l'usine dus aux procédés de bioraffinage	Article n°1 *Comparing environmental performance of biorefinery strategies with distinct product portfolios using CLCA* Article n°2 *Challenges with LCA-based criteria for a multidisciplinary panel evaluating dissimilar forest biorefinery strategies using Multi-criteria Decision-Making (AMCD)*
Sous-hypothèse n°2 Les politiques peuvent avoir un impact significatif (+ ou -) sur le retour à l'investissement	Article n°3 *Impact of policy instruments on the capital investment and economic return of sustainable forest biorefinery strategies* Article n°4 *Evaluating the impact of policy instruments on strategic decision-making of forest industry transformation*
Sous-hypothèse n°3 ACV-C, comme outil pour analyser les gains incrémentiels dûs aux différents scénarios du mix énergétique régional	Article n°5 *Evaluating the impact of Canadian regional electricity supply mix and carbon tax on strategic decision-making for forest biorefinery processes: a case study at a pulp and paper mill*

L'article n°1 propose une méthode qui utilise l'analyse de cycle vie conséquentielle (ACV-C) afin d'évaluer et de comparer simultanément les performances environnementales de plusieurs portefeuilles de produits de bioraffinage. Quant à l'article n°2, il combine l'usage d'ACV-C et AMCD et propose une méthode qui permet d'employer des critères environnementaux pratiques, interprétables et compréhensibles par un groupe d'experts impliqué dans un processus de prise de décision (AMCD). De plus, la méthode permet d'identifier quels sont les portefeuilles préférables d'un point de vue environnemental, et ce, dans le contexte spécifique de l'étude de cas.

L'article n°3 propose une approche qui permet d'évaluer les impacts potentiels des instruments de politiques sur le retour d'investissement de différentes stratégies d'intégration de bioraffinage forestier. En ce qui concerne l'article n°4, ce dernier propose une approche qui permet d'incorporer les performances économiques des instruments de politiques dans une analyse multicritère décisionnelle (AMCD).

L'article n°5 propose une méthodologie qui permet d'évaluer les conséquences environnementales et économiques que peuvent avoir les futurs scénarios d'approvisionnement

en électricité mix au niveau régional. La méthode permet 1) de caractériser l'apport (ou pourcentage) des énergies renouvelables dans le réseau de distribution des énergies mix ; 2) d'estimer la réduction maximale des émissions engendrées par cet apport en énergies renouvelables, et la fermeture décisive de toutes les centrales thermiques à charbon d'ici 2030 (coal-fired plant phased-out policy) ; et 3) d'estimer finalement les impacts économiques engendrés par la réduction maximale des émissions de GES, selon les scénarios de la bourse de carbone.

4.2 Application des méthodes et résultats

4.2.1 Définition expressions et termes clés

Le tableau ci-dessous donne une définition des termes qui seront utilisés les sections subséquentes.

Tableau 4.2: Expressions et définitions

Expressions et équivalences	
Problématique décisionnelle n°1, ou Choix préférentiel n°1	*S'inscrit dans le contexte ou les décideurs établis la préférence envers les alternatives (choix préférentiels) dans une perspective qui considère les enjeux environnementaux seulement.*
Problématique décisionnelle n°2, ou Choix préférentiel n°2	*La deuxième problématique s'inscrit dans un contexte où les décideurs considèrent les enjeux économiques uniquement.*
Problématique décisionnelle n°3, ou Choix préférentiel n°4	*La troisième problématique s'inscrit dans un contexte où les décideurs considèrent les enjeux économiques et environnementaux*
Problématique décisionnelle n°4, ou Choix préférentiel n°4	*La quatrième problématique s'inscrit dans un contexte où les décideurs considèrent les enjeux des instruments de politique de lutte contre le changement climatique*
Problématique décisionnelle n°5 Choix préférentiel n°5	*La cinquième problématique s'inscrit dans un contexte où les décideurs considèrent les enjeux énergétiques (politique de fermeture des centrales à charbon)*
Problématique décisionnelle n°6 Choix préférentiel n°6	*La sixième problématique s'inscrit dans un contexte où les décideurs considèrent les enjeux fiscaux de la taxe carbone*

4.2.2 Organisation de la section

Le volet n°1 de l'étude de cas est associé au cas de base, le volet n°2 est associé à la l'analyse des instruments de politiques, et le volet n°3 est associé à l'analyse des scénarios du mix électrique et

des scénarios de la taxe carbone. La figure ci-dessous présente une illustration des trois volets de l'étude de cas. Ainsi, le volet n°1 de cette étude de cas permet de répondre aux trois premiers types de choix préférentiels dont l'intitulé est « problématiques décisionnelles » (voir tableau ci-dessus). Le volet n°2 de cette étude de cas incorpore les scénarios de politiques comme étant de nouveaux intrants au système et aux modèles économiques déjà développés. Ce volet numéro 2 permet d'illustrer les préférences des alternatives sous la considération des enjeux de politiques. Le volet n°3, quant à lui, incorpore les scénarios des mix énergétiques provinciaux et fédéraux comme nouveaux intrants au système constitué par des modèles ACV et les modèles économiques développés au volet n°1 de l'étude de cas. Le volet n°3 de l'étude de cas incorpore aussi les scénarios des tarifs de la taxe carbone comme nouveaux intrants aux modèles du système. Ce volet permet d'exprimer les préférences des alternatives sous la considération des enjeux énergétiques et enjeux fiscaux de la taxe carbone. Les sections (section 4.2.3, 4.2.4, 4.2.5) présentent succinctement les volets n°1, n°2 et n°3 des études de cas et les résultats qui y sont associés.

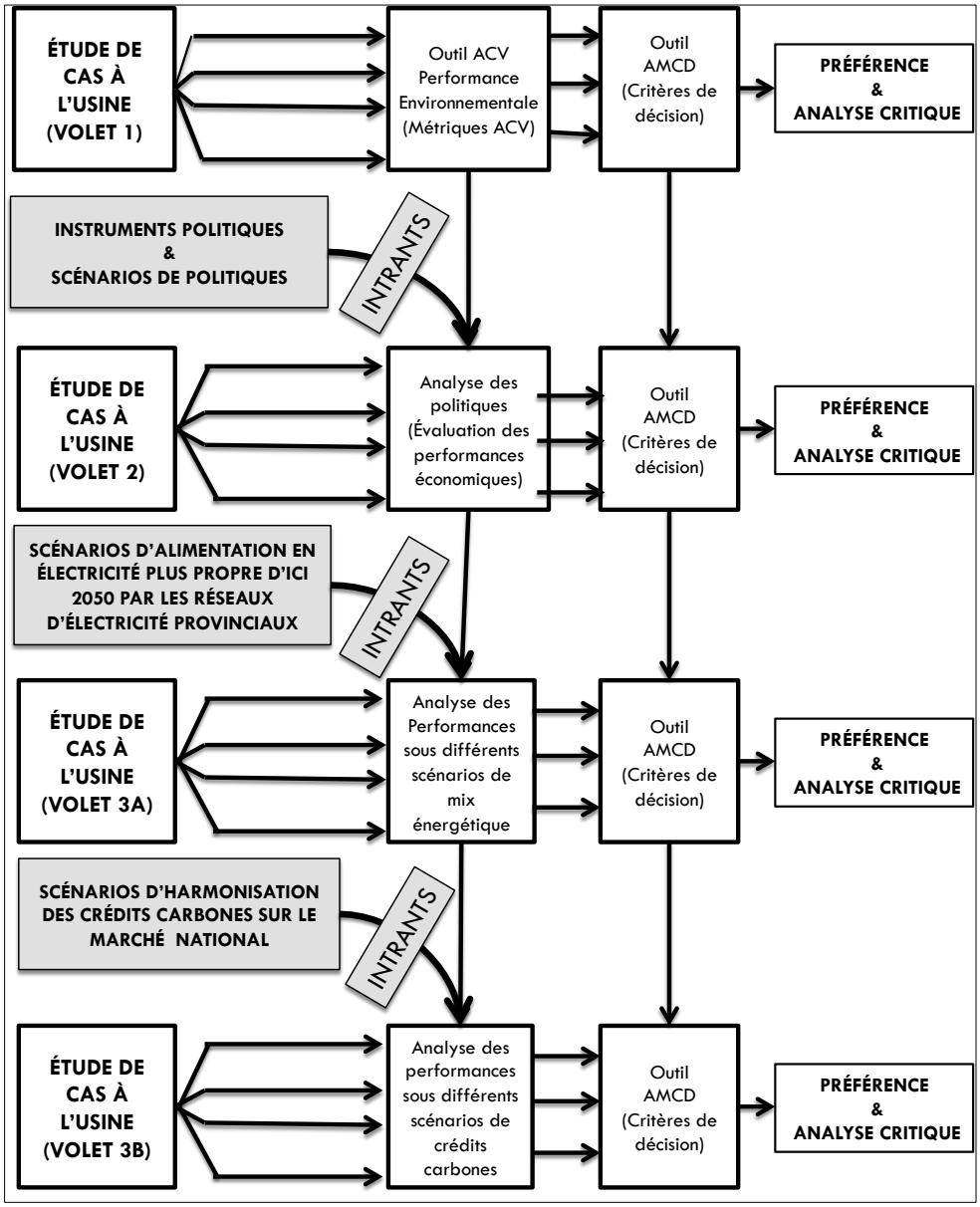


Figure 4.2 : Illustration des volets de l'étude de cas

4.2.3 Étude de cas : volet n°1

Le premier volet de cette étude de cas est réalisé dans le contexte d'un projet de modernisation d'une usine kraft ayant une capacité de production d'environ 1000 tonnes/j de pâtes et papiers et qui utilise environ 2000 tonnes de copeaux par jour.

Contrairement aux procédés classiques, celui-ci a une particularité. En effet, les procédés krafts ont souvent un problème récurrent dû au goulot d'étranglement, affectant généralement la gestion

de la liqueur noire et la productivité globale du procédé. Toutefois, le procédé kraft à l'étude ne présente pas le moindre goulot d'étranglement. Cela signifie que l'extraction d'une partie de la liqueur noire n'entraîne absolument aucune augmentation du rendement de la ligne de production de la pâte[171].

Dans le cadre de cette étude de cas, quatre technologies ont été envisagées à savoir technologie de traitement au solvant organique (TSO), la technologie de la pyrolyse rapide (PR), la technologie de l'hydrolyse à l'acide concentré (HAC), et finalement la technologie de précipitation de la lignine (PL). La capacité du procédé de précipitation de la lignine est de traiter une alimentation de 386 tonnes par jour de liqueur noire, tandis que les trois autres stratégies d'intégration (TSO, PR et HAC) traitent exactement les mêmes débits de bois par jour, à savoir 223 tonnes par jour de copeaux de bois et 642 tonnes par jour de résidus forestiers. À travers ces technologies, l'usine vise la production des produits à très hautes valeurs ajoutées. Ainsi, les produits ciblés qui pourraient en résulter pourront entrer en compétition avec les produits fabriqués classiquement à partir des ressources fossiles par exemple. Ce principe est appliqué à toute la gamme de bioproduits, tout en ciblant un segment de marché approprié qui donne la possibilité aux bioproduits de remplacer ou de substituer un produit existant ayant la même fonctionnalité.

4.2.3.1 Implantation technologique par phase

Pour mieux évaluer la viabilité du projet, tout en minimisant les risques associés à l'intégration, l'approche d'implantation par phase « Phased approach Implantation » a été appliquée pour chaque technologie [131]. En effet, l'approche d'implantation par phase est une approche qui a été développée par la Chaire CRSNG, en conception de l'École Polytechnique. Elle consiste à subdiviser le projet d'intégration en trois phases ou étapes distinctes. En fait, la première étape intitulée « Phase-I » est aussi appelée « la phase de faible risque ». Cette phase implique une conception simple, mais très basique du point de vue technologique. D'ailleurs, le but de cette phase est de réduire au minimum les risques associés aux configurations technologiques.

L'une des caractéristiques de la Phase-I est la réduction des coûts d'exploitation et l'augmentation des marges de l'usine existante. Finalement, cette phase (Phase-I) permet de sécuriser et de stabiliser les revenus de l'usine existante afin que celle-ci ne subisse pas d'énormes secousse ou fluctuation financières lors de la transformation proprement dite vers le

bioraffinage [131]. La Phase-I reflète la vision à court terme du projet (2-3ans), et elle est caractérisée par une faible consommation de biomasse. Elle est principalement la phase qui aide à préparer le terrain d'intégration du projet, et permet de garantir le succès de la Phase-II. Alors que, la Phase-II, aussi appelée « phase à risque plus élevé » implique une configuration technologique avancée.

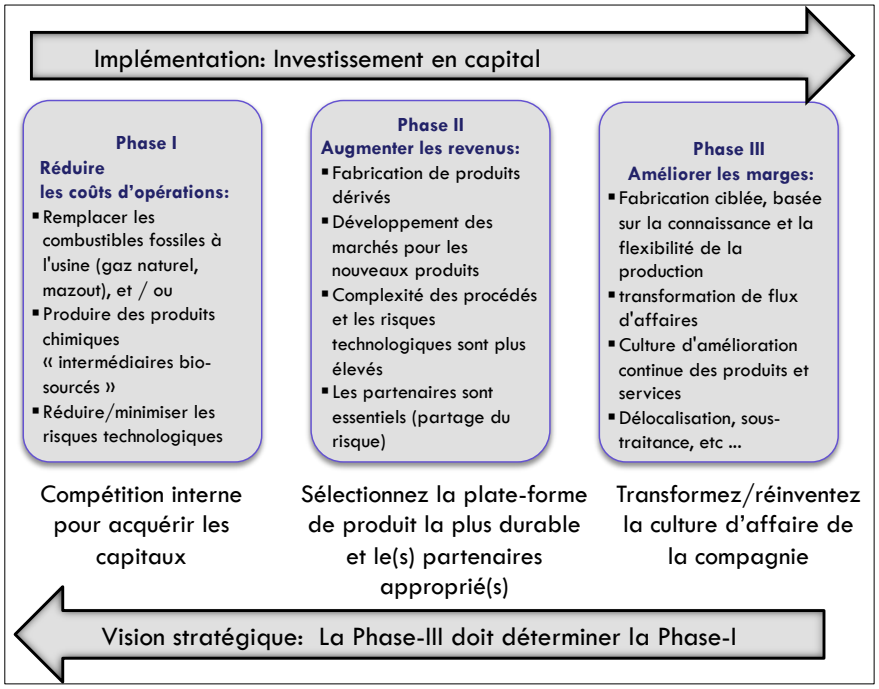


Figure 4.3 : Approche d'implantation par phase (extraite de Chambost et al. [131])

Lorsque cette Phase est mise en œuvre, elle génère généralement de nouveaux produits en sus de la pâte initialement produite. Ces nouveaux produits sont en général des produits à très hautes valeurs ajoutées, ayant pour conséquence immédiate une plus grande génération des flux de revenus supplémentaires. La Phase-II reflète la vision à long terme de l'usine sur une durée de 15-20 ans. La phase III caractérise et traduit la vision à long terme du projet. Elle vise l'amélioration des marges pour soutenir durablement la compétitivité du projet.

4.2.3.2 Description des procédés et leurs portefeuilles respectifs

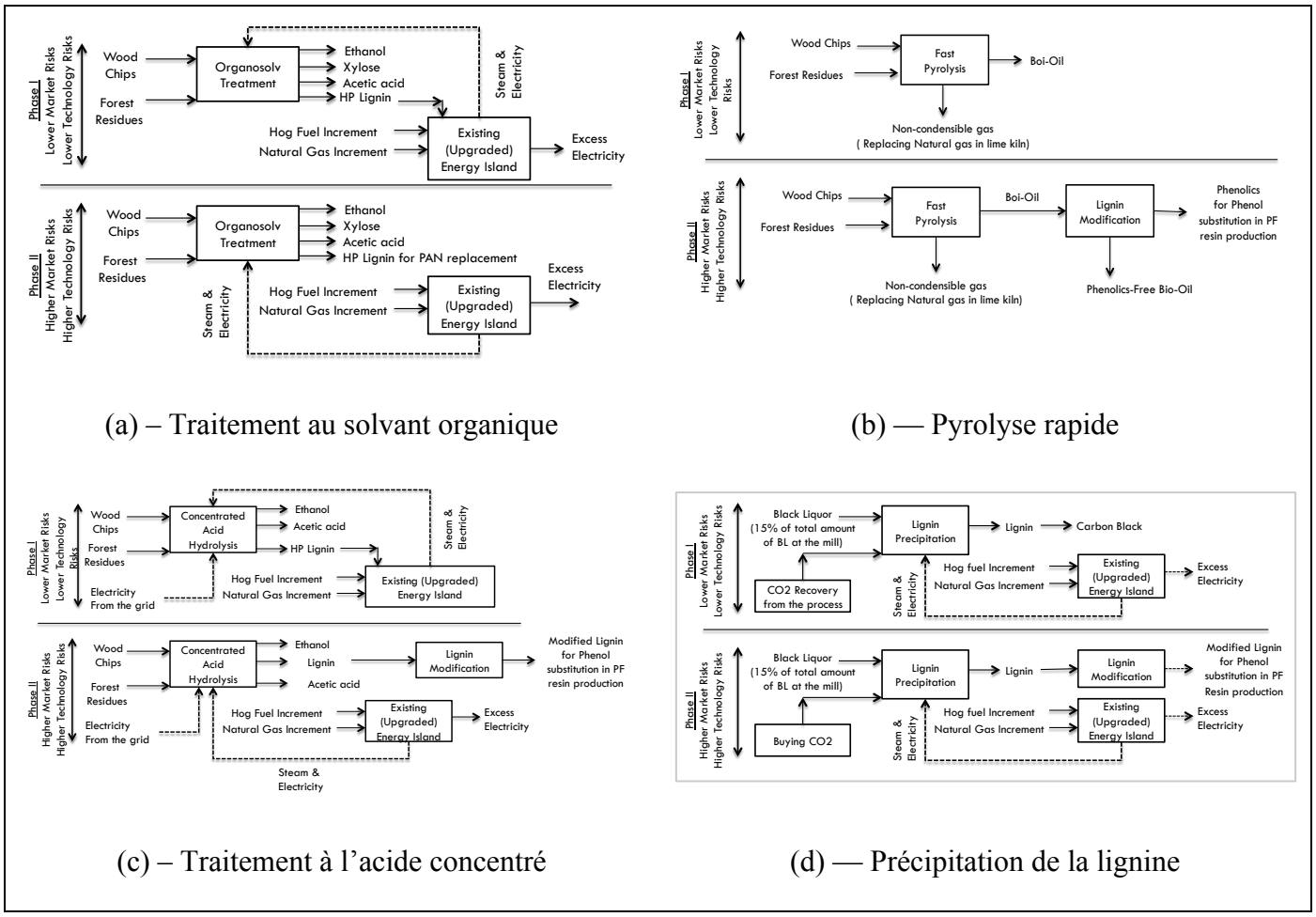


Figure 4.4 : Illustration des portefeuilles : (a) Traitement au solvant organique ; (b) Pyrolyse rapide ; (c) Traitement à l'acide concentré ; (d) Précipitation de la lignine [146, 172].

4.2.3.2.1 Traitement au solvant organique et son portefeuille de produits

Le traitement au solvant organique (TSO), aussi connu sous le nom du procédé organosolv, est un procédé qui se réfère à un traitement spécial de la biomasse à l'aide d'un alcool agissant comme solvant pour faciliter la fractionnation du bois en trois composants à savoir hémicellulose, la cellulose et la lignine. Les produits de la fractionnation sont séparés en deux courants, dont un courant de liqueur contenant principalement de la lignine, et un autre courant, contenant principalement des sucres (cellulose et hémicellulose). Le courant contenant des sucres est fermenté pour produire de l'éthanol, de l'acide acétique et du xylose. Tandis que la liqueur est précipitée pour produire de la lignine à niveau de pureté très élevé [173, 174].

En appliquant le principe d'implantation par phase, la mitigation des risques technologiques exige qu'en phase I, la lignine soit utilisée comme biocombustible et elle est brûlée dans une unité de cogénération. En phase II, une certaine tolérance au risque est permise. Ainsi, la lignine produite étant de pureté très élevée, elle est activée au niveau des sites phénoliques afin de rivaliser sur le marché avec du polyacrylonitrile (PAN) fabriqué à base des ressources fossiles. La Figure 4.4 montre une illustration des phases I et phases II.

4.2.3.2.2 Pyrolyse rapide et son portefeuille de produits

La pyrolyse rapide (PR) est un procédé qui permet de convertir la biomasse en huile pyrolytique. La pyrolyse est un procédé présentant un assez grand potentiel d'intégration au sein de l'usine existant, car elle peut aussi utiliser une biomasse de faible qualité telle que les résidus de la forêt. La phase I consiste à minimiser les risques technologiques en utilisant l'huile pyrolytique comme biocombustible (source de chaleur) dans l'unité de cogénération. Un tel usage minimise aussi bien les coûts d'investissement que les risques associés à la mise en marché de l'huile produite [175].

Cependant, dans la phase II, une phase où la prise de risque est tolérée notamment les risques technologiques est les risques liés à la concurrence et à la pénétration des segments de marchés ciblés, l'huile pyrolytique est transformée. En fait, lignine le constituant majeur du mélange est extrait de la biohuile. La lignine extraite est utilisée comme matière première dans la production des phénoplastes aussi connus sous l'appellation de résines phénol-formaldéhyde (Résines PF). La littérature décrit divers procédés qui montrent comment extraire la lignine contenue dans l'huile pyrolytique [176-179]. La Figure 4.4 (b) montre une illustration des portefeuilles produits par la pyrolyse rapide dans les phases I et phases II.

4.2.3.2.3 Traitement à l'acide concentré et son portefeuille de produits

Le traitement à l'acide concentré (ou hydrolyse à l'acide concentré (HAC)) est un procédé qui consiste à fractionner le bois en trois composants (lignine, hémicellulose, cellulose). L'acide sulfurique agissant de manière à faciliter l'hydrolyse des sucres (hémicellulose, cellulose). Les hydrolysats sont traités et fermentés pour produire de l'éthanol et l'acide acétique [180-182]. Le courant de liqueur contenant de la lignine est séparé des hydrolysats et envoyé vers un procédé de précipitation de la lignine. La lignine extraite est utilisée comme source d'énergie dans le procédé

en phase I. Alors que, la structure de la lignine extraite dans la phase II n'étant pas aussi pure que celle obtenue avec le solvant organique, est modifiée à l'aide d'un procédé qui permet d'activer les groupements phénoliques pour obtenir une lignine réactive [183]. La lignine modifiée est vendue comme un substitut du phénol classique (fabriqué à base de ressources fossiles), et comme matière première dans le segment de marché qui produit les phénoplastes (résines PF). La Figure 4.4 (c) montre une illustration des portefeuilles en phase I et phase II.

4.2.3.2.4 Précipitation de la lignine et son portefeuille de produits

Le procédé de précipitation de la lignine (PL) est un procédé qui consiste à précipiter la lignine à partir d'une portion liqueur noire d'un procédé kraft (15 % de la liqueur noire est extraite et envoyée à une unité de bioraffinerie intégrée). Dans de nombreux cas, le principal mobile d'intégration d'un procédé de précipitation de la lignine au sein du procédé kraft est de répondre à la problématique récurrente liée au goulot d'étranglement des procédés krafts. En effet, la chaudière de récupération du procédé kraft est habituellement le facteur limitant dans la capacité de l'usine à produire plus de pâte. Par conséquent, le désengorgement de la chaudière de récupération augmente significativement la capacité d'une usine de pâte[171]. Cependant, dans le cadre de cette étude de cas, le contexte est différent parce que le procédé kraft à l'étude n'a pas cette caractéristique récurrente liée à l'engorgement du procédé kraft par la liqueur noire. Cela dit, le but de cette intégration n'est donc pas lié aux raisons habituelles de désengorgement du goulot d'étranglement, mais plutôt pour des raisons stratégiques de modernisation.

La Figure 4.4 (d) illustre le portefeuille du procédé (LP), où un pourcentage (15 %) de la liqueur noire est extrait. Cette extraction ne suscite pas un désengorgement du procédé, car le procédé n'est pas confronté à cette situation. Toutefois, cette extraction crée quand même un certain déficit dans le procédé principal (procédé kraft) en matière de vapeur d'eau nécessaire à la fabrication de la pâte. Par conséquent, il est important de compenser ce déficit énergétique en utilisant les résidus forestiers comme source énergétique au niveau de la chaudière de récupération.

Dans la phase I, la lignine précipitée est utilisée comme source d'énergie. La production d'énergie reste le moyen le plus sûr d'utiliser la lignine extraite, car elle permet à l'usine maintenir une certaine indépendance énergétique face aux fluctuations du marché. Dans la deuxième phase, la lignine précipitée est également intéressante en tant que matière première

pour la production de produits à valeur ajoutée [5,6][184, 185]. Bien que la lignine précipitée à partir de la liqueur noire ne soit pas aussi pure que celle issue du traitement organosolv, elle peut être modifiée à l'aide d'un procédé permettant d'activer des sites aromatiques pour obtenir une lignine réactive ayant quasiment la même fonctionnalité du phénol [183]. Ainsi, la lignine est vendue comme substitut du phénol, et utilisée comme matière première dans le segment de marché qui produit les phénoplastes (résines PF). La Figure 4.4 (c) montre une illustration des portefeuilles en phase I et phase II.

4.2.3.3 Bilan de masse, bilan d'énergie et analyse technico-économique

Le tableau sommaire du portefeuille de produit est présenté ci-dessous. L'analyse techno-économique et le détail des résultats associé sont présentés dans Sanaei[146].

Tableau 4.3 : Résultats des bilans de matière, bilan d'énergie et bilan économique

Stratégies de bioraffinerie	Portefeuilles de bioraffinerie	Capital (M$)	Coûts d'opération (M$/a)	Revenues (M$/a)
Traitement au solvant organique (TSO)	▪ Lignine pure (91700 t/a ▪ Bioéthanol (53200 t/a) ▪ Xylitol (55419 t/a) ▪ Acide acétique (6300 t/a) ▪ Excès d'électricité (35200 MWh/a)	243	45	190
Pyrolyse rapide (PR)	▪ Bio-huile sans lignine (156240 t/a) ▪ Lignine pyrolytique activée (43350 t/a) ▪ Excès d'électricité (16000 MWh/a)	183	37	89
Précipitation de la lignine (PL)	▪ Kraft lignine activée (22050 t/a) ▪ Excès d'électricité (16600 MWh/a)	27	7	28
Hydrolyse à l'acide concentré	▪ Lignine activée (188790 t/a) ▪ Bioéthanol (77000 t/a) ▪ Acétique acide (7000 t/a) ▪ Électricité consommée (1600 MWh/a)	283	92	54

4.2.3.4 Analyse de cycle de vie des portefeuilles

4.2.3.4.1 Champ d'études

Cette analyse de cycle de vie est de comparer les impacts environnementaux de quatre technologies. C'est-à-dire comparer chaque portefeuille issu du bioprocédé avec un autre

portefeuille issu d'un autre procédé (bioraffinerie). Autrement dit, c'est une comparaison entre technologies de la même filière.

4.2.3.4.2 Unités fonctionnelles

Les unités fonctionnelles sont définies pour chaque technologie. Le tableau ci-dessous présente pour chaque portefeuille de bioproduits, un portefeuille compétitif qui y est associé.

Par conséquent, l'unité fonctionnelle d'un système donné est définie comme étant la livraison d'une production annuelle d'un portefeuille de produits issus d'un procédé de bioraffinage. Ainsi, l'unité fonctionnelle de chaque technologie est définie comme suit :

- L'unité fonctionnelle du traitement au solvant organique est définie comme étant la production annuelle d'un portefeuille contenant 91 700 tonnes de lignine pure, 53 200 tonnes de bioéthanol, 55 419 tonnes de xylitol et 6 300 tonnes d'acide acétique.
- L'unité fonctionnelle de la pyrolyse rapide est définie comme étant la production annuelle d'un portefeuille contenant 156 240 tonnes de biohuile-sans-lignine et 43 350 tonnes de lignine modifiée (lignine activée).
- L'unité fonctionnelle du traitement à l'acide concentré est définie comme étant la production annuelle d'un portefeuille contenant 188 790 tonnes de lignine modifiée (ou lignine activée), 77 000 tonnes de bioéthanol et 7 000 tonnes d'acide acétique.
- L'unité fonctionnelle du procédé de précipitation de la lignine est définie comme étant la production annuelle d'un portefeuille contenant 22 050 tonnes de lignine modifiée (ou lignine activée).

Le tableau ci-dessous présente pour chaque portefeuille de bioproduits, un portefeuille compétitif qui y est associé.

Tableau 4.4: Portefeuilles compétitifs et rapport de substitution

Portefeuilles de bioraffinerie	**Rapport de comparaison**	**Portefeuilles compétitifs**	**Comparaison et justifications**
Traitement au solvant organique (TSO)			Le portefeuille de produits comprend quatre produits: la lignine pure, l'acide

Lignine pure	**1:1**	**Polyacrylonitrile (PAN)**	acétique, le bioéthanol et le xylitol. Étant donné que la lignine obtenue à partir du traitement organosolv est d'une grande pureté, il est supposé que ce type de lignine est suffisamment pure pour faire la substitution du polyacrylonitrile (PAN) dans la production de fibres de carbone dans un rapport de 1 pour 1. Le Xylose est une matière première commune pour la production de xylitol et ciblera le marché pour le sucre blanc cristallin, un type de sucre utilisé comme un substitut pour les diabétiques. La quantité d'énergie requise pour l'hydrogénation, la purification, la filtration, la cristallisation, la centrifugation et le séchage sont également pris en compte dans l'analyse de cycle de vie. Dans ce segment de marché, le remplacement du xylitol classique a été estimé dans un ratio de 1 pour 1. Le même rapport de remplacement est appliqué pour l'acide acétique et le bioéthanol, car leur qualité et les procédés de production sont très similaires.
Bioéthanol	**1:1**	**Bioéthanol à base de maïs**	
Xylitol	**1:1**	**Xylitol classique**	
Acide acétique	**1:1**	**Acide acétique classique**	
Pyrolyse de rapide (PR)			La lignine pyrolytique et l'huile pyrolytique sans lignine (pauvre en lignine) sont obtenues par un procédé de méthylation [176]. Les auteurs clament que la lignine pyrolytique extraite de l'huile pyrolytique peut être utilisée dans la production des résines phénol-formaldéhyde. La lignine pyrolytique est modifiée en utilisant le procédé d'activation des sites aromatiques et phénoliques[176] afin de servir à la substitution du phénol issu des ressources fossiles dans un rapport de 1 pour 1. Quant à l'huile pyrolytique pauvre en lignine est utilisée comme huile de chauffage pour faire la substitution de l'huile de chauffage (mazout) issu des ressources fossiles. La substitution est faite dans un ratio de 0,4 pour 1, dans l'hypothèse que la capacité calorifique de la biohuile pauvre en lignine est plus faible que celle du mazout, à cause de sa faible teneur en lignine, constituant majeur de la biohuile ayant une très haute capacité calorifique.
Bio-huile-sans-lignine	**0.4: 1**	**Huile de chauffage**	
Lignine pyrolytique activée	**1:1**	**Phénol issu des ressources fossiles**	
Précipitation de la lignine (PL)			La lignine obtenue à partir de la liqueur noire est également modifiée en utilisant le même procédé d'activation des sites aromatiques et phénoliques[176] afin de servir à la substitution du phénol issu des ressources fossiles dans un rapport de 1 pour 1.
Lignine-kraft activée	**1:1**	**Phénol issu des ressources fossiles**	

Hydrolyse à l'acide concentré (HAC)			La lignine obtenue à partir de l'hydrolyse à l'acide concentré est également modifiée en utilisant le même procédé d'activation des sites aromatiques et phénoliques[176] afin de servir à la substitution du phénol issu des ressources fossiles dans un rapport de 1 pour 1. L'acide acétique et le bioéthanol sont
Lignine modifiée	1:1	**Phénol issu des ressources fossiles**	

Bioéthanol	1:1	**Bioéthanol à base de maïs**	comparés dans un rapport 1: 1, en raison de la similarité des produits et aussi la similarité des procédés de production. Le bioéthanol est utilisé comme biocarburant et donc sera en concurrence avec l'éthanol existant dans le segment nord-américain du marché.
Acide acétique	1:1	**Acide acétique classique**	

4.2.3.4.3 Résultats d'analyse de cycle de vie (ACV)

Les résultats présentés ci-dessous ont été obtenus grâce à l'application systématique du cadre méthodologique qui combine l'analyse de cycle de vie conséquentielle et la procédure cut-off. Les avantages de l'application de la procédure cut-off ont été vantés à la section (3.3.1.2.3). Au niveau des résultats ACV, l'avantage concret de cette combinaison méthodologique ACV-C et cut-off est illustré par la figure ci-dessous.

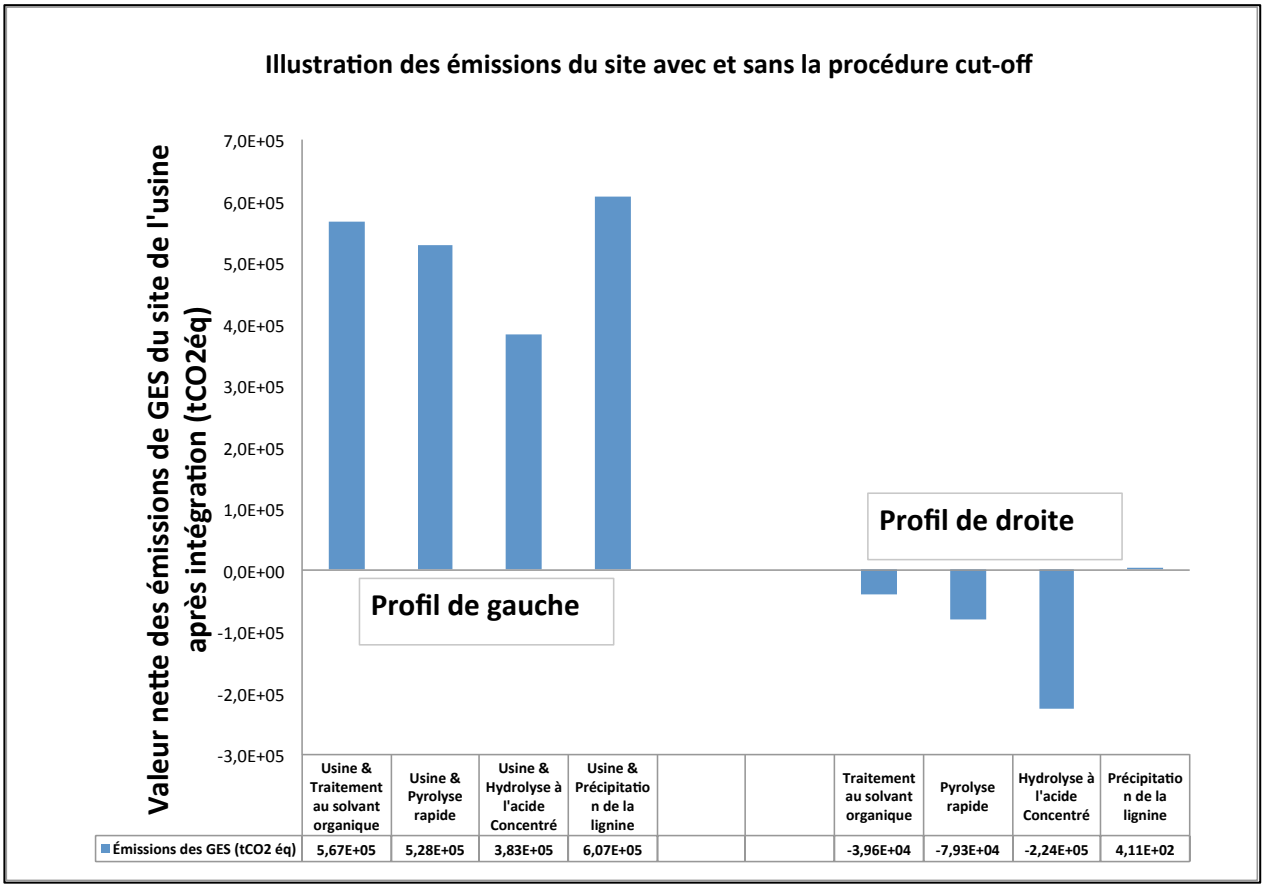


Figure 4.5 : Illustration graphique de la variation incrémentale des émissions de GES selon la procédure cut-off

Dans la figure (Figure 4.5), les émissions de GES après modification de l'usine sont présentées selon deux profils. Le profil à gauche représente les émissions globales du site après l'intégration des unités de bioraffinerie. Alors que le profil à droite présente uniquement la variation incrémentale des émissions du site. Cette représentation est avantageuse en ce sens qu'elle permet de mettre un zoom sur les impacts incrémentaux associés à l'intégration. Cela dit, lors de la prise de décision, les décideurs peuvent focaliser leur analyse et leur décision sur la base des impacts nets (incrémentaux) ou émissions nettes (incrémentales). Par contre, les décideurs ne pourraient pas avoir la même appréhension des résultats, si les gains et bénéfices environnementaux sont dilués dans la représentation illustrée par le profil de gauche.

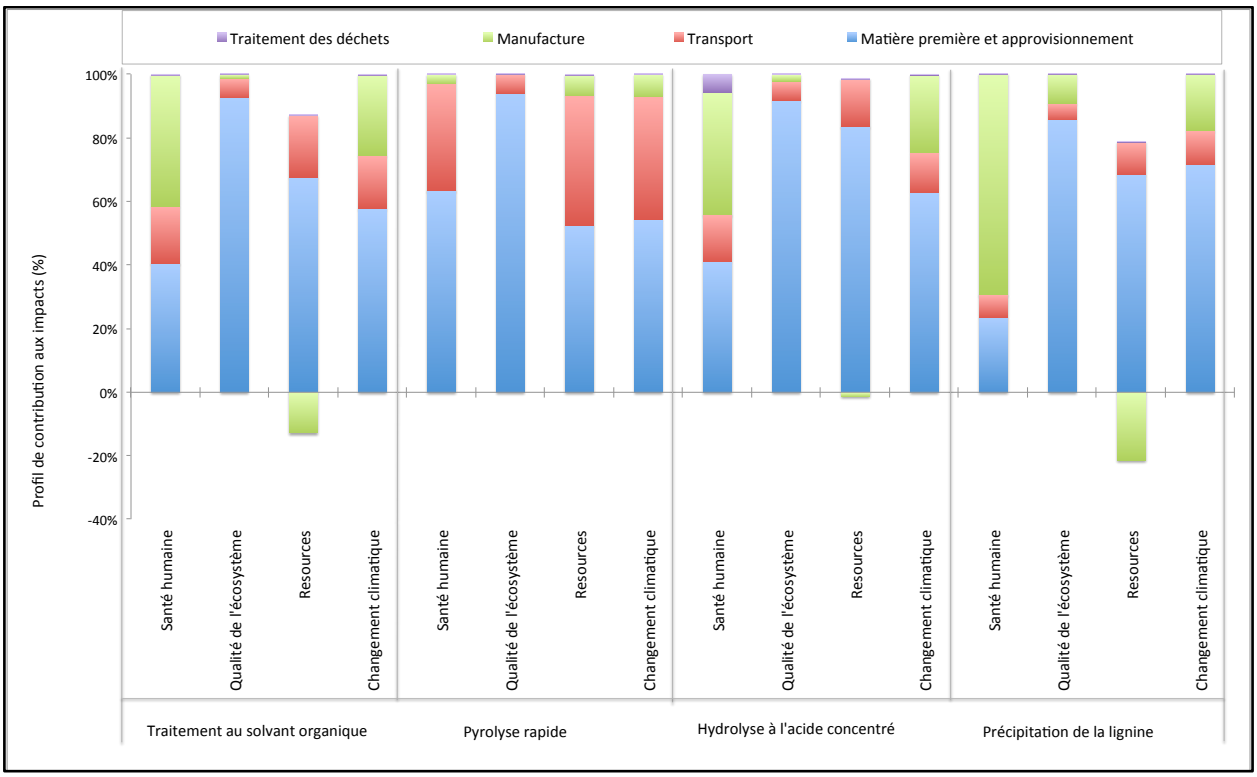


Figure 4.6: Profil de contribution aux impacts

La figure (Figure 4.6) ci-dessus montre l'impact global de chaque portefeuille de produits et chaque profil de contribution. Il est clair que la préparation des matières premières et l'acquisition contribuent de manière significative à toutes les catégories d'impact. Pour chaque solution de processus intégré, le plus grand contributeur à l'impact de la préparation des matières premières est la collecte et le déchiquetage des résidus forestiers. Le transport est également un contributeur majeur à la plupart des catégories d'impact. En outre, pour TSO, HAC et LP, l'étape de

fabrication contribue le plus au réchauffement climatique et aux indicateurs de la santé humaine. Aussi, à cette étape de la fabrication, TSO et LP montrent de légères économies pour l'indicateur des ressources. Ceci est principalement dû à l'électricité excédentaire produite par l'unité de cogénération mise à niveau, ce qui conduit à une consommation d'énergie renouvelable (énergie propre). Enfin, le traitement des déchets, y compris les eaux usées et de traitement des déchets solides, fait très peu de contribution à l'impact global sur l'ensemble des indicateurs. Les autres résultats sont détaillés dans l'annexe A de l'article n°1.

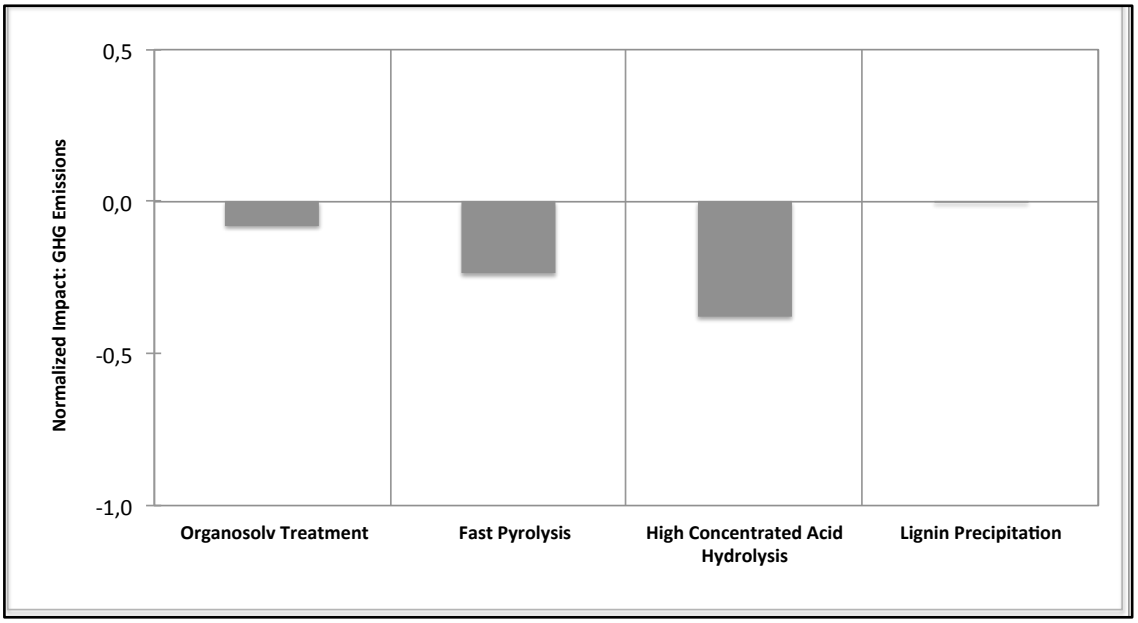


Figure 4.7: Impact normalisé des GES de chaque alternative de bioraffinerie.

La figure (Figure 4.7) illustre les impacts normalisés des émissions de GES pour chaque procédé intégré de bioraffinerie. Les GES représentent l'empreinte carbone de chaque alternative en termes CO2 équivalent. Les valeurs négatives des indicateurs signifient une meilleure performance environnementale pour le procédé intégré (portefeuille de bioraffinerie) comparativement au procédé concurrentiel (portefeuille concurrent).

Les résultats montrent que chaque alternative intégrée de FBR a une bonne performance GES par rapport à son portefeuille de produits concurrents (car toutes les valeurs sont négatives). En d'autres termes, la production d'éthanol, d'acide acétique et de lignine activée (phénolée) pour substituer le phénol à base de fossile par le phénol issu de l'hydrolyse à l'acide concentré (HAC) entraînerait une réduction des émissions de GES de 38%. Alors que les émissions de GES normalisées du portefeuille de la précipitation de lignine (PL) sont proches de zéro, ce qui

signifie que les émissions de PL sont presque égales aux émissions du portefeuille de produits concurrents. Finalement, la réduction des émissions de GES est de 8% (avec le traitement au solvant organique (TSO)), et de 24% (avec la pyrolyse rapide (PR)), si un certain nombre de produits existant actuellement sur le marché sont judicieusement remplacés par un certain nombre de produits issus de la bioraffinerie. Toutefois, au niveau interne ou organisationnel, les valeurs normalisées négatives signifient que toutes les alternatives de l'IFBR apportent une réduction des émissions de GES par rapport à la situation initiale.

4.2.3.4.4 Qualité des données et incertitudes

L'incertitude sur des données d'évaluation environnementale provient essentiellement des données de bilan de masse et de bilan d'énergétique. L'ensemble des indicateurs environnementaux a été évalué sous incertitude. En effet, une analyse Monte-Carlo a été exécutée sous SimaPro afin de produire les fonctions de densité de probabilité pour chaque indicateur environnemental considéré en mid-point.

Pour produire de telles fonctions, les données d'entrée ont été considérées comme incertaines. Ainsi, à chaque variable d'entrée au modèle SimaPro, l'on y associait une valeur minimale et une valeur maximale en fonction du degré d'incertitude. Par exemple, pour les données collectées à l'usine, l'incertitude sur la donnée était considérée comme faible, car les techniciens qui faisaient des prélèvements de données y associaient systématiquement une marge d'erreur de plus ou moins 5 %. Par contre, pour les autres données incluant celles fournies par les fournisseurs de technologies (TSO, LP, FP et HCAH) et celles collectées dans la littérature, l'incertitude était considérée comme moyenne (-35 %/+40 %), voire même plus ou moins 50 % selon les cas.

En utilisant, l'approche qui considère la valeur minimale versus valeur maximale telle que proposée par SimaPro, des fonctions de distribution triangulaire ont été associées à chaque variable d'entrée au modèle SimaPro. La simulation Monte-Carlo sous SimaPro a permis d'obtenir les distributions normales pour chaque indicateur environnemental. Les figures ci-dessous donnent un aperçu des fonctions de probabilité produites. La considération de la moyenne, de l'écart type, de la valeur modale et de l'intervalle de confiance (90 %) a permis de définir les barres d'erreurs pour chaque indicateur. En considérant ces barres d'erreurs et en appliquant les règles de classification et de disqualification énoncées par Humbert et al. [186](p.100), plusieurs indicateurs environnementaux ont été écartés de la liste des critères

importants pour la prise de décision. Le nombre d'indicateurs à considérer dans la prise de décision est passé de 17 à 7 après le triage.

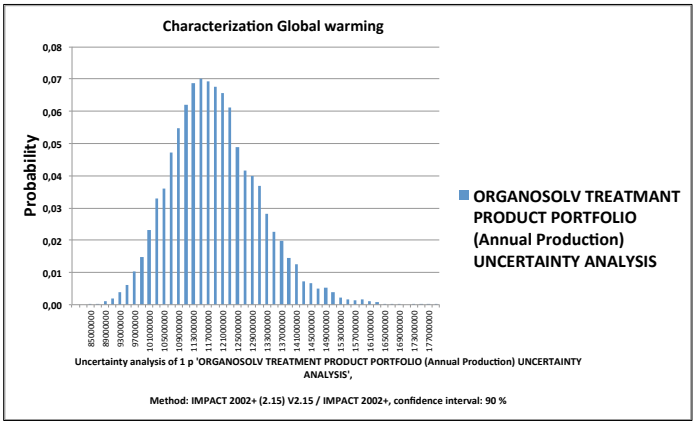


Figure 4.8 : Fonction de densité de probabilité pour l'indicateur GES

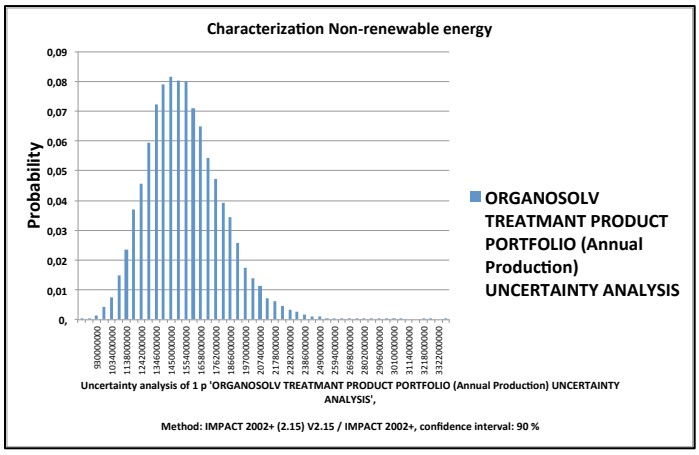


Figure 4.9 : Fonction de densité de probabilité pour l'indicateur énergie non renouvelable

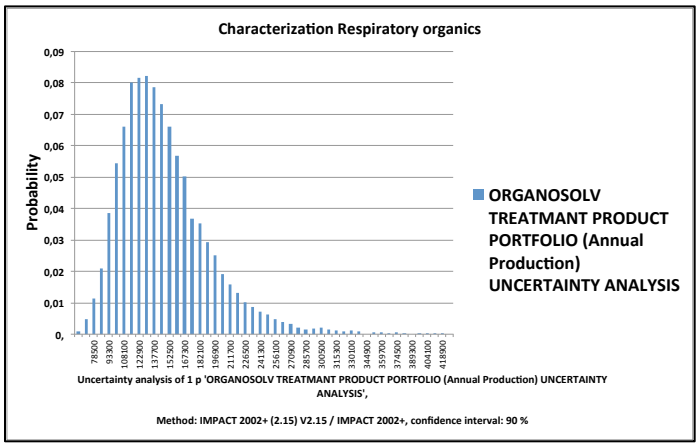


Figure 4.10 : Fonction de densité de probabilité pour l'indicateur effets respiratoires causés par les composés organiques

4.2.3.4.5 Résultats de la problématique décisionnelle n°1, n°2 et n°3

Dans la première problématique décisionnelle, une première évaluation est nécessaire afin d'évaluer l'incidence des critères environnementaux et leur performance sur le rangement des scores ou la classification des stratégies intégrées de bioraffinerie. En d'autres mots, en se basant uniquement sur des critères environnementaux, il a été possible de refléter les préférences des décideurs dans l'identification de la stratégie préférable c'est-à-dire la plus acceptable sur le plan environnemental uniquement. C'est une décision mono-objective autour de la problématique environnementale intitulée ici comme étant « la première problématique décisionnelle ». En ACV, la catégorie des impacts intermédiaires (de l'anglais mid-point), présent 17 indicateurs environnementaux distincts selon la méthode IMPACT 2000+ présenté par Jolliet et al[187]. Les 17 indicateurs environnementaux classiques de la catégorie intermédiaire illustrés par la figure sont tous essentiels et certainement importants du point de vue concept, mais dans le contexte des résultats, tous les dix-sept indicateurs ne se sont pas avérés indispensables et utiles dans la l'exécution de la prise de décision. En fait, conformément à leurs performances, certains indicateurs ont été jugés pauvres parce qu'ils ne permettent pas aux décideurs de différencier (ou distinguer) une option par rapport à une autre, car ces indicateurs affichaient pratiquement la même performance pour toutes les quatre options de bioraffinerie évaluées. De ce nombre (17), seulement 7 ont été retenus comme critères essentiels pertinents et représentatifs des aspects environnementaux dans la prise de décision. Les détails de l'approche utilisée, pour éliminer et sélectionner certains de ces critères, sont présentés dans Batsy et al [26].

Deuxième problématique décisionnelle : En ce qui concerne la prise de décision selon le contexte qui reflète les aspects économiques, cette problématique décisionnelle a quant à elle été abordée dans le cadre d'une collaboration de chercheures au sein de ce grand projet subventionné. De cette étude, 10 indicateurs pouvant refléter les performances économiques de chaque stratégie de bioraffinerie ont été identifiés. Ces derniers ont été jugés comme étant les plus pertinents parmi tant d'autres critères économiques capables de caractériser à la fois la dimension économique et la dimension compétitivité sur le segment de marché ciblé. Les détails de l'approche utilisée pour identifier et sélectionner ces critères économiques sont présentés dans Sanaei et al [29].

Troisième problématique décisionnelle : Dans le but de faire face à l'exigence de la troisième problématique décisionnelle, c'est-à-dire la problématique qui reflète la prise de décision dans un contexte de durabilité en considérant simultanément les aspects environnementaux et les aspects économiques, les auteurs Batsy et al., ainsi que Sanaei et al. [26] [29], ont conjointement soumis leurs critères, c'est-à-dire les 7 critères environnementaux et les 10 critères économiques à un même panel d'experts rassemblé pour cette fin. Étant donné l'ampleur du nombre de critères mis à leur disposition, le panel d'expert s'est donné l'objectif de segmenter le travail en trois processus (trois étapes) distincts de prise de décision. Dans la première étape, le panel s'est donné l'objectif de réduire le nombre de critères environnementaux en exécutant une AMCD (AMCD n°1), afin de trouver un nombre plus restreint, et assez représentatif des enjeux environnementaux. Dans la seconde étape, le panel s'est attaqué à la réduction du nombre de critères économiques en exécutant une autre AMCD (AMCD n°2). De ces deux activités (AMCD n°1 & AMCD n°2), la première a permis de passer de sept critères à trois critères importants et représentatifs des aspects environnementaux. Alors que la deuxième analyse a permis de passer de 10 critères économiques à seulement 5 critères économiques essentiels, pertinents et assez représentatifs des aspects économiques dans ce contexte spécifique de la prise de décision.

Le panel impliquait six membres provenant à la fois du milieu industriel et du milieu académique. Les membres avaient des parcours professionnels assez diversifiés et variés incluant deux experts du secteur des pâtes et papiers, un expert dans le secteur de l'énergie, un chercheur et expert en environnement et deux consultants évoluant dans le secteur des marchés de biotechnologies.

Tableau 4.5: Résultats de la première ronde de pondération via AMCD n°1

Première ronde de pondération via AMCD n°1			
Rang	Critères environnementaux	Poids (%)	3 Critères sélectionnés
1er	Changement climatique (CC)	32.6	Critère retenu
2ième	Énergie non renouvelable (ÉNR)	23.4	Critère retenu
3ième	Troubles respiratoires dus aux substances volatiles (TRO)	15.6	Critère retenu
4ième	Effets cancérigènes (CA)	11.4	Critère éliminé
5ième	Troubles respiratoires dus aux particules (TRI)	8.2	Critère éliminé
6ième	Les eaux turbinées (ET)	4.6	Critère éliminé
7ième	Radiations ionisantes (RI)	4.3	Critère éliminé

Tableau 4.6 : Résultats de la deuxième ronde de pondération (AMCD no2)

Deuxième ronde de pondération (AMCD n°2): Rangement des critères et poids associé			
Rang	Critères économiques	Poids (%)	4 Critères sélectionnés
1er	Taux de rendement interne (TRI)	18.0	Critère retenu
2ième	Compétitivité sur les coûts de production (CCP)	14.4	Critère retenu
3ième	Capacité d'intégration par phase (CIP)	13.3	Critère retenu
4ième	Performances économiques dans des conditions défavorables du marché (PÉCD)	11.0	Critère retenu
5ième	Retour sur capital investi (RCI)	9.9	Critère retenu
6ième	Viabilité du projet à court terme (VPT)	7.9	Critère éliminé
7ième	Résistance aux risques du marché (RIMA)	7.7	Critère éliminé
8ième	Accès concurrentiel à la biomasse (ACB)	7.7	Critère éliminé
9ième	Qualité du revenu (QR)	6.0	Critère éliminé
10ième	Total du capital investi (TCI)	4.1	Critère éliminé

Finalement, de ce nombre restreint, le panel d'experts a été en mesure de réaliser une dernière étape en exécutant une troisième activité (AMCD n°3). Cette dernière a permis aux membres du panel de combiner les critères environnementaux et les critères économiques dans une même activité de prise de décision, afin de les évaluer et de les pondérer selon les préférences des décideurs. Le tableau ci-dessous présente le regroupement des critères environnementaux issus du AMCD n°1 et les critères économiques issus du AMCD n°2, leur interprétation dans le contexte de cette étude de cas.

Tableau 4.7: Les critères économiques et environnementaux sélectionnés par le panel d'expert

Critères de décision		Interprétation	Formules
TRI & VAN	Taux de rendement interne (TRI)	Le TRI aussi mesure la profitabilité et le rapport de risque dans les conditions normales du marché. Ce rapport devrait normalement être supérieur à 11%, le taux de rendement minimum interne (TRM) pour assurer le remboursement ses emprunts. Mais dans des projets plus risqués, les TRM sont ciblés à 15% et plus.	$\mathrm{VAN} = \sum_{t=0}^{22} \frac{\mathrm{CF_t}}{(1+\mathrm{TRI})^t} = 0$
GES (ou CC)	Gaz à effet de serre (GES)	Le critère GES représente l'empreinte environnementale en termes d'émissions des gaz à effet de serre, exprimé en CO2éq. Le critère GES permet de comparer les émissions des portefeuilles à l'étude avec celles des portefeuilles conventionnels sur le marché.	(%).
CIP	Capacité d'intégration par phase	Le critère CIP est une mesure agrégée du risque de technologie qui considère la maturité de technologie (échelle de démonstration, échelle pilote, etc.), mesure vers le haut la condition à l'échelle commerciale, et la capacité d'exécuter la technologie de la phase I en 24 mois.	CIP=0.5*Score maturité + 0.25*Score de la mise à l'échelle + 0.25*Score du potentiel d'intégration
CCP	Compétitivité sur les coûts de production	CPC montre le niveau concurrentiel des coûts de production des produits de bioraffinerie et leur prix de revient comparativement aux prix des produits concurrentiels sur le marché (imposés par les producteurs préexistants). Le CCP est aussi un indicateur du potentiel de pénétration des marchés existants et d'acquisition des parts de marché à court terme, pour garantir le positionnement stratégique sur le long terme.	$\mathrm{CCP} = 100 * \left[1 - \frac{\text{Coût de production}}{\text{Revenu(Marché défavorable)}}\right]$

PÉCD	Performance économique dans des conditions défavorables	PÉCD est un indicateur qui mesure la robustesse du projet et du portefeuille de produit. Il mesure la capacité à résister aux prix agressifs des compétiteurs qui règne sur une grande part du marché. En d'autres termes, il permet d'entrevoir si la compagnie peut adopter une stratégie fiable de pénétration du segment de marché ciblé de façon à gagner une part de marché stable dans le long terne.	PÉDC $= 0.04 * \left[\frac{\text{BAII}}{\text{Revenu (marché défavorable)}}\Big/12\right] + 0.08 * \left[\frac{\text{BAII}}{\text{Revenu (marché normal)}}\Big/12\right]$
RCI	Retour sur capital investi	RCI mesure l'argent comptant produit relativement au capital investi pour une stratégie de biorefinery. RCI est utilisé comme métrique par la communauté d'investissement. Il exprime l'efficacité de l'investissement à produire de la marge brute. Un plus haut RCI est préféré parce qu'il indique un meilleur retour sur le capital investi.	$\text{RCI} = \frac{\text{BAII}}{\text{Capital investi}}$
TRO	Troubles respiratoires dus aux substances volatiles	Ce critère montre l'impact potentiel de VOCs et d'autres émissions de contaminants dans l'air, ayant un effet sur la santé humaine, spécifiquement respiratoire, comparée à la brochure de produit concurrentiel.	(%)
ÉNR	Énergie non renouvelable	Ce critère montre le niveau de l'effort sur la consommation de NRE comparée à la brochure de produit concurrentiel. Il représente également le niveau de la dépendance des solutions de rechange de biorefinery de candidat sur l'énergie fossile basée, qui est une source d'énergie limitée	(%)

Ces huit critères de prise de décision telle présentés et interprétés dans le tableau ci-dessus ont été soumis à une évaluation par panel d'experts lors de la troisième ronde d'activité de prise de décision AMCD n°3. Les poids et le rangement ordonné des critères, résultant de la dernière ronde d'activité du panel d'expert sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 4.8: Résultats de la troisième ronde de pondération (AMCD n°3)

Dernière ronde de pondération (AMCD n°3): Rangement des critères et poids associé		
Rang	Critères	Poids (%)
1er	Taux de rendement interne (TRI)	26

2ième	Changement climatique (CC) ou Gaz à effet de serre (GES)	17
3ième	Capacité d'intégration par phase (CIP)	15
4ième	Compétitivité sur les coûts de production (CCP)	14
5ième	Performance économique en conditions défavorables (PÉCD)	12
6ième	Retour sur capital investi (RCI)	8
7ième	Troubles respiratoires dus aux substances volatiles (TRO)	6
8ième	Énergie non renouvelable (ÉNR)	2

Les tableaux ci-dessus présentent les résultats obtenus selon la méthode intitulée Multi-Attributes Utilities Theory (MAUT), qui signifie la théorie d'analyse utilitaire multiattribut. Elle consiste en particulier à faire du « trade-off analysis ». C'est-à-dire l'analyse qui consiste à faire des comparaisons deux à deux et des compromis ou encore des concessions avec effet compensatoires. Celle-ci consiste d'abord à identifier par consensus le critère jugé le plus important parmi tous les critères de décision. Une fois ce dernier défini, il appartient aux décideurs de juger l'importance de relative chaque autre critère restant par rapport au critère le plus important de tous. La comparaison entre les critères est toujours binaire (deux à deux). En partant fait que, parmi les deux critères à comparer, l'un est plus important que l'autre. Cela dit, en partant ce principe, le décideur est sensé faire une analyse des compromis « trade-off method» en posant la question suivante au décideur: Combien de points (dans un intervalle bien défini) celui-ci est prêt à concéder (ou à investir) pour que la performance utilitaire du critère le moins important soit améliorée jusqu'à son seuil supérieur d'acceptabilité?

Finalement pour calculer le score final de chaque option de bioraffinerie, une fonction qui calcule l'utilité globale (score global) est utilisée. Cette fonction calcule la sommation pondérée des utilités élémentaires de chaque critère. En d'autres mots, au sein d'une même option de bioraffinerie le poids de chaque critère est multiplié par la valeur utilitaire de ce critère dans ladite option.

$$\left[\begin{array}{l} U_j(x) = \sum_{i=1}^{n} k_i \times u_i(x_i) \left[\begin{array}{c} \text{avec } u_i(x_i), \text{l'utilité du critère } (x_i) \text{ pour l'option (j)} \\ \text{avec } k_i, \text{le poids du critère } (x_i) \text{ pour l'option (j)} \\ \text{avec } U_j(x), \text{le score global de l'option(j)} \end{array}\right. \\ \sum_{i=1}^{n} k_i = 1 \; et \; 0 \leq k_i \leq 1; \text{avec n, le nombre de critères} \end{array}\right.$$

Équation 4.1: Calcul des scores globaux des stratégies par la somme pondérée

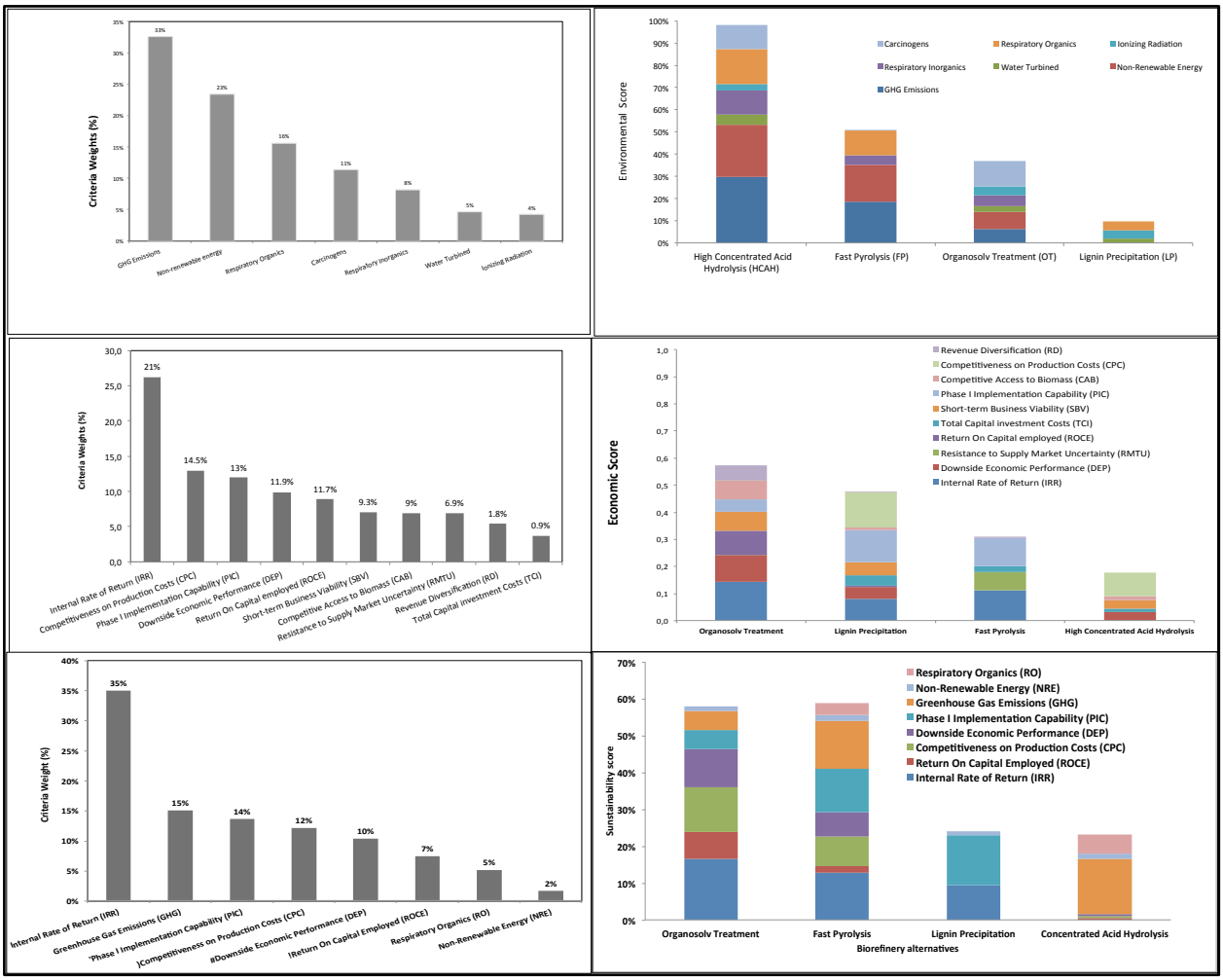


Figure 4.11: Rangement des critères de décision et rangement des options par ordre de préférence

La Figure ci-dessus est une figure à trois niveaux, dont le comptage est fait de haut vers le bas. Chaque niveau présente deux figures qui sont les résultats de chaque problématique

décisionnelle. Le premier niveau correspond à la première problématique décisionnelle (aspect environnemental), le deuxième niveau correspond à la deuxième problématique décisionnelle (aspect économique), et le dernier niveau (en bas) correspond aux résultats de la troisième problématique décisionnelle (aspect environnemental et économique). Les figures situées à gauche présentent les critères de décision et leur poids, alors que les figures situées à droite présentent les scores globaux de chaque stratégie de bioraffinerie (TSO, PR, LP et HCA).

La figure en haut à droite montre à quel point il est important de considérer les enjeux environnementaux au même pied d'égalité que les enjeux économiques (voir figure du milieu à droite). En effet, un procédé ou une stratégie économiquement viable n'est pas forcement écologique pour l'environnement, le contraire est aussi vrai. La figure (Figure 4.11) montre que le procédé de l'hydrolyse à l'acide concentré (HAC) est la meilleure stratégie sur le plan environnemental, mais elle est économiquement moins viable que toutes les autres stratégies à l'étude. Quant à la stratégie Traitement au solvant organique (TSO), elle se positionne en troisième position sur plan environnemental, mais se positionne en première position sur le plan économique. Lorsque les deux enjeux sont pris en compte, TSO devient le choix préférentiel suivi de la pyrolyse rapide. Au final, le choix se portera sur les deux premières stratégies ayant de meilleurs scores. Les deux autres stratégies notamment la stratégie de précipitation de la lignine (PL) et la stratégie de l'hydrolyse à l'acide concentré (HAC) sont mises de côté pour une évaluation ultérieure de futures opportunités pouvant venir de la part des subventions ou autres aides gouvernementales.

En conclusion, la figure (Figure 4.11) montre qu'une stratégie viable économique peut présenter de très piètres performances environnementales. Tout comme un projet très fiable sur le plan environnemental peut représenter un gouffre financier pour un investisseur. Il est donc important de considérer les enjeux financiers au même pied d'égalité que les enjeux environnementaux.

Une façon de concilier ces deux points de vue est d'appliquer la décisionnelle AMCD, afin de permettre aux décideurs de prendre une décision éclairée, basée sur les résultats, le contexte et les préférences de chaque investisseur.

4.2.3.4.6 Analyse critique des résultats

Il est important de souligner que les analyses d'incertitudes faites sur les données environnementales ont servi de source de données entrantes pour des travaux, de prise de décision sous incertitude, développés par les auteurs Sanaei et al. [29]. Ces derniers ont analysé les mêmes options de bioraffinerie que celles étudiées dans ce projet, mais en considérant différentes sources d'incertitudes incluant l'incertitude sur les données environnementales, incertitude sur les données économiques (données des prix de produits sur le marché) et l'incertitude sur les préférences des décideurs. Leur modèle de prise de décision sous incertitudes utilise comme intrants les fonctions de densité de probabilité, à savoir les critères environnementaux et critères économiques. La figure ci-dessous (Figure 4.12) présente le résultat de la prise décision sous incertitudes en comparaison avec le résultat de décision prise sans la considération des incertitudes. L'observation montre que la considération des incertitudes n'a pas affecté le classement des technologies préférées initialement dans le cas de base. Les barres d'erreurs sont courtes, symétriques et ne chevauchent que deux à deux. Cela étant dit, l'on ne peut pas trancher, laquelle des technologies entre le traitement au solvant organique et la pyrolyse rapide est la plus préférable, de même, l'on ne peut pas non plus trancher, laquelle est plus rejetable entre précipitation de la lignine et l'hydrolyse à l'acide concentré. Les deux stratégies qui ont obtenu les meilleurs scores ont été jugées préférables par les auteurs[29]. Cependant, malgré l'ajout des barres d'erreur, la figure montre que la décision n'a pas changé, car les stratégies préférables ont conservé leur score et leur statut de stratégies préférables (car leurs barres d'erreurs ne chevauchent en aucun cas avec celles des stratégies moins préférables). L'interprétation permet de conclure que la décision ne sera jamais inversée sous certaines conditions, car l'écart des scores entre les deux premières et deux dernières est assez grand. Les barres d'erreurs de longueurs comparables à elles de la figure ci-dessous ne mettraient pas en cause l'écart des scores obtenus. En conclusion, la figure montre que l'impact de l'incertitude sur la décision finale est faible, car les barres d'erreurs sont assez courtes et par conséquent, ne mettent pas en cause la décision initiale qui a été prise sans la considération des incertitudes. Dans ce cas-ci, l'effet de l'incertitude des données sur la décision est négligeable. Cela dit, la non considération de l'incertitude sur les données dans les analyses de décision subséquentes, ne pourra grandement mettre en cause les résultats et les classements (des stratégies) obtenus. Dans une certaine mesure, la non-considération de l'incertitude est justifiable grâce au résultat de la figure ci-dessous.

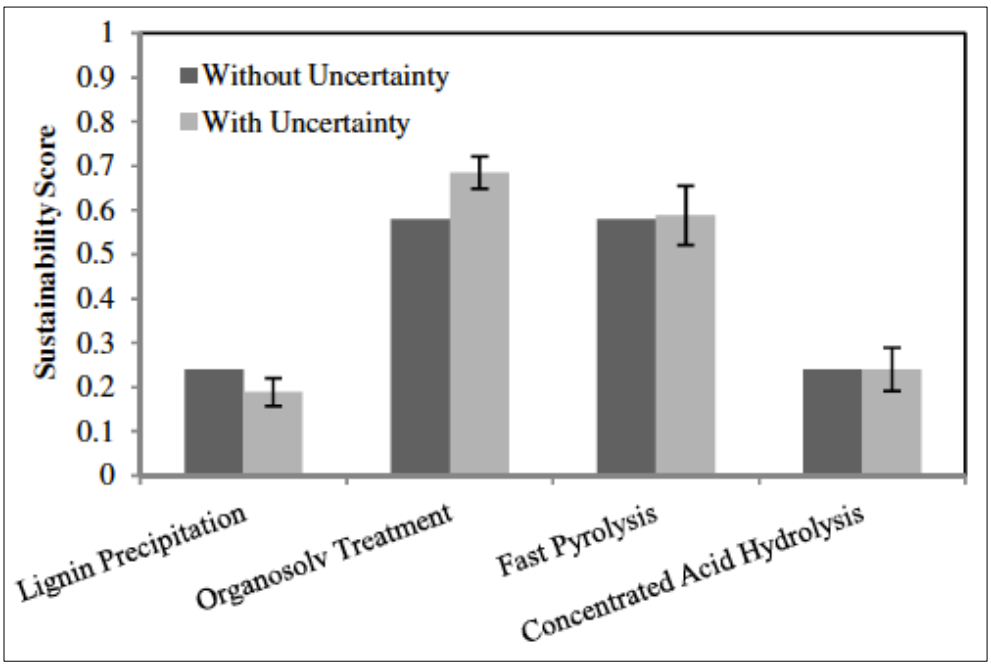


Figure 4.12 : illustration des résultats de la prise décision sous incertitude versus sans incertitudes (extraite de [29])

4.2.4 Étude de cas : volet n°2

4.2.4.1 Données importantes et explication sommaire des méthodes

Cette section présente les résultats associés à la prise de décision dans le contexte de la problématique décisionnelle n°4. En effet, la problématique décisionnelle n°4 permet de réévaluer les performances des critères (économiques et environnementaux) et les scores finaux des options de bioraffinerie dans un contexte qui prend en compte les potentiels impacts des scénarios de politiques gouvernementales. L'étude de cas permet de répondre à la question suivante : à quel point les instruments et scénarios de politiques considérées dans cette étude de cas peuvent-ils affecter, changer ou inverser la décision prise initialement sous le scénario du statu quo?

Le contexte de l'étude de cas étant le même, c'est-à-dire, les bilans de masse et d'énergies n'ont pas changé, et aucune modification n'a été faite au niveau des procédés. L'étude est centrée autour des politiques. La présentation de cette section consistera à valider l'outil d'analyse des politiques qui a été développé dans la section développement des méthodes (section 3.3). La revue de la littérature et la sélection des instruments politiques sont présentées en détail dans l'annexe C. Ce volet présente uniquement les résultats de la modélisation des instruments. Les

tableaux ci-dessous (Tableau 4.9, Tableau 4.10 et Tableau 4.11) présentent le résultat la revue comparative des instruments en vigueur au Canada et /ou aux É.U. Le tableau (Tableau 4.10) est une combinaison d'instruments de politiques non concurrentes, l'accès à l'un des instruments n'empêche pas à l'autre instrument.

Tableau 4.9: Liste d'instruments politiques sélectionnés (version anglaise extraite de [144]).

n°	***Reference***	***POLICY INSTRUMENTS***
n°1	*[152, 153]*	***The Social Cost of Carbon (SCC)****: is an estimate of the economic damages associated with a small increase in (CO2) emissions, conventionally one metric ton, in a given year. Social Cost of Carbon representing the damages avoided on each metric ton of CO2 emission reduction (i.e.: 36 $/ metric ton (2007 $)). But the estimates are note static because the cost take into account the consumer price index (CPI) as well as the social discount rate. In fact these estimates came from the work completed by EPA and the intergovernmental working Group. More detailed about SCC are provided in the*
n°2	*[154]* *[155]*	***Tariff Feed-In Tariff (FIT):*** *also known as* ***Advance Renewable Tariffs (ARTs)[156]****; or as* ***Renewable Energy Payments (REPs)[157]****. Through FIT, the incentive on the electricity price produced out of biomass power is $0.13/kWh. In US, FIT is known as US Generation Standard Contract Act (GSC Act), which is similar to PTC in different US-States with $22/MWh for first 10 years of operation for (Closed-loop biomass, wind, etc.); and $11/MWh for first 10 years of operation (for Open-loop biomass, landfill gas etc.)*
n°3	*[158, 188]* *[159, 161]*	***Production Tax Credit (PTC)*** *[158]****:*** *is a US federal programs that provides incentives for renewable fuels producers & renewable power producers. US-PTC is comparable to the Canadian production incentives such Canadian Program ecoEnergy for biofuel and Canadian Program ecoEnergy for renewable energy[161].*
n°4	[162] [163]	***ITC (Investment Tax Credit):*** *is investment tax credits that helps offset upfront investments in projects and provide an economic incentive to reduce capital investment cost. The equivalent to US-ITC in Canada is ITI (Income Tax incentive). There are three main Income tax incentives: ACCA (Accelerate Capital Cost allowance); CRCE (Canadian Renewable and Conservation Expense); and*

		SR&ED (Scientific Research & Experimental Development)
n°5	*[164, 165]*	***Canadian Renewable and Conservation Expense (CRCE):*** *Promotes the development and conservation of sources of renewable energy, and is able to include intangible expenses such as feasibility studies, negotiation, regulatory, site approval costs, site preparation and testing, etc.*
n°6	*[166]*	***Accelerate Depreciation and Amortisement (ADA) or Accelerate Cost Allowance (ACCA):*** *The ACCA allows businesses to write-off these investments against taxable income more rapidly whereas ADA allows businesses to depreciate their investments completely over a three-year period, allowing them to deduct almost 42 cents more per dollar invested. This provides an additional return on capital of approximately 12-15 per cent.*

Tableau 4.10: Scénarios qui combinent les instruments non mutuellement exclusifs [144].

no	***A COMBINATION OF POLICY INSTRUMENTS***
n°A	*The combined policy Scenarios of* ***group A*** *includes FIT (Feed-In Tariff), PTC (Production Tax Credit), SCC (Social Cost of Carbon) and CRECE (Canadian Renewable and Conservation Expense)*
n°B	*The combined policy Scenarios of* ***group B*** *includes FIT (Feed-In Tariff), PTC (Production Tax Credit), SCC (Social Cost of Carbon) and ADA (Accelerate Depreciation and Amortisement)*

Tableau 4.11: Variables pouvant impacter les modèles économiques

Variables caractéristiques identifiées pour chaque instrument de politique
✓ ***The Social Cost of Carbon (SCC)****: has an impact on the revenues by increasing or decreasing the revenue stream from GHG credit or penalty (i.e. 36 $/ metric ton (2007 $)). – (See Appendix A).* ✓ ***Feed-In Tariff (FIT):*** *has an impact on the revenues by increasing the revenue stream from electricity with 0,13$/kWh incentive.* ✓ ***Production Tax Credit (PTC):*** *has an impact on the revenues by increasing the revenue stream from bioethanol with 0,10$/L incentive.* ✓ ***ITC (Investment Tax Credit):*** *has an impact on the Capital Expenditures (CAPEX). This incentive depends on the type the project: 30% of qualified capital expenditures; or 10% of qualified capital expenditures.* ✓ ***Canadian Renewable and Conservation Expense (CRCE):*** *has an impact on the CAPEX (capital Expenditures) at least 50% or more tangible costs are reasonably expected to be allocated to different type of the assets (Class 43.1 or 43.2 Assets) and refunded* ✓ ***Accelerate Depreciation and Amortisement (ADA) or Accelerate Cost allowance (ACCA):*** *has an impact on the Capital Expenditures (CAPEX) by accelerating the depreciation rate, which 25% of CAPEX depreciated the first year, 50% second year, and 25% the third year*

4.2.4.2 Résultats et interprétation du volet n°2 de l'étude de cas

4.2.4.2.1 Impacts des politiques sur l'investissement et sur la rentabilité

La figure (Figure 4.14) présentée ci-dessous illustre les performances des stratégies de bioraffinerie sous l'influence des politiques. La figure présente le TRI (IRR), le taux de rendement interne, une mesure de la rentabilité d'un projet. La figure présente les valeurs du TRI obtenues dans le cas de base (sans considération des politiques). L'analyse montre que dans le cas de base, aucune des stratégies n'a fait un TRI dépassant les 20% de rendement. Pour les experts de l'usine (département technologie et développement), y compris les superviseurs à l'usine, le TRI espéré dans ce genre de projet est d'environ 20%, car ce sont des projets qui présentent encore beaucoup des risques, incluant bien sûr les risques associés à la pénétration des marchés et les risques de la mise à l'échelle (Scale up). De plus, l'une des stratégies de bioraffinerie, notamment l'hydrolyse à l'acide concentré présent un TRI presque nul (valeur actuelle nette négative).

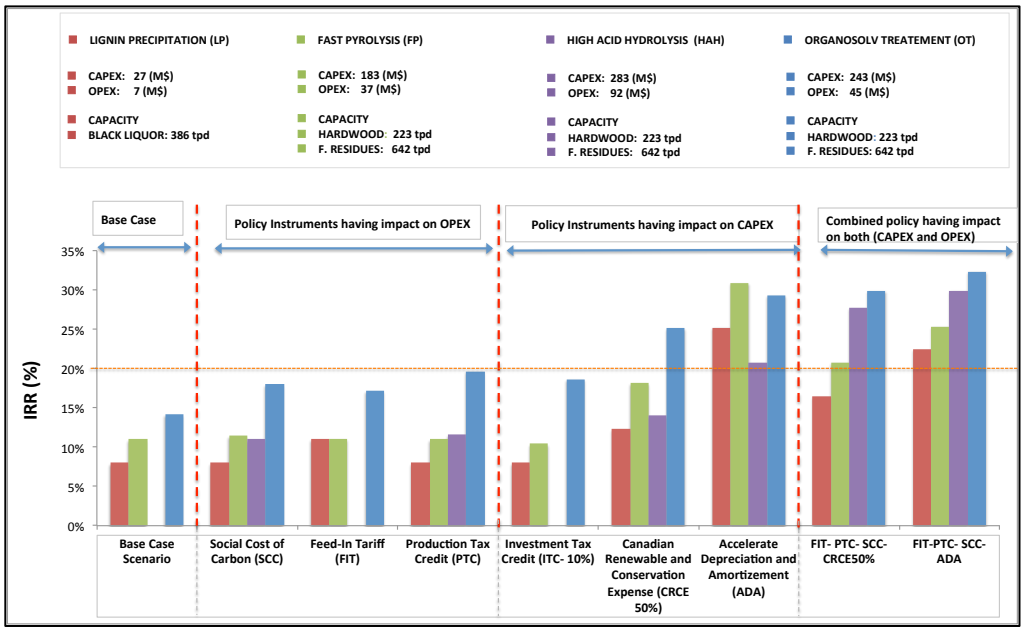


Figure 4.13: Résultats de l'impact des instruments politiques sur les stratégies de bioraffinerie sans considération de premiums sur les bioproduits

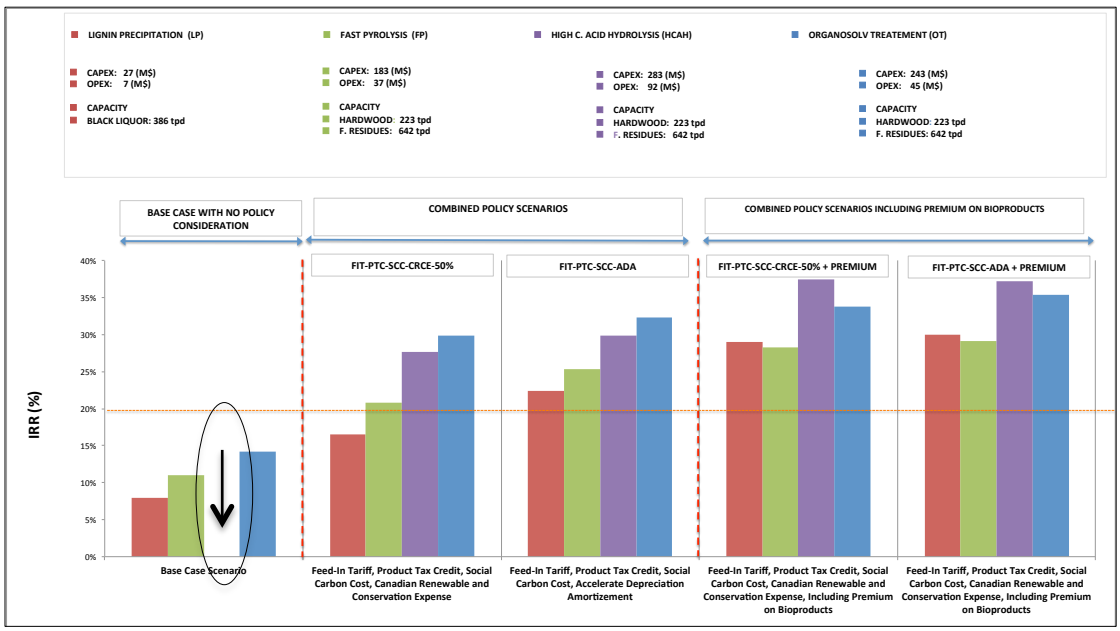


Figure 4.14: Rentabilité des stratégies de bioraffinerie sous l'effet d'instruments et de premiums sur les bioproduits

Cependant, les performances économiques de toutes les stratégies sont nettement améliorées, les valeurs du TRI dans le cas de base sont presque doublées lorsque les politiques sont prises en compte. Les politiques touchant à la subvention sur le coût d'investissement (ex. : subvention à

hauteur de 50% du coût de l'investissement) sont beaucoup plus performantes que les politiques visant la réduction des coûts d'exploitation (ex. : les crédits d'impôt). Lorsque les politiques sont combinées, les TRI de toutes les quatre stratégies étudiées deviennent plus importants au point de dépasser la barre des 20%, une cible jugée essentielle due aux risques inhérents associés aux technologies de bioraffinerie encore en développement. Finalement, la stratégie de l'hydrolyse à l'acide concentré (HAC) affiche une performance économique exceptionnelle sous l'influence des politiques de subvention à l'investissement. La stratégie (HAC) pourtant disqualifiable de prime abord, parvient à obtenir un TRI supérieur à celui de la stratégie du traitement au solvant organique (TSO), qui pourtant était la meilleure stratégie dans le contexte du cas de base.

En conclusion, les instruments politiques sont de véritables leviers économiques à la disposition du gouvernement, capable de donner de l'impulsion au développement de la bioéconomie et de doper la croissance en accélérant les phases de développement technologique.

4.2.4.2.2 Impacts des politiques sur la prise de décision stratégique

Les résultats économiques obtenus sous le contexte des instruments de politiques ont permis de réévaluer la prise de décision initiale. La matrice de décision a été réévaluée selon la méthode MAUT. Cela dit, pour calculer le score final de chaque option de bioraffinerie, une fonction qui calcule l'utilité globale (score global) est utilisée. Cette fonction calcule la sommation pondérée des utilités élémentaires de chaque critère. En d'autres mots, au sein d'une même option de bioraffinerie le poids de chaque critère est multiplié par la valeur utilitaire de ce critère dans ladite option. Le résultat final (score) de chaque option est obtenu en faisant la somme des produits obtenus, comme le montre l'équation (Équation 4.1).

Les performances économiques de chaque instrument ont été incorporées dans la matrice de décision comme étant de nouvels intrants au système matriciel. Les mêmes pondérations sont réaffectées aux critères de décision selon l'hypothèse de l'invariance des pondérations discutée à la section (section 3.3.2.3). Dans l'hypothèse de l'invariance des pondérations matricielles, la figure ci-dessous (Figure 4.10) montre les résultats des nouveaux scores de chaque stratégie sous l'influence de l'instrument PTC (crédit d'impôt). Aussi, la figure montre à quel point PTC parvient à influer sur le rangement et classement initial des préférences des décideurs. En effet, les nouveaux scores de PL et HAC montrent une inversion de leur rangement initial. Ainsi, PL voit son rang glissé de la 3e place à la 4e place. Cela est dû au fait que la stratégie HAC produit

une énorme quantité de bioéthanol destinée comme biocarburant. En effet sous les politiques des crédits d'impôt, en particulier sous l'instrument éco-ÉNERGIE pour *les biocarburants* (une variante de PTC), le chiffre d'affaires issu des crédits d'impôt et généré par chaque gallon de biocarburants est très élevé. Ce qui n'est pas le cas pour PL qui ne produit absolument aucun biocarburant. De plus, même si PL améliore son chiffre d'affaires avec sa production excédentaire d'électricité, son revenu supplémentaire issu d'éco-ÉNERGIE pour *les énergies renouvelables* (une autre variante de PTC) n'est pas aussi considérable que celui généré par les gallons bioéthanol produit par l'HAC.

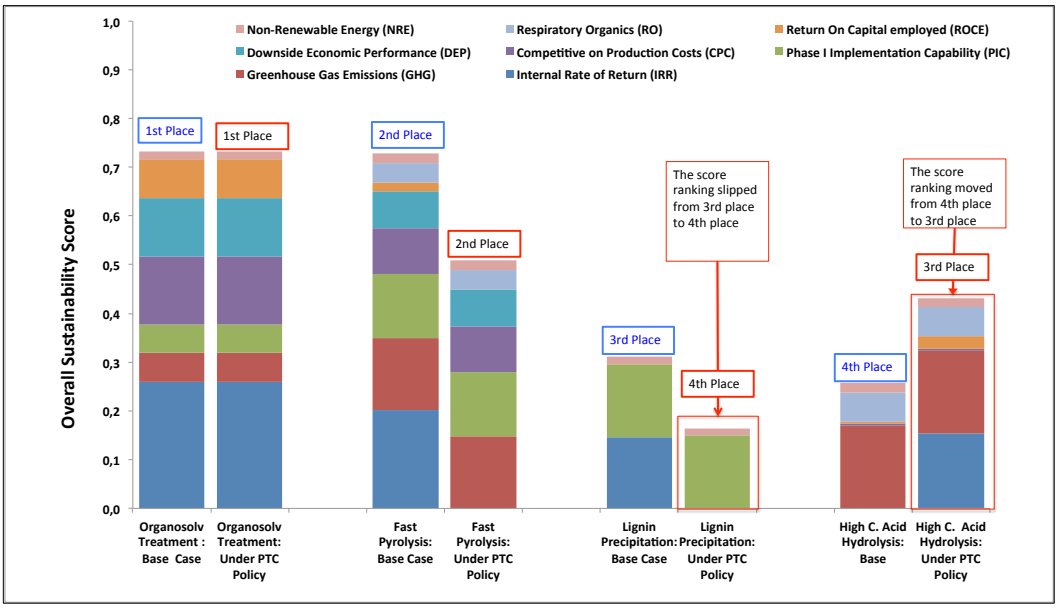


Figure 4.15 : Rangement des préférences des décideurs basées sur la performance des stratégies sous la considération de l'instrument PTC

La figure (Figure 3.11) montre les scores globaux des stratégies sous la loupe des groupes de politiques regroupés en scénarios A et B (voir Tableau 4.10). L'on peut constater que sous ces scénarios de combinaison de politiques, les scores de TSO et ceux de PR ne varient pas significativement par rapport aux scores de PL et d'HAC. En effet, sous la loupe de ces deux scénarios, les scores globaux de LP ont diminué de manière significative alors que les scores de la stratégie HAC ont augmenté considérablement. Tout comme ce fut le cas avec les instruments CSC et PTC, la figure illustre un bouleversement au niveau de l'ordre du classement initial.

Par conséquent, sous les deux groupes (scénarios A et B) le rang de LP glisse de la 3e place à la 4e place, et le rang de HCA s'améliore en passant de la dernière place à la 3e place. De plus, la

figure montre clairement que les scores d'HAC et FP sont ex aequo parce qu'ils partagent le 2e rang (deuxième place) tous les deux. En d'autres mots, HAC a complètement surclassé PL, tout en devenant la deuxième stratégie préférable avec un score final en égalité avec celui de FP.

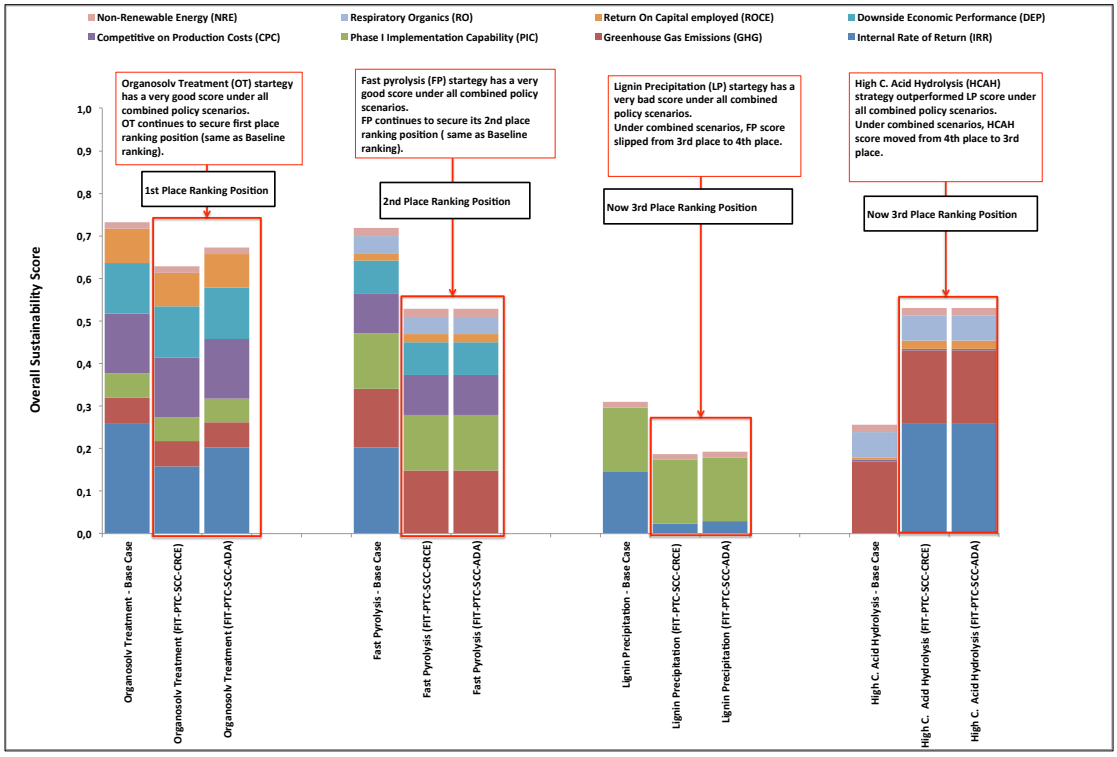


Figure 4.16 : Rangement des préférences des décideurs basés sur la performance des stratégies sous la considération de scénarios de politiques mutuellement compatibles

L'analyse des résultats de cette étude de cas permet de répondre à la question de recherche initialement posée, à savoir : à quel point les instruments et scénarios de politiques considérées dans cette étude de cas peuvent-ils affecter, changer ou inverser la décision prise initialement sous le scénario du statu quo ?

La réponse est : l'impact est au cas par cas, dépendamment des caractéristiques intrinsèques des instruments analysés, et aussi, dépendamment des aspects techniques tels que le rendement de production (quantité/qualité des bioproduits), le rendement énergétique du procédé étudié, le degré de maturité des technologies, etc. Toutefois, les instruments politiques ont démontré que les politiques du gouvernement peuvent influencer la décision stratégique, et qu'ils peuvent faire renaître des cendres, un projet jugé moins intéressant de prime abord à cause de son intensité capitalistique.

4.2.4.2.3 Analyse critique des résultats

La mise en place d'une politique est souvent incertaine. Cependant, lorsqu'une politique est promulguée, annoncée ou mise en vigueur, les données (tarifs, primes, pourcentages) relatives à la politique promulguée sont certaines, car les lois et les règlements ont un fondement basé sur la certitude absolue sur les données. Par exemple, le gouvernent met en vigueur une subvention politique de 20% sur le coût de l'investissement, ou encore 0,13$/kWh produit, ou encore 10$/t$CO_{2eq}$ de carbone en 2018, les valeurs indiquées sont sûres et certaines, en ce sens qu'elles ne sont pas données sous le format d'intervalle de valeurs comprises entre des valeurs minimales et des valeurs maximales.

À la lumière de cette analyse, l'on peut d'or et déjà dire que les données associées aux vrais politiques existants ou politiques annoncées sont plus fiables que les données environnementales et les données économiques liées au marché des produits. Dans le même ordre d'idée, l'on s'attend à ce que l'effet de l'incertitude sur la décision finale soit négligeable comme dans le cas de la figure (Figure 4.12). Cela étant dit, si l'incertitude avait systématiquement été considérée dans l'analyse des instruments de politique, les résultats de la figure (Figure 4.15) et ceux de la figure (Figure 4.16) ne varieraient pas au point de changer ou d'inverser la décision obtenue.

4.2.5 Étude de cas : volet n°3

4.2.5.1 Analyse des scénarios d'approvisionnement des mix électriques

Cette section présente le volet n°3 de l'étude de cas et les résultats associés à la prise de décision dans le contexte de la problématique décisionnelle n°5 (voir Figure 3.9). En effet, la problématique décisionnelle n°5 permet de réévaluer uniquement les performances des critères environnementaux et les scores des options de bioraffinerie dans un contexte qui prend en compte le mix énergétique régional.

Les améliorations des pourcentages de l'électricité mix réalisées jusqu'à présent au niveau des approvisionnements provinciaux ont forcément un impact sur les usines et entreprises à fortes intensités énergétiques (ex. les usines de pâtes et papier, les projets de bioraffinerie). Ce volet de l'étude de cas permet illustrer et de montrer le reflet des améliorations du mix (telles que la politique de fermeture des centrales à charbon en Alberta et partout ailleurs au Canada entre 2015 et 2030) sur le profil environnemental des usines dans la même période du temps.

4.2.5.2 Données importantes et explication sommaire des méthodes

Les données importantes et essentielles à cette étude de cas sont : le bilan énergétique de chaque stratégie de bioraffinerie, les différentes compositions des mix d'électricité des régions considérées en 2005, 2015 et 2030, et finalement les données sur les scénarios de la taxe carbone. Toutes ces informations qui sont des intrants pour le modèle développé sont présentées succinctement dans les figures et tableaux ci-dessous. Le tableau (4.12) présente les balances en termes de l'électricité consommée en provenance du réseau local, ou encore termes d'excès d'électricité produite sur le site et envoyée au réseau électrique local. Le tableau (4.15) présente les scénarios de la taxe carbone inspirée de ce qui se fait ailleurs en Europe, notamment en France et en Suède. Finalement, les figures (Figure 2.7 et Figure 2.8) présentent les pourcentages des mix électriques du Québec, de l'Ontario, de l'Alberta, et du Canada.

Tableau 4.12: Summary of balanced electricity produced to/or consumed from the grid

Stratégie de Bioraffinerie	**L'excès d'électricité produite et vendu au réseau (MWh)**	**Électricité supplémentaire consommée du réseau (MWh)**
Traitement au solvant organique (TSO)	35200	
Pyrolyse rapide	16600	
Précipitation de la lignine	16000	
Hydrolyse à l'acide concentré		1600

Le volet de cette étude de cas est composé de deux intrants comme cela avait été illustré à la section précédente par la Figure 2.7. Cette section présente sommairement un rappel de la méthodologie qui a été présentée à la section (3.3.4.2.6).

Voici un rappel des étapes méthodologiques de la première partie selon la figure (Figure 3.9) illustrant le volet n°3 de l'étude de cas :

- ✓ Premièrement, les mix d'électricité sont utilisés comme des sources de données environnementales.
- ✓ Deuxièmement, les impacts environnementaux associés à chaque mix d'électricité sont évalués en utilisant le modèle ACV précédemment développé dans au volet n°1. Ces impacts sont analysés et interprétés d'un point de vue qui permet de comprendre et d'interpréter l'impact de la politique fédérale (« coal-fired power plant phased-out policy » sur chacune des stratégies de la bioraffinerie d'ici jusqu'en 2030.

- ✓ Troisièmement, les nouvelles performances environnementales associées à chaque scénario du mix d'électricité sont utilisées de nouveaux intrants au système matériel de la prise de décision selon la méthode MAUT et selon l'hypothèse de l'invariance matricielle discutée à la section (4.2.4.2.2).
- ✓ Quatrièmement, en utilisant l'hypothèse de l'invariance des poids entre le cas de base et chaque scénario évalué, les nouveaux scores globaux de chaque stratégie sont calculés. Ensuite, les nouveaux scores sont comparés avec ceux du cas de bases pour voir si le classement préférentiel réalisé lors du panel d'expert a changé ou pas. Il est important de rappeler que les seuls critères qui sont mis à jour dans cette partie, sont les critères environnementaux, car l'impact sur la décision stratégique est analysé d'un point de vue environnemental seulement.

Voici un rappel des étapes méthodologiques de la deuxième partie selon la Figure 3.9, illustrant le volet n°3 de l'étude de cas :

- ✓ Premièrement, chaque scénario de la taxe carbone est utilisé comme source de données économiques. Ces données sont ensuite incorporées dans le modèle d'analyse de politiques prédéveloppé dans le volet n°1 de l'étude de cas.
- ✓ Deuxièmement, les performances économiques associées à chaque scénario sont évaluées séparément (un scénario à la fois) en usant du modelé d'analyse d'instrument politique.
- ✓ Troisièmement, les nouvelles performances économiques associées à chaque scénario sont utilisées comme nouveaux intrants au système matériel de la prise de décision selon la méthode MAUT et selon le l'hypothèse de l'invariance des poids, discutée à la section (4.2.4.2.2). Dans l'hypothèse de l'invariance des poids de critères entre le contexte sous scénario et le contexte de base, les nouveaux scores globaux de chaque stratégie sont calculés. Ces nouveaux scores ensuite sont comparés avec ceux du cas de bases pour voir si le classement préférentiel initial des décideurs a changé ou pas. Cette comparaison permet de savoir, si les impacts économiques sont significatifs au point de pousser les décideurs à émettre un autre choix préférentiel entre les options ou stratégies évaluées.

Tableau 4.13 : Scénarios des taxes carbone de la France et de la Suède appliqués au contexte canadien

Année	**2016**	**2017**	**2018**	**2022**	**2030**
Alberta [scénario 1] [189].	S/O	20 $/tCO2eq	30 $/ tCO2eq +CPI/ an	50 $/ tCO2eq + CPI/an	120 $/ tCO2eq +CPI/an
[61]Canada [scénario 2]	S/O	S/O	10$/ tCO2eq +10 $/t/an	50 $/ tCO2eq	120$/ tCO2eq +10 $/t/an
France [scénario 3] [190, 191].	31 $/ tCO2	Interpolation linéaire	Interpolation linéaire	81 $/ tCO2	145$/ tCO2
Suède [scénario 4] [192].	174 $/tCO2	Interpolation linéaire	Interpolation linéaire	184 $/tCO2	200 $/tCO2

4.2.5.3 Résultats et interprétations

4.2.5.3.1 Variation du profil des émissions de GES en fonction du mix d'électricité

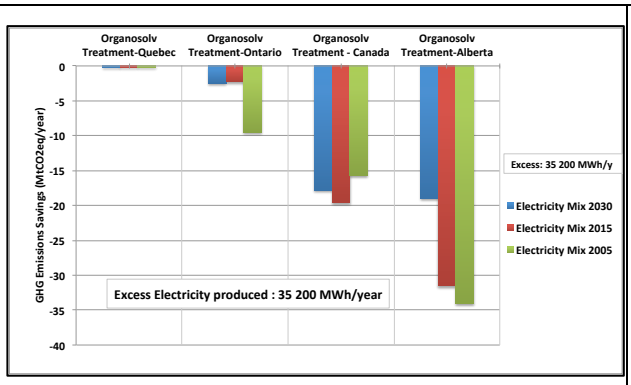


Figure 4.17 : Impact de l'excès d'électricité produit sur-site par la stratégie d'intégration du traitement au solvant organique (TSO) en fonction du mix d'électricité régional

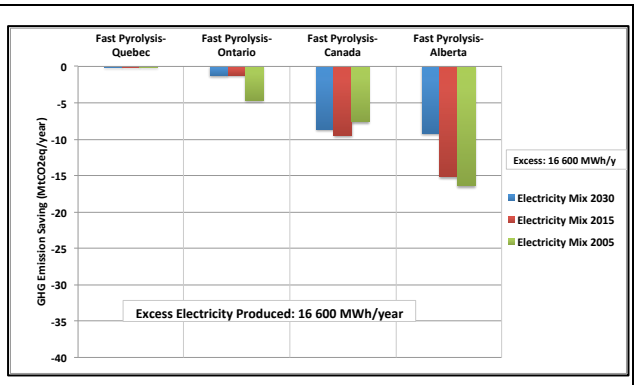


Figure 4.18 : Impact de l'excès d'électricité produit sur-site par la stratégie d'intégration de pyrolyse rapide (PR) en fonction du mix d'électricité régional

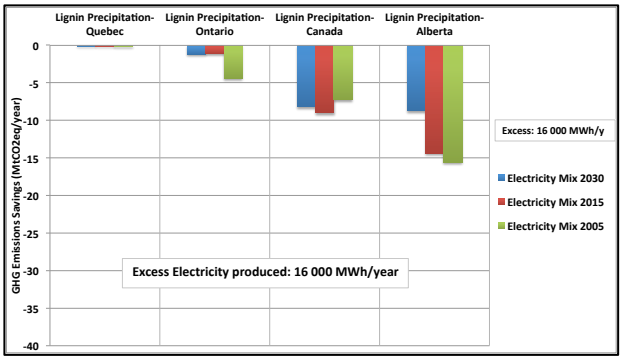


Figure 4.19 : Impact de l'excès d'électricité produit sur-site par la stratégie d'intégration de la précipitation de lignine (PL) en fonction du mix d'électricité régional

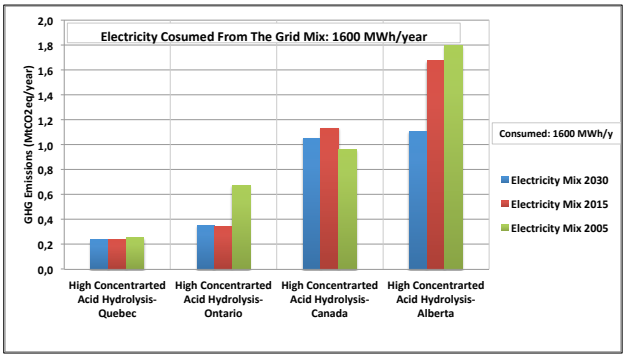


Figure 4.20 : Impact de l'excès d'électricité produit sur-site par la stratégie d'intégration de l'hydrolyse à l'acide concentré (HAC) précipitation de lignine (PL) en fonction du mix d'électricité régional

Les figures (Figure 4.15, 4.16, 4.17 et 4.18) présentent les variations des profils des émissions de GES de chaque stratégie d'intégration en fonction de la région et en fonction de la composition du mix d'électricité. La figure (Figure 4.17) montre que la consommation d'une même quantité de kilowattheures par la stratégie HAC, peut produire différents profils environnementaux dépendamment de la région ou de la stratégie implantée. Si la stratégie était implantée en Alberta, la contribution de l'électricité à ses émissions de GES serait plus élevée (1,8 MtCO2éq/an) alors que, cette contribution serait beaucoup plus faible (0,2 MtCO2éq/an) si l'électricité consommée provenait d'un mix similaire à celui du Québec (mix sans centrale à charbon). L'inverse est aussi

vrai pour les crédits carbones, c'est-a-dire pour les émissions évitées. L'implantation de la stratégie de TSO, avec son excès d'électricité produit sur-site, permettrait à TSO d'engranger plus de crédits carbone (une grande quantité d'émissions GES est évitée) en Alberta qu'elle n'en engrangerait si implantée au Québec.

4.2.5.3.2 Analyse de l'impact de la politique de la fermeture imminente des centrales à charbon d'ici 2030

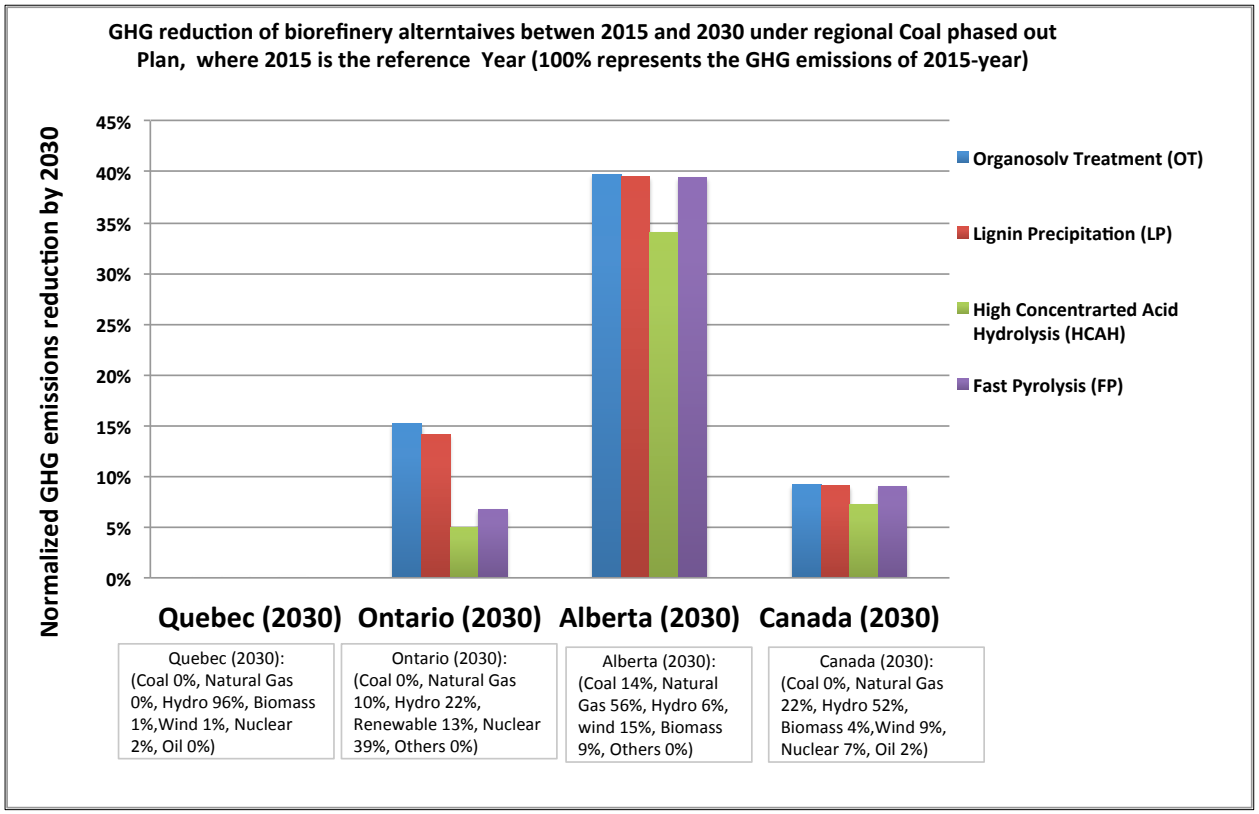


Figure 4.21 : Impact de la politique de la fermeture imminente des centrales à charbon d'ici 2030

Suite, à l'amendement (en 1999), de la loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE) [63], le gouvernent fédéral a mis en place certaines mesures visant à réduire la consommation du charbon et la consommation des ressources fossiles. Ces masures sont entrées en vigueur en 2015. Aussi, en accord avec la loi, les provinces ont émis leur plan énergétique pour 2030. L'impulsion suscitée par la conférence des parties (COP 21) à Paris a mis un coup d'accélérateur à cette initiative au point que le gouvernement a fixé sa nouvelle cible de réduction des GES en 2030 (30 % de réduction de GES en 2030 comparativement au niveau des émissions de 2005. Pour atteindre cette cible, le gouvernement compte beaucoup sur la politique de

fermeture des centrales thermiques à charbon. L'analyse macro-environnementale de cette politique stipule que le gouvernent pourrait réduire de 86MtCO2éq les émissions nationales d'ici 2030[110]. Cela représente environ 11 % des émissions actuelles. Alors, la question est de savoir quel est l'impact de ces mesures sur les projets, qui consomme beaucoup d'électricité comme les projets de bioraffineries intégrées à l'étude. Que représente cette microanalyse à l'échelle micro, au niveau des usines de pâtes et papiers par exemple ?

Au niveau microanalyse de la politique, la figure (Figure 4.24) montre que la nouvelle politique permettrait à toutes les stratégies de bioraffinerie de réduire d'environ 35 %, sur une base de la moyenne arithmétique, leurs émissions de GES entre 2015 et 2030, si les stratégies avaient toutes déjà été implantées 2015 en Alberta. Dans le même ordre d'idée, les réductions des émissions seraient respectivement de l'ordre de 10 %, 9 % et 0 %, si les stratégies avaient été implantées en Ontario, quelque part au Canada (mix moyen national), et au Québec. Le 0 % de réduction au niveau du Québec s'explique par le fait que le Québec à déjà un mix énergétique très propre et sans charbon, de plus, du haut de ses 96 % d'électricité produite à partir de l'hydro-électricité, son portfolio énergétique et les pourcentages semblent pas variés significativement entre 2015 et 2030.

Impacts de la taxe carbone et de la nouvelle politique sur la prise de décision stratégique.

La figure (Figure 4.22) montre que les scénarios de la taxe carbone ne permettent pas d'inverser les choix préférentiels et initiaux des décideurs. En effet, sous l'influence des quatre scénarios les deux meilleures stratégies identifiées par les décideurs, le sont demeurées sous toutes les coutures. Par contre, niveau des classements individuels, la stratégie de la pyrolyse rapide parvient à surclasser celle du traitement au solvant organique (TSO), sous le scénario 4, celui où la taxe carbone suit la même tendance de la taxe suédoise.

Le même constat est fait dans le cas des figures (Figure 4.23 et Figure 4.24). En effet, ces figures montrent aussi que les scénarios des mix d'électricité ne permettent pas d'inverser les choix préférentiels des décideurs. Ainsi, les deux meilleures stratégies identifiées par les décideurs le sont aussi demeurées sous toutes les coutures. Par contre, niveau des classements individuels, la stratégie de la pyrolyse rapide parvient à surclasser celle du traitement au solvant organique (TSO), sous tous les scénarios de mix d'électricité.

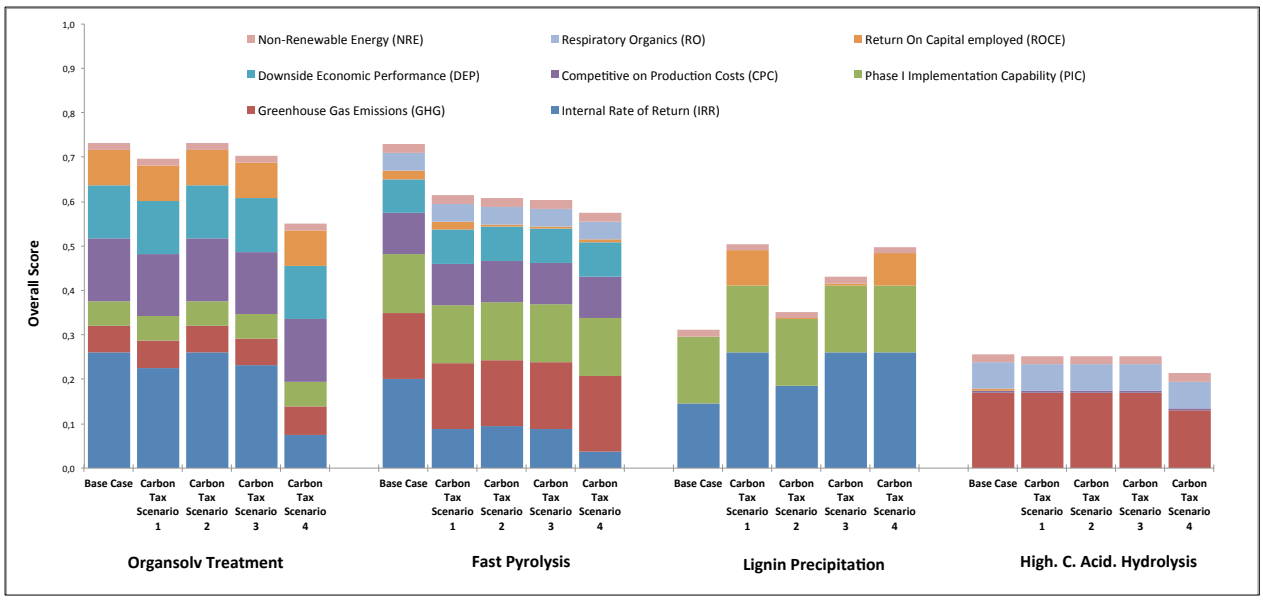


Figure 4.22 : Résultats des scores en fonction de chaque scénario de la taxe carbone

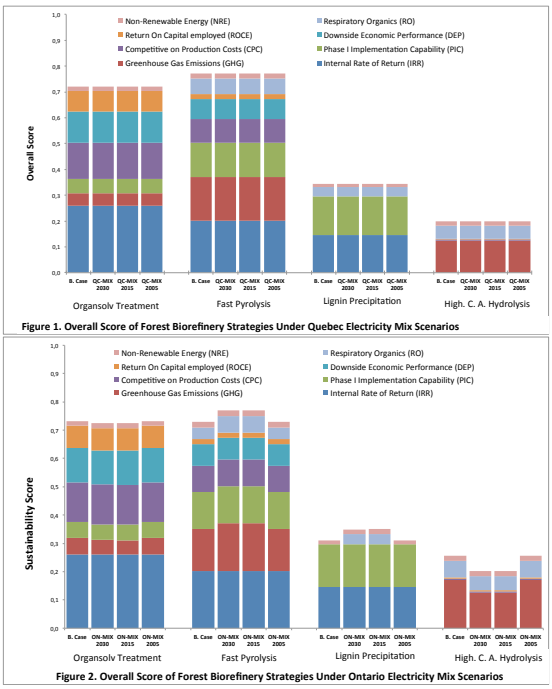


Figure 4.23 : Résultats des scores globaux en fonction des mix d'électricité : a) Québec ; et b) Ontario

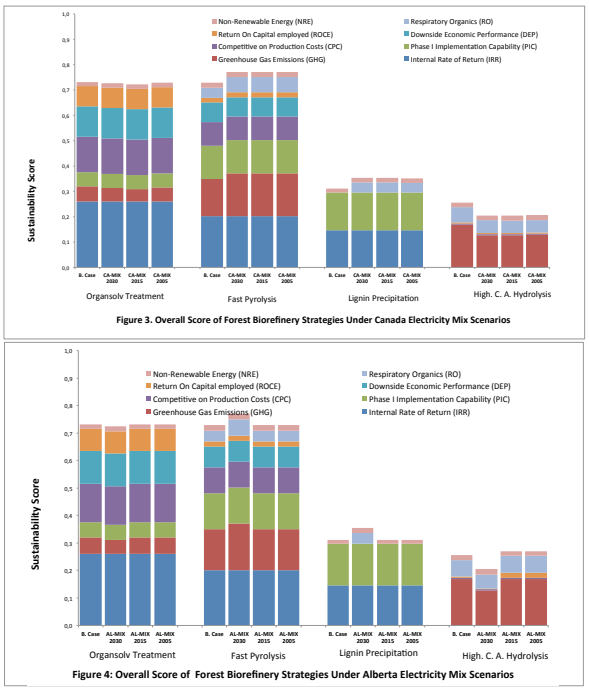


Figure 4.24 : Résultats des scores globaux en fonction des mix d'électricité : a) National (Canada), et b) Alberta

4.2.5.3.3 Analyse critique des résultats

La figure (Figure 4.22) présente l'analyse des vraies taxes carbone existantes appliquées au contexte canadien. Dans ce cas-ci, l'incertitude sur les données d'entrée serait aussi faible, car les valeurs imposées par les gouvernements (Alberta, gouvernement fédéral, France et Suède) de la fiscalité carbone sont assez précises. Quant à la Figure 4.23 et à la Figure 4.24, la considération de l'incertitude sur les données environnementales ou sur les pourcentages de distribution n'inverserait pas la sélection des stratégies préférables, car l'écart des scores globaux, entre les stratégies préférables et celles jugées non préférables, est assez grand.

Toutefois, il est important de noter que les portefeuilles concurrents n'ont pas été analysés sous les auspices des mix d'électricité améliorés. En effet, les impacts environnementaux de ces portefeuilles avaient été maintenus constants par hypothèse. Cette hypothèse est aberrante, car les produits concurrents, bien que conventionnels, sont aussi produits dans la même province bénéficiant des mêmes tarifs et mêmes conditions d'accès à l'électricité. Cette hypothèse a induit un biais dans l'évaluation actuelle de ces scénarios. Le réajustement des performances environnementales des portefeuilles concurrents pourrait baisser les scores de chaque option présentée à la figure (Figure 4.23 et Figure 4.24), mais ce ne serait pas, jusqu'au point de changer ou d'inverser tendance de la décision actuellement affichée.

CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE

« The measure of intelligence is the ability to change »

– Albert Einstein (1879 – 1955)

5.1 L'analyse de cycle de vie conséquentielle

L'un des objectifs associés à ce volet de l'étude de cas était celui d'élaborer un cadre méthodologique qui utilise ACV-C comme outil de conception pour comparer quatre différentes stratégies de bioraffinerie ayant de multiples produits bien distincts dans leur portefeuille respectif. En d'autres mots, l'ACV-C a rendu possible la comparaison des performances environnementales d'un portefeuille de produits issus d'une filière de bioraffinerie donnée avec les performances environnementales d'un autre portefeuille de produits issus d'une autre filière de bioraffinerie en usant des performances des portefeuilles compétitifs ou portefeuilles concurrents identifiés sur les segments de marché bien ciblés. Une attention particulière a été accordée au développement d'une approche méthodologique rigoureuse : 1) en usant des portefeuilles compétitifs comme bases de comparaison ; 2) en usant de ces portefeuilles compétitifs pour balancer adéquatement les fonctions comparées, afin de rendre les systèmes fonctionnellement équivalents ; 3) en usant des procédures de séparation et d'allocation des processus physiques (de l'anglais cut-off procédures); et 4) en harmonisant les frontières de chaque système vis-à-vis de son système compétitif, et ce, en usant de l'équivalence démontrée des unités fonctionnelles harmonisées.

Étant donné que les réglementations gouvernementales en place ou encore les politiques environnementales n'ont pas encore été en mesure de fixer ou d'imposer de façon claire les plafonds des émissions (limites), il semble tout à fait difficile pour des compagnies ou les usines de parvenir à intégrer ou encore à retranscrire les cibles nationales en limites ou cibles internes (corporatives). L'inexistence des cibles claires (en termes d'émissions), imposées par la loi ou les politiques, laisse un vide sur l'identification idéale au cas par cas de tout ce qui est étalon de mesure, étalon de comparaison, seuil ou cible de référence (ou de l'anglais : benchmark).

Dans le cas de cette étude, l'usine n'a pas fixé à l'interne des objectifs et les limites d'émissions précises afin de pouvoir s'aligner avec les plans d'action ambitieux du gouvernement. Dans cette

étude, les émissions des portefeuilles concurrents existants sur le marché ont été considérées comme essentielles dans la comparaison des performances environnementales. Ainsi, en ayant à l'esprit le développement durable, l'intégration une bioraffinerie présentant de meilleures performances environnementales que celle des portefeuilles conventuels concurrents (compétitifs) peut être considérée comme une cible à la limite, moins ambitieuse que celle que les gouvernements pourront imposer à l'avenir. L'étude a montré qu'il est possible de réduire les émissions de GES à hauteur de 8% (avec traitement au solvant organique), de 24% (avec la pyrolyse rapide) et de 38% (avec HCA), si certains produits existants actuellement sur le marché sont judicieusement substitués par un certain nombre de produits issus de la filière de bioraffinerie.

L'une des caractéristiques spécifiques de la normalisation proposée dans ce document est que les résultats montrent à quel point la performance d'un portefeuille de bioraffinerie était bonne ou mauvaise par rapport à un autre portefeuille désigné comme concurrent. En fait, le portefeuille concurrent entre en jeu, du point de vue de l'ACV, uniquement pour équilibrer les fonctions et obtenir des alternatives fonctionnellement équivalentes et comparables.

5.2 Décision et préférences des alternatives

Les aspects de la prise de décision AMCD dans un contexte qui met en avant les aspects environnementaux ont permis de faire un rangement des préférences sur cette base. Les résultats de l'AMCD montrent que dans le contexte de cette étude, le critère environnemental le plus important est le critère des émissions de gaz à effet de serre (GES), qui représente l'empreinte carbone. Il a été conclu que l'hydrolyse à l'acide (HAC) et la pyrolyse rapide (PR) sont les stratégies les plus écologiquement préférables dans le contexte de cette étude de cas. Le cadre méthodologique a permis d'évaluer ces stratégies ayant des portefeuilles de produits distincts. En conséquence, le cadre méthodologique proposé dans cette étude peut être utilisé pour effectuer une évaluation simultanée d'une multitude de portefeuilles de produits issus de la même filière (ex : bioraffinerie). La normalisation utilisée a fait intervenir des portefeuilles de produits compétitifs comme étalons essentiels pour équilibrer les fonctions, en les rendant tous fonctionnellement équivalents. Tant et aussi longtemps que les règlements et les politiques en place ne fixeront pas les limites et les cibles d'émissions claires, l'approche proposée qui fait intervenir les portefeuilles concurrentiels bien identifiés sur les segments de marché ciblés, et qui

consiste à émettre moins que ces portefeuilles concurrentiels demeure une approche appropriée. En absence des cibles claires, c'est à dire, en absence des chiffres clairs de ce que peut représenter pour une usine les macro-cibles nationales du gouvernement (telle que la cible de 30% de réduction d'ici 2030), le fait de surclasser (ou encore, battre à plate couture) les performances des portefeuilles concurrentiels par les portefeuilles de bioraffinerie demeurera une cible à la limite moins ambitieuse et acceptable par l'usine.

5.3 Analyse des instruments politiques

L'étude de cas relié à ce volet a permis de présenter comment les instruments de politique sont incorporés comme intrants dans un cadre méthodologique global en usant d'une approche systématique. Ce volet a permis de montrer à quel point les politiques gouvernementales agissent comme de véritables leviers économiques, capables d'influencer la planification stratégique des projets de bioraffinage forestier. Un ensemble de 6 instruments de politique a été sélectionné. À l'exception, de la mauvaise performance de la stratégie de précipitation de la lignine (sous l'instrument CSC), l'analyse globale des instruments politiques a montré que la performance économique de chaque stratégie de bioraffinerie est bien meilleure par rapport aux performances économiques de celles-ci dans le cas de base (ici, le cas de base représente l'analyse économique réalisée sans qu'aucun instrument gouvernemental ait été pris en considération).

À première vue, l'on s'attendait (expert de l'usine) que: si les projets sont subventionnés, ceux ayant une forte intensité de capital auraient une meilleure performance économique que ceux ayant une faible intensité capitalistique. Malheureusement, ce ne fut pas le cas. En effet, malgré le recours à une subvention couvrant 50% du des coûts d'investissement (sous l'instrument CRCE), la stratégie à l'hydrolyse acide (HAC) n'a pas obtenu de meilleurs résultats que la pyrolyse rapide ou le traitement organosolv. Cela signifie que la diversification des revenus par le biais des flux monétaires des bioproduits est également un élément important dans l'amélioration des performances économiques.

Ainsi, les projets à forte intensité de capital ne devraient pas se fonder exclusivement sur les subventions capables de couvrir une partie de l'investissement en capital, mais ils devraient aussi envisager des moyens novateurs de cibler et d'intégrer des produits à faible volume et à très haute valeur ajoutée pour augmenter les marges et réduire le risque associé aux produits de commodité

tels que la pâte et le papier. L'instrument CRCE à lui seul ne suffit pas à sauver la mise des projets à coûts en capital très élevés. Il a fallu combiner le CRCE avec d'autres instruments politiques mutuellement compatibles (ici, l'on parle des instruments non-concurrents pouvant être cumulés pour le financement d'un même projet) pour pouvoir constater une forte amélioration des performances des projets à coûts en capital très élevés.

D'ailleurs, l'analyse a montré que la stratégie reliée à l'hydrolyse acide (HAC), qui a été jugée médiocre (presque rejetée : à cause de son coût en capital très élevé), lors de l'analyse économique de base, peut très bien sortir du lot et devenir compétitive sur le marché grâce à de bons leviers économiques. En effet, l'analyse a permis de montrer que sous une certaine combinaison de leviers appropriés, la performance économique d'HAC pourtant médiocre au départ, peut surclasser celle de la stratégie TSO. Enfin, l'analyse a montré que le gouvernement pourrait favoriser le développement des bioproduits et doper la croissance économique de la bioéconomie grâce à diverses subventions. Le soutien du gouvernement peut servir de levier pour le développement de nouveaux marchés.

5.4 Analyse critique

Une prise de décision dans un contexte qui met en avant les aspects environnementaux, politiques et économiques est essentielle pour soutenir un développement durable tout en assurant un équilibre harmonieux entre la croissance économique et la lutte contre les changements climatiques.

Les travaux de cette thèse ont présenté comment les instruments de politique sont incorporés comme intrants dans un cadre méthodologique systématique, et comment les politiques peuvent influencer le choix préférentiel des options dans le contexte d'une prise de décision stratégique. Un ensemble de 6 instruments de politique et un ensemble de 2 scénarios de politique combinés ont été appliqués à un contexte concret d'une étude de cas. L'analyse des politiques montre que HCA, la technologie la plus capitalistique, peut être compétitive sur le marché avec le soutien du gouvernement par le biais de subventions et d'autres instruments financiers.

Or, lors de l'analyse décisionnelle AMCD selon le scénario du cas de base, HCA a été classé comme la technologie la moins préférée (4ème place). Cette dernière place de classement est surtout due à sa mauvaise performance économique (coût d'investissement élevé). Toutefois, une

autre évaluation réalisée sous l'influence des instruments politiques, la performance de HCA a surclassé les stratégies de précipitations de lignine et celle de la pyrolyse rapide.

Le modèle qui intègre les résultats de l'analyse des politiques et les performances économiques dans le processus de la prise de décision multicritère (AMCD) montre à quel point les scores et les classements initiaux des stratégies préférées de bioraffinerie peuvent basculer. En fait, l'HCA, l'une des stratégies les moins privilégiées parmi les stratégies de bioraffinerie devient la deuxième stratégie préférée lorsque les instruments de politique sont pris en compte. Cela signifie que les décideurs auraient pu rejeter aux oubliettes la stratégie HCA, manquant par le même effet, le potentiel économique caché d'HAC. Enfin, l'analyse a montré que le gouvernement pourrait favoriser le développement des bioproduits et doper la croissance de la bioéconomie grâce à divers programmes et incitatifs financiers.

5.4.1 Cadre méthodologique proposé

Dans la section précédente (3.5. Développement des méthodes), il a été question de présenter les différentes méthodes qui ont été développées et les outils qui ont été appliqués dans cette thèse. Le cadre méthodologique proposé est dans ce cas-ci une métaméthodologie qui s'illustre par la combinaison des méthodes et outils proposés tout en les transposant dans une application concrète et directe selon les spécificités de chaque problématique visée. Cela dit, le cadre méthodologique intègre et applique principalement l'élément de la prise de décision multicritère, et ce, à différents niveaux jugés essentiellement stratégiques dans le processus de la prise de décision. Ainsi, six problématiques décisionnelles ont été identifiées. Les différents niveaux décisionnels mettent en évidence la complexité associée à la prise de décision stratégique au sein d'organisations ou usines ayant de multiples objectifs, auxquels sont associés des choix préférentiels jugés importants à chaque niveau.

- *Problématiques décisionnelles n°1, n°2 et n°3 (ou choix préférentiel n°1, n°2 et n°3)*

Dans une vision à long terme qui implique l'implantation de différentes options d'intégration de procédés de bioraffinage. Le projet se veut avant tout d'être conforme aux normes, aux politiques et aux règlements environnementaux en vigueur. D'où la définition de la première problématique décisionnelle (problématique décisionnelle n°1), laquelle permet d'illustrer la prise de décision en tenant uniquement compte des aspects environnementaux. La prise de décision à ce stade est

facilitée par la combinaison de l'outil d'analyse de cycle de vie conséquentielle (ACV-C) et l'outil de prise de décision AMCD. Ensuite, étant donné le contexte actuel de la crise qui sévit le secteur forestier depuis quelques années et la carence des capitaux, tout projet d'intégration se doit être économiquement viable (rentable et pérenne) afin d'attirer les investisseurs potentiels. D'où la deuxième problématique décisionnelle (problématique décisionnelle n°2), laquelle permet de refléter uniquement les aspects économiques dans la prise de décision. Dans le cas de cette problématique, la décision est facilitée par la combinaison de l'outil d'analyse techno-économique (ATÉ) et l'outil de prise de décision AMCD. De plus, et ce, de façon globale, il est important que le projet s'inscrive dans la perspective de développement durable afin de préserver et d'utiliser intelligemment les ressources naturelles pour répondre aux besoins du présent tout en préservant des réserves naturelles afin de garantir la pérennité des ressources naturelles pour les générations futures. D'où la définition de la troisième problématique décisionnelle (problématique décisionnelle n°3), laquelle permet de refléter la décision en prenant en compte le développement durable, les aspects économiques et environnementaux. En d'autres termes, la décision à ce stade est facilitée par la combinaison trois outils d'ingénierie de système à savoir : l'analyse de cycle de vie (ACV-C), l'analyse techno-économique (ATÉ) et le (AMCD).

- *Problématiques décisionnelles n°4, n°5 et n°6 ((ou choix préférentiel n°4, n°5 et n°6)*

Par contre, les problématiques décisionnelles n°4, n°5 et n°6 quant à elles, sont les variantes de la problématique décisionnelle n°3. En effet, la problématique décisionnelle n°4 permet de réévaluer la durabilité des options dans un contexte tout à fait différent. C'est en effet, dans un contexte qui prend en compte le potentiel économique associé aux futures politiques gouvernementales. Cela signifie qu'à ce stade de la préconception, outre l'usage des outils utilisés dans la problématique précédente (ACV, ATÉ, AMCD), l'outil d' analyse d'instruments et de scénarios des politiques (AISP) est combiné à ces derniers. Toujours dans le même ordre d'idées, la problématique décisionnelle n°5 quant à elle, permet de réévaluer la durabilité des options dans un contexte qui tient compte des améliorations régionales en termes des mix énergétiques et en termes d'approvisionnement électrique de ces mix énergétiques. Finalement, la problématique décisionnelle n°6 quant à elle, permet de réévaluer la durabilité des options dans un contexte qui tient en compte des impacts potentiels associés à une large implantation (nationale et internationale) de la taxe carbone.

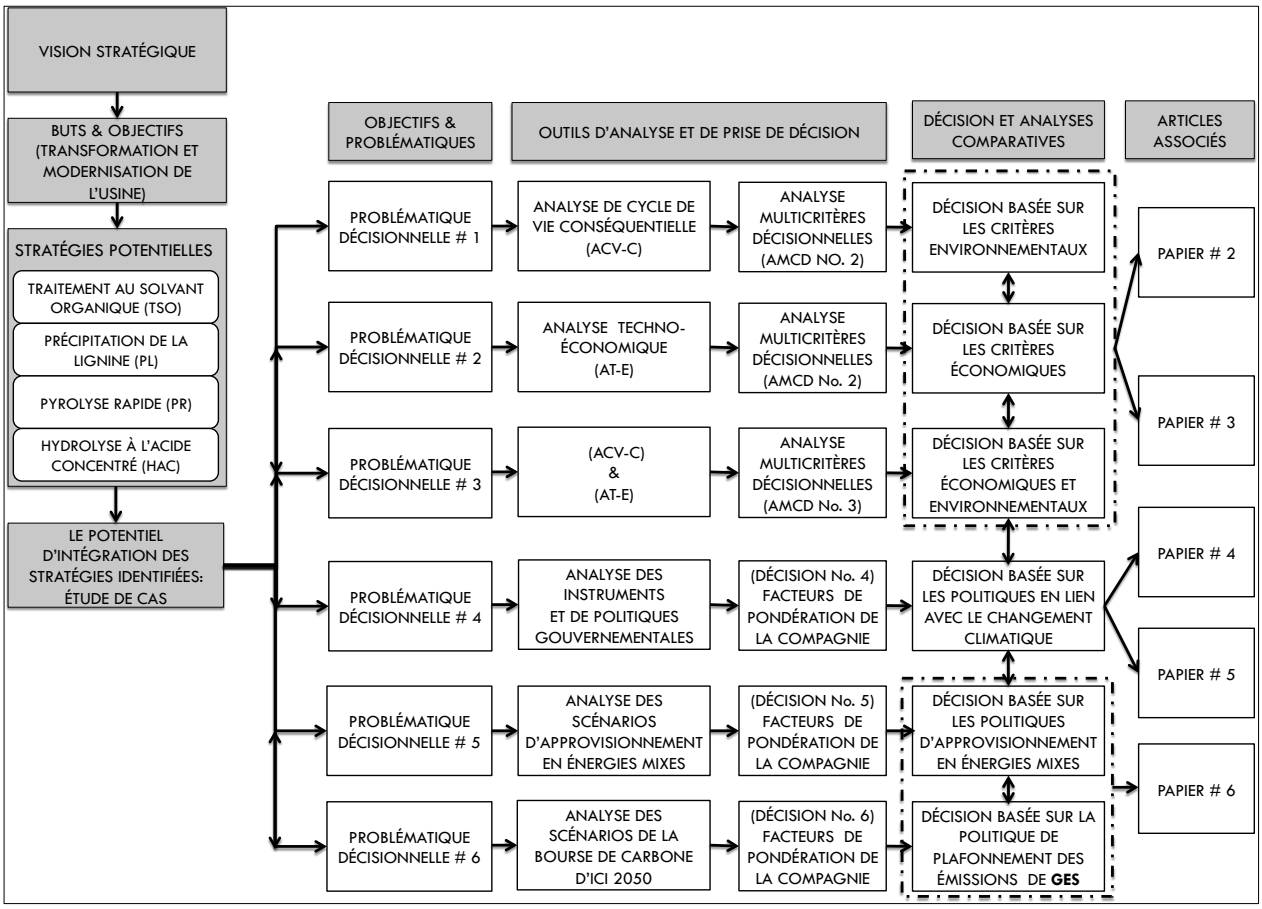


Figure 5.1: Cadre méthodologique proposé

5.4.2 Cadre méthodologique, tests et hypothèses

Les trois volets de l'étude de cas qui ont été analysés dans cette thèse ont été définis par rapport aux tests qui leur avaient été associés. Ainsi, la chaîne logique était telle qu'à chaque sous-hypothèse, un test avait été défini, et à chaque test, un volet de le l'étude de cas avait été défini.

En effet, chaque volet de l'étude de cas a été complété de A-Z comme défini dès le départ. Les résultats ont été analysés et interprétés. Les figures représentant des alternatives de bioraffinerie avec leur score ont permis de faire une représentation graphique simple pour mieux illustrer les réponses associées à chaque test. Le premier classement qui a été fait sous la considération des critères environnementaux et leurs poids avait été fait, afin de vérifier le premier test et ainsi valider la première sous-hypothèse. La figure (Figure 4.11 : l'illustration tout en haut de la figure) illustre les poids des critères environnementaux (lorsque considéré séparément sans tenir

compte des critères économiques), la représentation du test et la validation de la sous-hypothèse n°1. La figure (Figure 4.8) montre à quel point l'impact économique engendré par les instruments politiques est considérable, au point de doubler la profitabilité de certaines stratégies comparativement au cas de base. Conséquemment, cet impact est si considérable qu'il inverse le classement initial des stratégies préférables (voir Figure 4.16). Ces figures montrent la validation de la sous-hypothèse n°2. La figure (Figure 4.23) aussi valide la sous-hypothèse n°3, car la décision sur les stratégies préférables est affectée, et la pyrolyse rapide passe au premier rang surclassant ainsi le traitement au solvant organique sous les scénarios électricité mix. Quant à la validation de l'hypothèse globale, le cadre méthodologique proposé est en soi, la preuve de validation de ladite hypothèse.

5.4.3 Choix préférentiel, matrice décisionnelle et limitations

La section (section 3.3.2.3) a permis de discuter de l'hypothèse de l'invariance des poids des critères qui ont été incorporés dans la le système matriciel de la prise de décision stratégique. L'analyse multicritère décisionnelle (AMCD) étant une discipline à la frontière entre les mathématiques (en raison de ses fonctions mathématiques très avancées) et les sciences sociales (en raison des implications exigeantes qu'impose la procédure en termes de communications efficaces avec les parties prenantes et d'engagements humains des experts non rétribués), il a été impossible de réunir le même panel six fois de suite. L'engagement humain des membres du panel envers le projet à évaluer est fonction de leur disponibilité vis-à-vis du travail professionnel. Ceci étant dit, il aurait fallu pour la consistance parfaite des résultats de ramener à la table des discussions le même panel pour réaliser les 3 activités AMCD qui restaient à compléter. Toutefois, l'hypothèse énoncée dans la section (section 3.3.2.3) justifie qu'une certaine consistance se reflète dans les résultats en s'appuyant sur l'analyse des travaux précédents.

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

« Mieux vaut la fin d'une chose que son commencement; mieux vaut un esprit patient qu'un esprit hautain ... »

-Salomon (970 – 931 av. J. -C.)

Le secteur forestier, en particulier le secteur de l'industrie papetière a une culture axée sur la production des produits de commodité. Cette culture est souvent pointée du doigt par les experts financiers qui la jugent de « culture à risque », en ce sens que son produit de prédilection est une commodité constamment exposée aux risques du marché tels que les baisses de la demande, les baisses d'exportation vers les É.-U., les fluctuations du dollar canadien (parfois trop fort), etc. Sans oublier la compétition internationale suscitée par la montée en puissance des économies émergentes telles que la Chine, l'Inde, le Brésil, etc.

Cela étant dit, ce projet de recherche avait pour mandats : 1) de démontrer au travers d'une étude de cas les bénéfices associés à l'intégration des procédés de bioraffinage au sein des usines existantes ; et 2) de donner, aux institutions gouvernementales et non gouvernementales, un aperçu sur l'efficacité technologique des procédés de bioraffinerie, sur la viabilité économique et sur le potentiel de réduction des GES qu'apportent ces technologies par rapport à ce qui se fait aujourd'hui (c'est à dire par rapport aux pratiques manufacturières et procédés conventionnels sur le marché).

Pour ce faire, la réalisation du projet a permis de répondre aux exigences du mandat tout en mettant en exergue une composante sous-jacente de la transdisciplinarité liée au projet, et ce, dans le but de développer des méthodes et d'appliquer adéquatement une combinaison des outils d'ingénierie de système (de l'anglais : Process System Engineering (PSE) Tools). L'aspect transdisciplinaire a permis de jeter un regard croisé sur l'intégration des procédés sous l'angle des politiques. De fait, l'étude de cas a permis de montrer l'importance d'incorporer la connaissance des procédés et la connaissance des outils (PSE) dans une structure décisionnelle multiniveau : 1) en appliquant les outils avancés d'aide a la décision pour établir une base de comparaison basée sur les critères importants ; et 2) en incorporant l'analyse des politiques et futures politiques comme modèle économique avancé pour mieux refléter l'impact de chaque instrument politique sur la profitabilité et le retour sur l'investissement.

Le développement des méthodes, l'application des outils et la validation des méthodes par une étude de cas concret offrent aux usines une approche méthodologique qui leur permet de scanner la dynamique des politiques et la dynamique de leur environnement d'affaires. Cela leur permettra d'être en mesure de construire des modèles économiques structurés, sophistiqués et capables d'intégrer l'analyse des politiques et l'analyse multicritère décisionnelle. En d'autres mots, cette thèse offre à l'industrie en général, mais aux usines papetières en particulier un modèle qui intègre des structures de décision multiniveau pour la planification stratégique cohérente et robuste au niveau interne ou au niveau corporatif.

Il est vrai que l'industrie forestière a connu son apogée et que son heure de gloire semble révolue, à cause de la crise que connaît le secteur aujourd'hui. Toutefois, avec de bonnes politiques en place, il semble tout à fait possible de revitaliser cette industrie, et lui assurer encore une fois de plus de meilleurs jours devant elle.

En effet, avec l'impulsion générée par le changement climatique, l'élan suscité par la dernière conférence des parties (COP21), et le changement dans les valeurs des consommateurs créent une demande sans précédent de produits et services écosystémiques à faible intensité en carbone. Cela étant dit — le secteur forestier devrait-il entrer dans la nouvelle ère ou rester en marge ? — L'industrie forestière, avec son accès concurrentiel à la biomasse, la dynamique générée par la transition vers une bioéconomie forte et durable, devrait-elle continuer à tirer de l'arrière — ou, ne devrait-elle pas, plus que jamais, profiter de cette conjoncture favorable pour se repositionner comme principal fournisseur de produits durables à faible teneur en carbone ? — L'industrie ne devrait-elle pas devancer la concurrence en étant capable de prévoir et d'anticiper en amont la dynamique de son environnement d'affaires, plutôt que de simplement réagir à cette dynamique après-coup ?

6.1 Recommandations générales

Étant donné le contexte de la crise actuelle de l'industrie forestière, il est important de rappeler que le développement de l'industrie par le déploiement des bioraffineries n'est pas certain, car ce développement est aussi fonction des futures politiques. Or, l'intégration des bioraffineries présente quelques risques, y compris les risques technologiques et les risques liés à la concurrence et la pénétration de nouveaux marchés. Pour aider l'industrie à y faire face, la mise

en place des politiques et subventions capables de soutenir les coûts élevés associés aux investissements dans ce secteur est nécessaire. Ces subventions permettront de couvrir les risques technologiques associés à la mise en œuvre de la bioraffinerie forestière. D'autres types de subventions sont également nécessaires pour couvrir les risques associés la concurrence du marché, tout en encourageant le développement du marché des bioproduits. Autrement dit, de bonnes politiques ayant des caractéristiques propres au secteur sont essentielles, et celles-ci devraient également favoriser tout produit issu de la biomasse de deuxième génération (résidus de bois, paille, feuilles, bois, etc.). Cela signifie qu'une bonne politique devrait avoir cette caractéristique particulière qui s'applique autant aux produits à haute valeur ajoutée (produits à faible volume et à forte valeur ajoutée) qu'aux produits de base aussi appelés produits de commodité (produits à gros volume, mais ayant une faible valeur ajoutée). De telles politiques apporteront une contribution importante au développement durable et donneront une nouvelle position compétitive à l'industrie en tant que producteur durable de la fibre, de l'énergie, des produits chimiques et des biomatériaux pour répondre aux besoins croissants de la société. De fait, le secteur forestier dans sa globalité peut à nouveau reconquérir son rôle de principal fournisseur des services écosystémiques vitaux que la nature fournit naturellement et gratuitement, en capitalisant sur les précieux avantages concurrentiels offerts par son accès privilégié à la biomasse.

6.2 Contributions

Le cadre méthodologique proposé illustre la métaméthodologie générale qui a été utilisée pour les travaux rapportés dans cette thèse. Pour la problématique de la transformation d'entreprises forestières en bioraffineries, l'application à une étude de cas revêtait donc une importance particulière. Les travaux présentés dans cette thèse apportent à la fois une contribution scientifique et une contribution thématique. La thèse apporte une contribution scientifique, en ce sens qu'elle contribue à l'amélioration des méthodes existantes, questionne et repense les méthodes établies afin de proposer des pistes de recherche pour une amélioration future des méthodes. Par contre, elle apporte une contribution thématique, par le fait qu'elle apporte ou mieux propose une approche de résolution concrète de problèmes rencontrés par l'industrie et les usines papetières. D'ailleurs, le cadre méthodologique proposé, en tant que tel, est en soit une contribution à la fois thématique et scientifique dans le domaine de l'industrie forestière, car il

apporte une approche systématique qui répond à la problématique décisionnelle associée à la transformation d'entreprises forestières.

6.2.1 Analyse de cycle de vie conséquentielle (ACV-C)

L'objectif associé à ce volet de l'étude de cas était d'élaborer un cadre méthodologique qui utilise ACV-C comme outil d'appoint permettant de faire la comparaison entre les différentes alternatives de bioraffinerie à l'étude. En d'autres mots, l'ACV-C a rendu possible la comparaison des performances environnementales d'un portefeuille de produits issus d'une filière de bioraffinerie donnée avec les performances environnementales d'un autre portefeuille de produits issus d'une autre filière de bioraffinerie **en usant** des performances des portefeuilles compétitifs ou portefeuilles des produits désignés comme produits concurrents identifiés sur les segments de marché bien ciblé. Une attention particulière a été accordée au développement d'une approche méthodologique rigoureuse :

- **en faisant** intervenir des portefeuilles compétitifs comme bases et facteurs de comparaison ;
- **en usant** de ces portefeuilles compétitifs pour balancer adéquatement les fonctions comparées, afin de rendre les systèmes fonctionnellement équivalents ;
- **en usant** des procédures de séparation, subdivision des processus physiques (de l'anglais cut-off procédures); et
- **en harmonisant** les frontières de chaque système vis-à-vis de son système compétitif, et ce, **en usant de l'équivalence démontrée des unités fonctionnelles harmonisées**.

6.2.2 Analyse d'instruments et scénarios de politiques (AISP)

Pour la problématique de la transformation d'entreprises forestières en bioraffineries, l'application à une étude de cas revêtait donc une importance particulière. Cette étude a démontré comment des entreprises proactives et des observateurs avertis peuvent s'embarquer dans le processus d'évaluation des avantages et des inconvénients dès l'annonce de futures politiques. Les observateurs avertis sont en mesure de percevoir et de prévoir la dynamique de changements dans l'environnement des affaires et agir en conséquence, en amont plutôt que de réagir après-coup. Cette étude aidera les entreprises, les investisseurs et le secteur dans son ensemble à

développer une position plus proactive et mieux informée sur les politiques, et sur ce qui pourrait être une réponse commerciale efficace. Cette thèse offre à l'industrie en général, mais aux usines papetières en particulier un modèle qui intègre des structures de décision multiniveau pour la planification stratégique cohérente et robuste **des décisions et choix préférentiels.**

6.3 Recommandations pour travaux futurs

6.3.1 Expérience acquise et recommandations spécifiques

Dans un effort bien déterminé à vouloir dresser un profil environnemental associé à la décision (c'est à dire, évaluer la conséquence de la décision en usant de l'analyse de cycle de vie conséquentielle) de faire l'intégration d'une unité de bioraffinerie sur le site d'une usine existante, plusieurs défis et questionnements aussi bien conceptuels que méthodologiques ce sont révélés cruciaux, à savoir : 1) quel est l'avantage ou quel est le bénéfice environnemental associé à ladite décision, pour les installations existantes ? 2) Comment devrait-on considérer le remplacement ou la substitution de produits à base de ressources fossiles par des produits issus de la biomasse? 3) Et finalement comment définir adéquatement le degré d'équivalence, c'est-à-dire le ratio de remplacement ou de substitution approprié?

En pratique, il a semblé très difficile de rehausser le niveau d'importance des critères environnementaux vis-à-vis des critères économiques lors du processus de prise de décision AMCD. Cette difficulté en partie due : 1) à la compréhension limitée et au manque d'expertise approfondie des décideurs et membres du panel dans le domaine de l'ACV ; et 2) à la difficulté de normaliser, interpréter et pondérer convenablement les critères ACV.

Une nouvelle approche a été proposée certes, mais de nouvelles approches de normalisation contextuelle et de nouvelles interprétations élargies, voire même vulgarisées, pour des fins de communications, sont nécessaires : 1) afin que les membres du panel puissent mieux saisir le sens et la quintessence des critères ACV; et 2) afin de mieux les pondérer. Toutefois, parvenir à trouver la bonne pratique et la bonne interprétation vulgarisée paraît difficile, mais : 1) si cela est fait, une telle méthodologie serait mieux adaptée aux décideurs ayant des antécédents professionnels variés sans toutefois avoir une familiarité ou une formation spécialisée en ACV ; et 2) si une telle méthode devait être développée, elle conviendrait à la prise de décision en

matière d'investissement dans la bioraffinerie, mais aussi à l'élaboration de meilleurs politiques favorables à l'environnement et au déploiement des biotechnologies.

Il y avait un défi à trouver le juste équilibre lorsqu'il s'agissait d'inclure des critères environnementaux dans le processus décisionnel. En effet, les critères environnementaux ont une dimension émotionnelle intrinsèque, et cet aspect particulier pourrait conduire les membres du panel à surpondérer certains de ces critères. Aussi, faut-il le mentionner, les critères environnementaux peuvent paraître triviaux par rapport aux critères économiques. Par exemple, avec les politiques sur les GES, le critère des émissions de GES peut être banalisé en un critère économique si les crédits en dollars sont assignés à la tonne d'émissions de GES évitées. Dans un tel cas, le critère GES est considéré comme un enjeu économique par l'investisseur, et non pas comme un enjeu climatique et environnemental.

L'expérience a aussi montré qu'il est encore difficile de bien interpréter les critères environnementaux, et ce, pour deux raisons: 1) à cause des unités de mesures inhabituelles et méconnues dans lesquelles les indicateurs environnementaux sont exprimés ; et 2) à cause de la difficulté associée à la définition des cibles environnementales ou les niveaux d'émissions qui reflètent fidèlement les limites imposées par les législations environnementales en vigueur.

Il est nécessaire d'accorder une grande importance aux critères environnementaux à cause de leur implication dans l'élaboration des politiques en lien avec les changements climatiques. Toutefois, parmi les critères environnementaux couramment considérés, deux d'entre se distinguent complément du lot. Il s'agit du critère de GES et du critère ILUC (de l'anglais indirect land use change)[38]. En effet, les décideurs, les ingénieurs et la société connaissent mieux ces deux critères, car ces derniers ont une connotation qui intègre l'acceptabilité et la responsabilité sociale, et ce : 1) à cause des enjeux du réchauffement climatique et bien d'autres enjeux, car il est maintenant connu par une assez grande audience qu'il y a une corrélation entre les émissions de GES et le réchauffement climatique ; et 2) à cause de l'importance croissante des terres arables, le ILUC est devenu de plus en plus important quand vient le moment d'évaluer les stratégies de bioraffinerie de première génération surtout (en particulier lorsqu' il s'agit de contraster l'autosuffisance alimentaire avec le déploiement à grande échelle des technologies de bioraffinerie usant de la biomasse de première génération (colza, betteraves, maïs, blé, etc.). Il est important de souligner que le critère ILUC n'a pas été jugé important dans la présente étude de

cas, laquelle implique la bioraffinerie de seconde génération uniquement. En effet, ni la biomasse disponible utilisée, ni la zone forestière certifiée FSC (de l'anglais : Forest Stewardship Council) exploitée ne sont en concurrence directe ni avec la biomasse alimentaire, ni avec les terres arables de la région.

En comparant le critère des GES et les autres critères ACV qui ont été jugés importants, l'interprétation du critère GES a semblé être la mieux comprise. C'est d'ailleurs pour cette raison que le critère GES a reçu la meilleure pondération, et se trouve en deuxième position dans le groupe final représentant la perspective de durabilité, tout juste après le critère économique TRI.

Sur la base de ces observations faites plus haut, il est possible d'argumenter que les interprétations génériques des critères ACV fournies par les normes directrices ISO 14040 sont raisonnables d'un point de vue conceptuel, mais ne sont pas souvent compréhensibles par les membres des panels impliqués dans le processus décisionnel. Ce point fait l'objet d'une recommandation pour travaux futurs à la section 0

Usage des résultats ACV-C dans une analyse AMCD**.**

Sur la base de ces observations faites ci-haut, il est possible d'argumenter que les interprétations génériques des critères ACV fournies par les normes directrices ISO 14040 sont raisonnables d'un point de vue conceptuel, mais ne sont pas souvent compréhensibles par les membres des panels impliqués dans le processus décisionnel. En conséquence, de cette expérience d'apprentissage, il ressort que:

- un effort de réflexion doit être fourni en vue d'élaborer des critères et plus adaptés au contexte spécifique étudié plutôt que toujours essayer d'avoir recours aux critères/indicateurs classiques d'ACV et leurs interprétations génériques ;
- interprétation générique doit être étendue à une interprétation plus contextuelle et pratique, facilement compréhensible, même pour les décideurs qui n'ont aucune familiarité avec les concepts d'ACV ; et
- une approche pragmatique et pratique pour définir et interpréter les critères ACV est plus appropriée qu'une approche classique usant des interprétations génériques fournies dans la littérature.

6.3.2 Normalisation

La normalisation par une approche de distance à cible basée sur les limites imposées par les politiques environnementales et les règlements serait une approche plus appropriée. À ce niveau, la recommandation serait : développer en partenariat avec les institutions gouvernementales une approche méthodologique qui permet au gouvernement d'attribuer à chaque secteur de l'économie la cible de réduction (cible par secteur) en fonction de la cible nationale que le gouvernement s'est fixée. En d'autres termes, ce serait par exemple imposer au secteur de transport, le secteur national le plus émetteur au Canada (avec 23% de contribution aux émissions nationales), sa cible de réduction d'ici 2030 dans le but de contribuer au 30% de réduction nationale ciblée par gouvernement[90]. Si une telle approche est développée, la normalisation selon la méthode de distance à cible deviendrait une méthode de normalisation fiable, et facile à interpréter par les décideurs impliqués dans la prise de décision. Cette approche pourrait être élargie à d'autres types d'émissions et d'autres cibles de réduction nationale dans l'air, dans l'eau ou dans le sol.

BIBLIOGRAPHIE

[1] Association des produits forestiers du Canada (APFC). (2016, November 4,). *L'industrie canadienne des produits forestiers en chiffres*. Available: http://www.fpac.ca/fr/produits-forestiers-en-bref/

[2] Ressources Naturelles Canada. (2016, November, 4). *Aperçu de l'industrie forestière du Canada: L'industrie forestière canadienne en chiffres*. Available: http://www.rncan.gc.ca/forets/industrie/apercu/13312

[3] S. P. Wising Ulrika, "Identifying the Canadian forest biorefinery," *Pulp and paper Canada,* 2006.

[4] V. Chambost., J. McNutt, and P. Stuart, "Guided tour: Implementing the forest biorefinery (FBR) at existing pulp and paper mills," *Pulp and Paper Canada,* 2008.

[5] B. Kamm and P. Gruber, R., "Lignocellulosic Feedstock", Biorefineries -- Industrial Processes and Products," *Wiley-VCH Verlag GmbH & Co.,* vol. 1, pp. 139-164, 2006.

[6] S. P. Janssen Matty, "Drivers and Barriers for Implementation of the Biorefinery," *Pulp & Paper Canada,* 2010.

[7] James Collins, Michael Moore, and C. Johnson, "Understanding the Future Energy System," Accenture management consulting, technology services and outsourcing company2010.

[8] S. Fernando, S. Adhikari, C. Chandrapal, and N. Murali, "Biorefineries: Current Status, Challenges, and Future Direction," *Energy & Fuels,* vol. 20, pp. 1727-1737, 2006.

[9] A. Demirbas, *Biorefineries: For biomass upgrading facilities*: Dordrecht: Springer, 2010.

[10] "Life Cycle Assessments Applied to First Generation Biofuels Used in France," 2010.

[11] J. Sheehan, T. Dunahay, J. Benamann, and P. Roessler, "A Look Back at the U.S. Department of Energy's Aquatic Species Program—Biodiesel from Algae," National Renewable Energy Laboratory1998.

[12] J. Cohen, M. Janssen, Chambost, V., and P. Stuart, R., "Critical Analysis of Emerging Forest Biorefinery (FBR) Technologies for Ethanol Production," *PULP & PAPER CANADA* May/June 2010 2010.

[13] D. R. Batsy, C. C. Solvason, N. E. Sammons, V. Chambost, I. David L. Bilhartz, M. R. Eden*, et al.*, "Product Portfolio Selection and Process Design for the Forest Biorefinery," in *Integrated Biorefineries: Design, Analysis, and Optimization.* , P. R. Stuart and M. M. El-Hawalgi, Eds., ed Canada: : Francis & Taylor, CRC Press, , 2012, pp. 3-35.

[14] R. E. Shamel, " Potential Markets for Key Bioproducts," Industrie Canada2006.

[15] Werpy T and Petersen G, "Top Value Added Chemicals from Biomass " National Renewable Energy Laboratory and Pacific Northwest National Laboratory.

[16] B. J. Holladay, White J., Johnson D., "Top Value-Added Chemicals from Biomass," PNNL, NREL and US-DOE2007.

[17] M. Patel, "Medieum and long-term opportunities and risks of the biotechnical production of bulk chemicals from renewable resources," BREW Project2006.

[18] F. FPinnovation, "Le nouveau visage de l'industrie forestière canadienne : une biorévolution en devenir " FPAC & FPInnovations2011.

[19] G. Bruntland, "Our Common Future: The World Commission on Environment and Development," Oxford1987.

[20] L. Elie, "Les problèmes du développement de l'environnement," Master, Science Economie et Gestion Université des Antilles et de la Guyane 2009.

[21] P. Stuart, " The forest biorefinery: Survival strategy for Canada's pulp and paper sector," *Pulp and Paper Canada,* vol. 107, pp. 13-16, 2006.

[22] J. Seppälä, "Life cycle impact assessment based on decision analysis," Unpublished doctoral dissertation, Department of chemical engineering, Helsinki University of Technology., Helsinki, 2003.

[23] V. Veleva and M. Ellenbecker, "Indicators of sustainable production: framework and methodology," *Journal of Cleaner Production,* vol. 9, pp. 519-549, 2001.

[24] S. v. d. B. I. Callens, "Development, analysis and discussion of indicators of sustainability: application for Canadian pulp and paper companies

," *Transactions on Ecology and the Environment* vol. 16, pp. 83-93, 1997.

[25] O. Jolliet, M. Saadé, and P. Crettaz, *Analyse du cycle de vie: comprendre et réaliser un écobilan*: Presses polytechniques et universitaires romandes, 2005.

[26] M. Finkbeiner, A. Inaba, R. Tan, K. Christiansen, and H.-J. Klüppel, "The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044," *The International Journal of Life Cycle Assessment,* vol. 11, pp. 80-85, 2006.

[27] C. Gaudreault, "Cadre méthodologique de gestion de cycle de vie appliquée à l'industrie papaetière," Génie Chimique, Université de Montréal, Montréal, 2008.

[28] International Organization for Standardization (ISO), "Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.," ISO 14044, GENEVA2006.a.

[29] S. Sanaei, "Sustainability assessment of biorefinery strategies under uncertainty and risk using multi criteria decision-making (MCDM) approach," PhD, Chemical Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montreal, 2014.

[30] S. Sanaei, Janssen, M., Stuart, P.,, "LCA-Based Environmental Evaluation of Biorefinery Projects," in *Integrated Biorefineries: Design, analysis and Optimization*, R. Stuart, P., El-Halwagi, M., Ed., ed: Taylor and Francis., 2012.

[31] Biodiesel-TechNotes, " Attributional vs. Consequential Life Cycle Analysis of Biodiesel," USDA National Biodiesel Education Program, USDA 2011.

[32] T. Ekvall and B. Weidema, "System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis," *The International Journal of Life Cycle Assessment,* vol. 9, pp. 161-171, 2004/05/01 2004.

[33] J. M. Earles and A. Halog, "Consequential life cycle assessment: a review," *The International Journal of Life Cycle Assessment,* vol. 16, pp. 445-453, 2011/06/01 2011.

[34] A. Zamagni, J. Guinée, R. Heijungs, P. Masoni, and A. Raggi, "Lights and shadows in consequential LCA," *The International Journal of Life Cycle Assessment,* vol. 17, pp. 904-918, 2012/08/01 2012.

[35] C. Gaudreault, "Cadre méthodologique de gestion du cycle de vie appliqué à l'industrie papetière," PhD Thesis, The PhD Dissertation at Chemical Engineering, École Polytechnique, Montreal, 2008.

[36] R. F. A. Cornejo, "Using life cycle assessment (LCA) as a tool to enhance environmental impact assessment (EIA) with a case study application in the pulp and paper industry," Master Thesis Unpublished doctoral dissertation, Ecole Polytechnique de Montreal, Montreal, 2005.

[37] Janssen Matty, "Retrofit design methodology based on process and product modeling," Ph.D, Chemical Engineering, École Polytechnique, Montréal, 2007.

[38] G. Liard, "Intégration de l'analyse du cycle de vie dans le processus de prise de décision : application à la bioraffinerie à base de triticale en Alberta," Master Thesis, Chemical Engineering, Ecole Polytechnique, Montreal, 2011.

[39] R. J. Plevin, M. A. Delucchi, and F. Creutzig, "Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation Benefits Misleads Policy Makers," *Journal of Industrial Ecology,* vol. 18, pp. 73-83, 2014.

[40] B. E. Dale and S. Kim, "Can the Predictions of Consequential Life Cycle Assessment Be Tested in the Real World? Comment on "Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation...","," *Journal of Industrial Ecology,* vol. 18, pp. 466-467, 2014.

[41] E. Hertwich, "Understanding the Climate Mitigation Benefits of Product Systems: Comment on "Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation…","," *Journal of Industrial Ecology,* vol. 18, pp. 464-465, 2014.

[42] R. Plevin, M. Delucchi, and F. Creutzig, "Response to Comments on "Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation …","," *Journal of Industrial Ecology,* vol. 18, pp. 468-470, 2014.

[43] R. Anex and R. Lifset, "Life Cycle Assessment," *Journal of Industrial Ecology,* vol. 18, pp. 321-323, 2014.

[44] M. Brandão, R. Clift, A. Cowie, and S. Greenhalgh, "The Use of Life Cycle Assessment in the Support of Robust (Climate) Policy Making: Comment on "Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation …","," *Journal of Industrial Ecology,* vol. 18, pp. 461-463, 2014.

[45] A.-M. Tillman, "Significance of decision-making for LCA methodology," *Environmental Impact Assessment Review,* vol. 20, pp. 113-123, 2// 2000.

[46] C. Gaudreault, R. Samson, V. Chambost, and P. Stuart, "LCA for the Engineering Analysis of the Forest Biorefinery " presented at the Appita Conference and Exhibition (63rd : 2009 : Melbourne, Vic., 63rd Appita Annual Conference and Exhibition, Melbourne 19-22 April 2009. Carlton, Vic, 2010.

[47] International Organization for Standardization (ISO), "Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines," ISO14044. , Geneva2006.b.

[48] J. B. Guinée, R. Heijungs, and G. Huppes, "Economic allocation: examples and derived decision tree," *The international journal of life cycle assessment,* vol. 9, pp. 23-33, 2004.

[49] A. Azapagic and R. Clift, "Allocation of environmental burdens in co-product systems: process and product-related burdens (Part 2)," *The international journal of life cycle assessment,* vol. 5, pp. 31-36, 2000.

[50] R. Frischknecht, "Life cycle inventory analysis for decision-making," *The International Journal of Life Cycle Assessment,* vol. 3, pp. 67-67, 1998.

[51] M. A. Curran, "Co-product and input allocation approaches for creating life cycle inventory data: a literature review," *International Journal of Life Cycle Assessment,* vol. 12, pp. 65-78, 2007.

[52] S. Suh, B. Weidema, J. H. Schmidt, and R. Heijungs, "Generalized make and use framework for allocation in life cycle assessment," *Journal of Industrial Ecology,* vol. 14, pp. 335-353, 2010.

[53] A. Marvuglia, M. Cellura, and R. Heijungs, "Toward a solution of allocation in life cycle inventories: the use of least-squares techniques," *The International Journal of Life Cycle Assessment,* vol. 15, pp. 1020-1040, 2010.

[54] United Nations (UN), "Kyoto protocol to the United Nations framework convention on climate change," 1998.

[55] Conference of parties (COP 21). (2015, 06/06/2016). *Préserver la planète, protéger les hommes : La COP 21*. Available: http://www.cop21.gouv.fr/le-point-sur-le-processus-de-ratification/

[56] Conference of parties (COP 22), "The COP22, the COP of Action," UN Climate Change Conference 2016, Marrakech 2016.

[57] ECCP. Available: http://ec.europa.eu/clima/policies/eccp/index_en.htm

[58] C. C. T. Program. (2011).

[59] W. r. Institude. (2011). *The American Clean Energy and Security Act: Key Elements and Next Steps*.

[60] Canadian Intergovernmental Conference Secretariat. (Jan 11). *"Vancouver Declaration on clean growth and climate change*. Available: http://www.scics.gc.ca/english/conferences.asp?a=viewdocument&id=2401

[61] Marie-Renée Grondin, "13 choses à savoir sur la taxe carbone du gouvernement Trudeau," in *Taxe carbone: 10 $ la tonne dès 2018, 50 $ en 2022*, A. QMI, Ed., ed. Quebéc: Le Journal de Québec, 2016.

[62] S. McCarthy and D. Leblanc, "Liberal government's carbon tax plan provokes anger from provinces ", T. G. a. Mail, Ed., ed. Montreal and Ottawa The Globe and Mail 2016.

[63] Environment and Climate Change Canada, "Canadian Environmental Protection Act (CEPA): Coal-Fired Electricity Generation Regulations - Overview," in *Coal-Fired Electricity Generation Regulations - Overview*, ed. Ottawa: Environment and Climate Change Canada, 2015.

[64] International Energy Agency (IEA), "world Energy Outlook (WE2012)," International Energy Agency (IEA),, London2011.

[65] G. D. Peterson, G. S. Cumming, and S. R. Carpenter, "Scenario Planning: a Tool for Conservation in an Uncertain World

Planificación de un Escenario: una Herramienta para la Conservación en un Mundo Incierto," *Conservation Biology,* vol. 17, pp. 358-366, 2003.

[66] P. Wack, "Scenarios: Shooting the Rapids

," *Harvard Business Review* pp. 139-150, 1985b.

[67] H. a. I. M. Kahn. (1957). *War Gaming*. Available: http://www.rand.org/pubs/papers/P1167

[68] J. F. Coates, "Scenario Planning," *Technological Forecasting and Social Change,* vol. 65, pp. 115-123, 2000.

[69] P. Wack, "Scenarios: Uncharted Waters Ahead," *Harvard Business Review,* pp. 72-89, 1985a.

[70] P. J. H. Schoemaker, "Scenario Planning: A Tool for Strategic Thinking," *Sloan Management Review,* vol. 36,, pp. 25-40, 1995.

[71] C. Sunter, Ed., *The world and South Africa in the 1990s*. Cape Town: Human & Rousseau 1987, p.^pp. Pages.

[72] R. H. Moss, J. A. Edmonds, and K. A. Hibbard, "The next generation of scenarios for climate change research and assessment. ," *Nature,* vol. 463, 2010.

[73] M. A. Brown, M. D. Levine, W. Short, and J. G. Koomey, "Scenarios for a clean energy future," *Energy Policy,* vol. 29, pp. 1179-1196, 2001.

[74] Chris Bataille, Michael Wolinetz, Jotham Peters, Michelle Bennett, and Nic Rivers, "Exploration of two Canadian greenhouse gas emissions targets: 25% below 1990 and 20% below 2006 levels by 2020," M. K. Jaccard and Associates Inc.2009.

[75] NRTEE, "ACHIEVING 2050: A CARBON PRICING POLICY FOR CANADA," The National Round Table on the Environment and the Economy (NRTEE)2009.

[76] M. A. Brown and Y. Baek, "The forest products industry at an energy/climate crossroads," *Energy Policy,* vol. 38, pp. 7665-7675, 2010.

[77] M. A. Brown and N. Atamtur, "Potential impacts of energy and climate policies on the U.S pulp and paper industry," Georgia Institute of Technology, Atlanta2008.

[78] M. Ruth, B. Davidsdottir, and S. Laitner, "Impacts of market-based climate change policies on the US pulp and paper industry," *Energy Policy,* vol. 28, pp. 259-270, 4// 2000.

[79] M. Horne, M. Jaccard, and K. Tiedemann, "Improving behavioral realism in hybrid energy-economy models using discrete choice studies of personal transportation decisions," *Energy Economics,* vol. 27, pp. 59-77, 2005.

[80] W. J. Tubbs, "Title," unpublished|.

[81] J. Mark, B. Alison, and N. John, "CO2 Emission Reduction Costs in the Residential Sector: Behavioral Parameters in a Bottom-Up Simulation Model," *The Energy Journal,* vol. 17, pp. 107-134, 1996.

[82] International Energy Agency. (2016). *MARKet ALlocation (MARKAL)*. Available: iea-etsap.org/web/Markal.asp

[83] B. Sohngen and R. Sedjo, "Impacts of climate change on forest product markets: implications for North American producers," *The Forestry Chronicle,* vol. 81, pp. 669-674, 2005.

[84] D. Humbird, R. Davis, L. Tao, C. Kinchin, D. Hsu, A. Aden*, et al.*, "Process Design and Economics for Biochemical Conversion of Lignocellulosix Biomass to Ethanol - Dilute-Acid Pretreatment and Enzymatic Hydrolysis of Corn Stover," National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado NREL/TP-5100-47764, 2011.

[85] R. Davis, L. Tao, C. Scarlata, E. C. D. Tan, J. Ross, J. Lukas*, et al.*, "Process Design and Economics for the Conversion of Lignocellulosic Biomass to Hydrocarbons: Dilute-Acid and Enzymatic," *National Renewable Energy Laboratory,* 2015.

[86] R. Davis, C. Kinchin, J. Markham, E. Tan, L. Laurens, D. Sexton*, et al.*, "Process design and economics for the conversion of algal biomass to biofuels: algal biomass fractionation to lipid-and carbohydrate-derived fuel products," National Renewable Energy Laboratory (NREL), Golden, CO.2014.

[87] E. C. D. Tan, M. Talmadge, A. Dutta, J. Hensley, J. Schaidle, M. Biddy*, et al.*, "Process Design and Economics for the Conversion of Lignocellulosic Biomass to Hydrocarbons via Indirect Liquefaction. Thermochemical Research Pathway to High-Octane Gasoline Blendstock Through Methanol/Dimethyl Ether Intermediates," NREL (National Renewable Energy Laboratory (NREL), Golden, CO (United States))2015.

[88] H.-O. G. Blendstock and D. Ether, "Process Design and Economics for the Conversion of Lignocellulosic Biomass to Hydrocarbons via Indirect Liquefaction," 2015.

[89] R. Davis, J. Markham, C. Kinchin, N. Grundl, E. C. Tan, and D. Humbird, "Process Design and Economics for the Production of Algal Biomass: Algal Biomass Production in Open Pond," 2016.

[90] Environnement et Changement climatique Canada, "Rapport d'inventaire national 1990-2014 : sources et puits de gaz à effet de serre au Canada," Environnement et Changement climatique Canada Gatineau, Canada2016.

[91] Hydro-Québec Production. (2016, 30/10). *Centrales thermiques*. Available: http://www.hydroquebec.com/production/centrale-thermique.html

[92] Minister of the Environment and Climate Change, "Ontario's Action Plan On Climate Change," ed. Ontario, 2007.

[93] Office National de l'Énergie, "Avenir énergétique du Canada en 2016," Office national de l'énergie, Ottawa, Canada2016.

[94] National Energy Board, "Canada's Energy Future 2016: Energy Supply and Demand Projections to 2040," National Energy Board, Ottawa, ON2016.

[95] G. o. Quebec, "The 2030 Energy Policy," 2017.

[96] G. d. Quebec. (2017, 23/03). *Lancement de la politique énergétique*. Available: https://mern.gouv.qc.ca/2016-04-07-politique-energetique/

[97] Ontario Ministry of Energy. (2017, 23/03). *Planning Ontaro's Energy Future*. Available: http://www.energy.gov.on.ca/en/ltep/2017-discussion-guide/

[98] Alberta Energy System operator (AESO), " 2016 Long-term Outlook," Alberta Energy System operator (AESO), Calgary2016.

[99] Alberta Energy (AE). (2016, Jan 15,). *Electricity Statistics : Electricity Supply*. Available: http://www.energy.alberta.ca/Electricity/682.asp

[100] Alberta Governement. (2016, Jan 15). *Phasing out coal pollution*. Available: https://www.alberta.ca/climate-coal-electricity.aspx

[101] Environment Canada, "Canada's Emissions Trends 2014," Environment Canada, Gatineau En81-18/2014E-PDF, 2014.

[102] Ethan Lou, "Canada speeds up plan to phase out coal power, targets 2030," Reuters, Ed., ed. Toronto: REUTERS, 2016.

[103] Canadian Electricity Association (CEA), "Including hydro, nuclear, tidal, wind, and solar generation: Key Canadian Electricity Statistics," Canadian Electricity Association (CEA),2015.

[104] Smart Prosperity, "Canada's Roadmap to Smart Prosperity," 2016.

[105] G. o. Canada, "Canada's mid-century long-term low-greenhouse gas development strategy," 2016.

[106] X. Ou, X. Zhang, S. Chang, and Q. Guo, "Energy consumption and GHG emissions of six biofuel pathways by LCA in (the) People's Republic of China," *Applied Energy,* vol. 86, pp. S197-S208, 2009.

[107] J. Tzilivakis, D. J. Warner, M. May, K. A. Lewis, and K. Jaggard, "An assessment of the energy inputs and greenhouse gas emissions in sugar beet (Beta vulgaris) production in the UK," *Agricultural Systems,* vol. 85, pp. 101-119, 2005.

[108] D. Weisser, "A guide to life-cycle greenhouse gas (GHG) emissions from electric supply technologies," *Energy,* vol. 32, pp. 1543-1559, 2007.

[109] S. Ashok and R. Banerjee, "Load-management applications for the industrial sector," *Applied energy,* vol. 66, pp. 105-111, 2000.

[110] Government of Canada, "Pan Canadian Framework on Clean Growth and Climate Change: Canada's Plan to Address Climate Change and Grow the Economy (PCFCGCC)," Government of Canada, Ottawa2016.

[111] N. Sammons, E., W. Yuana, M. Edena, R., B. Aksoyb, and H. Cullinanb, T., "Optimal biorefinery product allocation by combining process and economic modeling," *chemical engineering research and design,* pp. 800-808, 2008.

[112] J. Ananda and G. Herath, "A critical review of multi-criteria decision making methods with special reference to forest management and planning," *Ecological Economics,* vol. 68, pp. 2535-2548, 2009.

[113] B. R. D. Bouyssou, *Aide Multicritère à la décision: Méthodes des cas*. Paris, 1993.

[114] R. L. Keeney, "Feature Article--Decision Analysis: An Overview," *Operations research,* vol. 30, pp. 803-838, September 1, 1982 1982.

[115] M. Y. Stefan Hajkowicz, *Supporting Decisions: Understanding natural resource management assessment techniques*: Natural Resource Management Economics, 2000.

[116] E. Triantaphyllou, *Multi-Criteria decision making methods : a comparison study*. Baton Rouge: Kluwer Academic Publisher, 2000.

[117] J.-C. Pomerol and S. Barba-Romero, *Choix multicritère dans l'entreprise: principes et pratique*: Hermes, 1993.

[118] P. M. Parlos, *Multi-Criteria Decision Making Methods: A Comparative Study*

: Kluwer the language of science, 2000.

[119] C. L. H. J. Chen; A., *Fuzzy Multiple Attribute Decision Making: Methods and Applications*: Springer-Verlag New York, Inc., 1992.

[120] T. L. Saaty, "How to make a decision: The analytic hierarchy process," *European Journal of Operational Research,* vol. 48, pp. 9-26, 1990/09/05 1990.

[121] T. L. Saaty, "An Exposition on the AHP in Reply to the Paper "Remarks on the Analytic Hierarchy Process"," *Management Science,* vol. 36, pp. 259-268, 1990.

[122] D. James, "Remarks on the Analytic Hierarchy Process," vol. 36, pp. 249-258, 1990.

[123] Janssen Matty, "Retrofit design methodology based on process and Product modeling," Unpublished doctoral dissertation, Chemical engineering, Université de montréal, 2007.

[124] J. Cohen, M. Janssen, V. Chambost, and P. Stuart, "Critical Analysis of Emerging Forest Biorefinery (FBR) Technologies for Ethanol Production," *PULP & PAPER CANADA* May/June 2010 2010.

[125] V. Chambost and A. Mariano, "Effective Decision-Making for Selecting Promising Biorefinery Pathways," presented at the Paper Week Montreal, 2014.

[126] L. Diaz-Balteiro and C. Romero, "Making forestry decisions with multiple criteria: A review and an assessment," *Forest Ecology and Management,* vol. 255, pp. 3222-3241, 5/15/ 2008.

[127] L. Diaz-Balteiro and C. Romero, "Multiple Criteria Decision-Making in Forest Planning: Recent Results and Current Challenges," in *Handbook Of Operations Research In Natural Resources*, A. Weintraub, C. Romero, T. Bjørndal, R. Epstein, and J. Miranda, Eds., ed Boston, MA: Springer US, 2007, pp. 473-488.

[128] J. Kangas, A. Kangas, P. Leskinen, and J. Pykäläinen, "MCDM methods in strategic planning of forestry on state-owned lands in Finland: applications and experiences," *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis,* vol. 10, pp. 257-271, 2001.

[129] S. J. E., L. Leslie, S. Albert, and H. Bruce, "Multicriteria decision models for forestry and natural resources management: an annotated bibliography.," USDA, Newtown Square, PA 19073-3294November 12, 2002 2003.

[130] B. Roy and D. Bouyssou, *Aide Multicritère à la décision: Méthodes des cas*. Paris, 1993.

[131] V. Chambost, J. McNutt, and P. R. Stuart, "Guided tour: Implementing the forest biorefinery (FBR) at existing pulp and paper mills," *Pulp and Paper Canada,* vol. 109, pp. 19-27, July/August 2008 2008.

[132] R. A. Urban and B. R. Bakshi, "1, 3-Propanediol from fossils versus biomass: a life cycle evaluation of emissions and ecological resources," *Industrial & Engineering Chemistry Research,* vol. 48, pp. 8068-8082, 2009.

[133] P. R. Adler, S. J. D. Grosso, and W. J. Parton, "Life-cycle assessment of net greenhouse-gas flux for bioenergy cropping systems," *Ecological applications,* vol. 17, pp. 675-691, 2007.

[134] S. Lettens, B. Muys, R. Ceuleman, E. Moons, J. G. Quijano, and P. Coppin, "Energy budget and greenhouse gas balance evaluation of sustainable coppice systems for electricity production," *Biomass Bioenergy,* vol. 24, pp. 179-197, 2003.

[135] M. R. Schmer, K. P. Vogel, R. B. Mitchell, and R. K. Perrin, "Net energy of cellulosic ethanol from switchgrass," *Proceedings of the National Academy of Sciences,* vol. 105, pp. 464-469, 2008.

[136] M. Wang, "Updated energy and greenhouse gas emission results of fuel ethanol," in *Proceedings of The 15th International Symposium on Alcohol Fuels*, Environmental Research Institute, University of California Riverside, San Diego, 2005, pp. 1-11.

[137] T. Searchinger, R. Heimlich, R. A. Houghton, F. Dong, A. Elobeid, J. Fabiosa*, et al.*, "Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change," *Science,* vol. 319, pp. 1238-1240, 2008.

[138] M. Wu, W. Ye, and M. Wang, "Energy and emission benefits of alternative transportation liquid fuels derived from switchgrass: a fuel life cycle assessment," *Biotechnology Progress,* vol. 22, pp. 1012–1024, 2006.

[139] M. Wu, Y. Wu, and M. Wang, "Energy and emission benefits of alternative transportation liquid fuels derived from switchgrass: a fuel life cycle assessment," *Biotechnology progress,* vol. 22, pp. 1012-1024, 2006.

[140] D. R. Batsy, R. Samson, and P. Stuart, "Title," unpublished|.

[141] G. A. Norris, "The requirement for congruence in normalization," *The International Journal of Life Cycle Assessment,* vol. 6, pp. 85-88.

[142] E. Hytönen and P. R. Stuart, "Technoeconomic Assessment and Risk Analysis of Biorefinery Processes," in *Integrated Biorefineries: Design, Analysis, and Optimization*, M. M. El-Halwagi and P. Stuart, Eds., ed: CRC Press/Taylor & Francis, 2012.

[143] M. S. Peters, K. D. Timmerhaus, R. E. West, K. Timmerhaus, and R. West, *Plant design and economics for chemical engineers* vol. 4: McGraw-Hill New York, 1968.

[144] D. R. Batsy, M. A. Brown, and P. Stuart, "Title," unpublished|.

[145] D. Sparling, E. Cheney, and J. Cranfield, "Not enough green in Canada's bioproduct industry," Richard Ivey School of Business, University of Waterloo, Waterloo2011.

[146] S. Sanaei, "Sustainability Assessment of Biorefinery Strategies Under Uncertainty and Risk Using Multi-Criteria Decision-Making " PhD Thesis, Chemical Engineering, Ecole Polytechnique, Montreal, 2014.

[147] Government of Canada, "Innovation Roadmap on Bio-based Fuels and Industrial Products.," Government of Canada,, Ottawa, Ontario.2003.

[148] Government of Canada, "Government of Canada Action Plan 2000 on Climate Change," Government of Canada

, Ottawa, Ontario.2000.

[149] **D.** Bradley, "Canada report on bioenergy 2010.," 2010.

[150] J. Blair, "Development of forest biorefining in Canada: overcoming the feedstock barrier," Master of Science, Department of Geography, Queen's University Kingston,, Ontario, 2013.

[151] B. D. Yacobucci, "Biofuels Incentives: A Summary of Federal Programs," US Congressional Research Service2008.

[152] US Environmental Protection Agency (EPA), "Fact Sheet: Social Cost of Carbon," 2013.

[153] Interagency Working Group, "Technical Support Document: Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis - Under Executive Order 12866," EPA Management Agency2010.

[154] Ontario Ministry of Energy. (2016, 09/008). *Feed-in Tariff (FIT) and MicroFIT Program*. Available: http://www.energy.gov.on.ca/en/fit-and-microfit-program/

[155] Ontario Ministry of Energy, "Ontario's Feed-in Tariff Program: Two-Year Review Report," Ministry of Energy, Ontario2012.

[156] Public Service Commission of Wisconsin. (2016, 09/09). *Overview of Advanced Renewable Tariffs (ARTs) for renewable electricity*. Available: http://www.renewwisconsin.org/policy/arts.htm

[157] Columbia University - School of International and Public Affairs, "Renewable Energy Payements: A Policy Guide to Feed-in Tariffs in America," EarthAction & the Alliance for Renewable Energy, New York, NY 100272009.

[158] US Department of Energy (US-DOE). (2016, 09/09). *ENERGY.GOV: Renewable Electricity Production Tax Credit (PTC)*. Available: http://energy.gov/savings/renewable-electricity-production-tax-credit-ptc

[159] Clean Energy Technology Center. (2016, 09/09). *Program Overview: Renewable Electricity Production Tax Credit (PTC)*. Available: http://programs.dsireusa.org/system/program/detail/734

[160] US Environmental Protection Agency. (2016, 09/09). *Renewable Fuel Standard (RFS2): Final Rule*. Available: https://www.epa.gov/renewable-fuel-standard-program/renewable-fuel-standard-rfs2-final-rule

[161] Natural Resources Canada. (2016, 09/09). *ecoENERGY for Renewable Power*.

[162] Canada Revenue Agency (CRA). (2016, 09/09). *SR&ED Investment Tax Credit Policy*. Available: http://www.cra-arc.gc.ca/txcrdt/sred-rsde/clmng/srdnvstmnttxcrdt-eng.html

[163] US Department of Energy (US-DOE). (2016, 09/09). *Business Energy Investment Tax Credit (ITC)*.

[164] Greg P. Shannon, "Canadian Renewable & Conservation Expense (CRCE) - Clean Energy Tax Incentive," Miller Thomson Lawyers, LLC, Calgary, AB T2P 3V4 2016.

[165] N. R. Canada, "Technical Guide to Canadian Renewable and Conservation Expenses (CRCE)," CanmetEnergy ISSN 1929-3313, 2012.

[166] C. R. A. (CRA). (2016, 09/09). *Claiming capital cost allowance (CCA)*. Available: http://www.cra-arc.gc.ca/tx/bsnss/tpcs/slprtnr/rprtng/cptl/hw-eng.html

[167] Department of Finance Canada. (2016, 09/09). *Regulatory Initiative: Accelerated Capital Cost Allowance* Available: http://www.fin.gc.ca/legislation/frp-ppr/2015-2017/01-eng.asp

[168] US Department of Energy (US-DOE). (2016, 09/09). *Modified Accelerated Cost-Recovery System*

[169] D. R. Batsy, M. A. Brown, and P. Stuart, "Title," unpublished|.

[170] D. R. Batsy, M. A. Brown, R. Samson, and P. Stuart, "Title," unpublished|.

[171] Metso. (2010, 09). *LignoBoost: lignin from pulp mill black liquor*. Available: http://www.metso.com

[172] D. R. Batsy, R. Samson, and P. Stuart, "Title," unpublished|.

[173] C. Arato, E. Pye, and G. Gjennestad, "The lignol approach to biorefining of woody biomass to produce ethanol and chemicals," *Applied Biochemistry and Biotechnology,* vol. 123, pp. 871-882, 2005.

[174] e. a. Hallberg, "Continuous counter-current organosolv processing of lignocellulosic feedstocks ", 2007.

[175] Ensyn Technologies. (2010). *Producing renewable liquid fuels and chemicals*. Available: http://www.ensyn.com

[176] B. Sukhbaatar, P. H. Steele, L. I. Ingram, and M. G. Kim, "Use of lignin separated from bio-oil in oriented strand board binder phenol-formaldehyde resins," *BioResources; Vol 4, No 2 (2009),* 2009.

[177] S. Cheng, Z. Yuan, M. Anderson, M. Leitch, and C. Xu, "Synthesis of biobased phenolic resins/adhesives with methylolated wood-derived bio-oil," *Journal of Applied Polymer Science,* vol. 126, pp. E431-E441, 2012.

[178] Q.-H. Song, J.-Q. Nie, M.-G. Ren, and Q.-X. Guo, "Effective Phase Separation of Biomass Pyrolysis Oils by Adding Aqueous Salt Solutions," *Energy & Fuels,* vol. 23, pp. 3307-3312, 2009/06/18 2009.

[179] J.-Q. Nie, H.-W. Chen, Q.-H. Song, B. Liao, and Q.-X. Guo, "O-Methylation of the Phenolic Bio-oil with Dimethyl Carbonate in an Ionic Liquid [bmim]Cl " *Energy and fuels,* vol. 24, pp. 5722-5726 2010.

[180] Weyland. (September 2011). *Weyland Bioethanol*. Available: http://weyland.no/

[181] Bluefire Ethanol. (September 2011). *Leaders in cellulosic ethanol technology*. Available: http://bluefireethanol.com/

[182] A. Inc. (September 2011). *The Arkenol Process*. Available: http://www.arkenol.com

[183] N. S. Çetin and N. Özmen, "Use of organosolv lignin in phenol–formaldehyde resins for particleboard production: I. Organosolv lignin modified resins," *International Journal of Adhesion and Adhesives,* vol. 22, pp. 477-480, // 2002.

[184] P. Tomani. (2009, 09). *The LignoBoost Process*. Available: http://www.cellulosechemtechnol.ro/pdf/CCT44,1-3 (2010)/P.53-58.pdf

[185] F. Ohman, H. Theliander, P. Tomani, and P. Axegard, "Method for Separating Lignin from Black Liquor," ed: Google Patents, 2008.

[186] S. Humbert, V. Rossi, M. Margni, O. Jolliet, and Y. Loerincik, "Life cycle assessment of two baby food packaging alternatives: glass jars vs. plastic pots," *The International Journal of Life Cycle Assessment,* vol. 14, pp. 95-106, 2009/03/01 2009.

[187] O. Jolliet, M. Margni, R. Charles, S. Humbert, J. Payet, G. Rebitzer*, et al.*, "IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology," *The International Journal of Life Cycle Assessment,* vol. 8, p. 324, 2003.

[188] North Carolina Clean Energy Technology Center (NCCETC). (2014). *Database of State Incentives for Renewables & Efficiency (DSIRE)*. Available: http://www.dsireusa.org/about-us/

[189] Paula Olexiuk, Lorne Carson, Dana Saric, Komal Jatoi, and Kevin Lemke, "Taxe sur le carbone de l'Alberta - Le projet de loi 20 : la Climate Leadership Implementation Act," in *Plan de lutte contre les changements climatiques.*, H. H. L. Osler, Ed., ed. Toronto: Osler, Hoskin & Harcourt LLP, 2016, p. 2.

[190] Enerdata Enerfuture. (2014, 23/03). *France introduces carbon tax as of 1 April 2014*. Available: https://www.enerdata.net/publications/daily-energy-news/france-introduces-carbon-tax-1-april-2014.html

[191] Ministère de l'environnement de l'énergie et de la mer. (2016). *Donner un prix au carbone : un outil pour réduire les émissions de CO2*. Available: http://www.developpement-durable.gouv.fr/La-fiscalite-carbone.html

[192] Real Melo. (2013, Jan 15). *A Quick Look At Sweden's Carbon Tax*. Available: http://blogs.ubc.ca/realmelo/2013/03/06/a-quick-look-at-swedens-carbon-tax/

ANNEXE A – ARTICLE – 1: COMPARING ENVIRONMENTAL PERFORMANCE OF FOREST BIOREFINERY STRATEGIES WITH DISTINCT PRODUCT PORTFOLIOS USING LCA

COMPARING ENVIRONMENTAL PERFORMANCE OF FOREST BIOREFINERY STRATEGIES WITH DISTINCT PRODUCT PORTFOLIOS USING LCA

Dieudonné R. Batsy[1], Réjean Samson[2], and Paul Stuart[1]

[1]NSERC Chair in Environmental Design Engineering, École Polytechnique de Montréal

[2]International Reference Centre for the Life Cycle of Products, Processes and Services (CIRAIG™), at École Polytechnique de Montréal

École Polytechnique de Montréal,

Chemical Engineering Department

C.P. 6079, Succ. Centre-Ville, Montréal (QC)

Corresponding author: paul.stuart@polymtl.ca

ABSTRACT

Certain segments of the forest products sector have experienced unprecedented economic challenges due to declining demand, international competition from emerging pulp-producing nations, and volatile energy and raw material costs. Among the strategies being considered to remedy these challenges, the forest biorefinery has emerged as a promising potential candidate. At the same time, climate change has been correlated with GHG emissions from use of fossil resources as fuel and as feedstock for various products. Today, the production of biomass-based derived products has the potential to help reduce GHG emissions. However, the best biorefinery strategies are not obvious, either from a techno-economic or an environmental perspective. Sustainable biorefinery design requires a systematic evaluation of the environmental, social, and economic aspects of product-process options.

In this paper, a LCA approach that enables a comparison of multiple and distinct biorefinery-based product portfolios has been proposed. Furthermore, a complete set of biorefinery-based product portfolio from one biotechnology route with another and distinct biorefinery-based product portfolio using the "market-based competing product portfolios" as a comparison factor.

As a result, the relative environmental performances of dissimilar biorefinery-based product portfolios are evaluated, interpreted in a way that makes it possible for the combination with economic criteria for sustainability assessment of the forest biorefinery.

Keywords: Biorefinery, decision-making, product portfolio design, process design, life cycle assessment, consequential life cycle assessment, greenhouse gases.

INTRODUCTION

The North American forestry sector has been economically hard hit in recent decades. The digital age and globalization have led to an influx from the global market of products from low-cost producers located in emerging countries. Unfortunately, this global competition has not spared the supply and demand for forest products in North America. On the contrary, it has plunged the industry into unprecedented economic challenges. Use of financial optimization strategies (mergers and acquisitions) and belt-tightening strategies (cost-cutting activities) have proven to be inefficient over the long term [1]. Consequently, companies are now seeking to develop innovative solutions and alternative investment strategies to strengthen their business model so as to remain competitive over the longer term. Among these alternatives, high expectations have been placed on bioeconomy investments and strategies [2]. Since then, the integrated forest biorefinery (IFBR) has emerged as an excellent candidate because of its potential to sustain a longer-term strategic vision and business improvement in the forest sector. In fact, the concept of IFBR involves integration of manufacturing of value-added products into existing pulp and paper processes. Such integration makes it possible to produce value-added products with a very small incremental increase in the environmental impacts of the existing facility [1]. Another advantage is related to the fact that the value-added products have a specific potential to displace petrochemicals, fossil fuels, and other fossil-based products, which potentially can lead to improving environmental balance [3, 4]. However, how to design a forest biorefinery, especially by retrofitting, is not obvious because of the risks and difficulties that can be encountered in selecting: 1) the appropriate type of biomass, 2) the appropriate products among a large number of possible products, 3) the appropriate product-process combination, and finally 4) risks related to technology development and scale-up [3]. Another point is that considering the environmental perspective in the design approach remains a challenging task. The challenges may include one or more of the following:

- How can the environmental perspective be considered in the early design of a biorefinery?
- How can potential environmental impacts related to biorefinery processes be assessed?
- How can the most important environmental criteria that address environmental impacts be identified?
- How should these criteria be interpreted, and how can they be made important and comprehensive in the decision-making process?
- How can the environmental performances of dissimilar biorefinery strategies with distinct products be compared?
- Are there appropriate tools to assess the environmental impacts of integrated biorefinery processes?

In light of these questions, the design approach for the integrated forest biorefinery should be distinct from traditional design, which usually focuses on the economic dimension only. Instead, a systematic approach that addresses both the economic aspect and potential environmental impacts from a long-term sustainability perspective must be considered at the early design stage. This study focuses on the environmental impact assessment of a given IFBR project; the related economic assessment is published elsewhere [5].

Life cycle assessment (LCA) is considered to be an appropriate tool for environmental assessment of biorefineries [6, 7]. Two types of LCA can be distinguished: attributional LCA (ALCA), which assesses the environmental impacts that can be allocated to a given product, and consequential LCA (CLCA), which assesses the environmental consequences of decisions [8-11]. For example, for an IFBR project, ALCA would attempt to quantify how much CO_2 is emitted from the forest to the IFBR gate and then would attempt to allocate these emissions to the various products, whereas CLCA would aim to estimate the CO_2 emissions that would result from the decision to invest in an IFBR project.

Several LCA studies have been applied to the retrofitting context of pulp and paper processes [12-16]. But most of these LCA studies used Attributional LCA approach (ALCA). However some authors have argued that ALCA is not suitable for use in some cases, particularly in the retrofit design context [17]. There is also an ongoing debate among LCA experts on the difference between ALCA and CLCA. Plevin *et al*. went so far as to say that, "using attributional life cycle assessment to estimate climate-change mitigation benefits misleads policy makers."(p.1)[18]. Several authors argued and discussed the point [18-23]. But in their recent letter to the editor, Plevin and colleagues supported their assertion by saying "we argue that some of the limitations ascribed to ALCA also affect many other modeling approaches, including CLCA. We support the notion that CLCA is more appropriate than ALCA in informing policy development because it addresses indirect effects, such as substitution and rebound effects, but

maintain that there are some types of analysis for which ALCA may be appropriate"(p.1)[23]. Tillman also underlined the importance of asking right question before undertaking a case study: "which type of LCA for which purpose?"(p.1)[24]. These arguments clearly show that the results could mislead a decision-making process if the appropriate LCA approach were not applied [21]. CLCA is a suitable and recommended method for assessing processes that have not yet been implemented because it assesses the potential impacts of decisions [1]. Most of the studies reviewed above have used an attributional life cycle assessment (ALCA) methodology framework; however, in the IFBR retrofitting context, it has been shown that the ALCA methodology is not suitable [1]. However, CLCA is recommended because CLCA makes it possible to assess and capture the marginal increase in environmental impact related to process modifications.

Most biotechnology-related LCA studies in the literature have focussed either on comparing a single biofuel product to a single fossil-based fuel product or, more generally, on comparing a single bioproduct with a single fossil-based product [25-32]. Few of the LCA studies reviewed have compared a complete set of biorefinery products, including the main product and by-products (the so-called "biorefinery-based product portfolio") from one biotechnology route to a market-based competing set of products (the so-called "market-based competing product portfolio") produced by classical or well-established technologies. Furthermore, no much of the LCA studies reviewed have compared a complete set of biorefinery-based product portfolio from one biotechnology route with another and distinct biorefinery-based product portfolio. An effort to address this last points has been made in this paper, and a LCA approach that enables a comparison of multiple and distinct biorefinery product portfolios has been proposed.

OBJECTIVES

The main objective of the paper is to present a methodological framework that makes it possible to include information on the environmental consequences of a retrofit decision in decision-making by industrial managers. The sub-objectives are: (1) to develop and apply a methodology for rigorous environmental analysis of biorefinery product portfolios; (2) to compare the environmental performance of biorefinery-based product portfolios with that of market-based competing product portfolios using consequential life cycle assessment (CLCA); and (3) to develop practical and interpretable environmental criteria that can ultimately be used in combination with economic criteria for sustainability assessment of the forest biorefinery.

CLCA FRAMEWORK FOR EVALUATING POTENTIAL ENVIRONMENTAL IMPACT OF PRODUCT PORTFOLIOS

An existing mill wants to integrate a new technology. Mill personnel look at all possible synergies in the overall supply chain as well as the level of integration with the existing process. Mill managers are aware of the existing financial conditions in the mill, such as the existing mill's operating cost and the current revenue from the main pulp product stream. However, moving forward with a biorefinery project will require mill managers to consider:

- the capital costs to implement the new biorefinery process unit;
- the operating costs to run the new biorefinery process unit; and
- the revenue margins and net present value that will result.

In addition, mill managers are also aware of environmental issues with the current process because the environmental department at the existing mill is always monitoring air emissions, wastewater disposal, and solid waste. Because the mill is now operating, it is assumed that it complies with all applicable regulations. This means that from the environmental perspective, the mill managers are interested in:

- What are the environmental implications and challenges related to the proposed integration?
- What are the potential impacts that will arise from the new biorefinery process unit?

In the retrofitting context, a techno-economic analysis will always evaluate additional or differential costs due to the synergies and integration provided by a Biorefinery, and then incremental economic metrics (such as internal rate of return and net present value) are evaluated. This means that all costs and benefits are direct consequences of the new process integration. In other words, new costs and benefits are allocated to the biorefinery-based product portfolio. One can, by analogy, therefore assume that the most relevant environmental information for decision-making would be the incremental changes in environmental impacts associated with implementing the new biorefinery processes. The appropriate methodological framework to generate this type of information is CLCA. As previously stated,

CLCA is a suitable approach to evaluate process modifications that have not yet been implemented because it assesses the potential impacts of future decisions. This approach provides a pulp and paper company with a systematic approach and tool to assess several dissimilar biorefinery product portfolios. It also produces environmental criteria that are consistent with economic criteria, making their incorporation into multi-criteria decision-making (MCDM) processes much easier.

Framework description

The methodological framework developed to support sustainable forest biorefinery decision-making through environmental impact assessment of forest biorefinery product portfolios is presented in Figure 1. First, the goal and the scope of the case study are defined based on the mill context and its specific geographical location. Second, using biorefinery implementation characteristics, interesting technology routes are identified. Third, using the systematic product portfolio design approach proposed by Batsy *et al*. [4], potential product portfolios are defined. Fourth, a life cycle inventory is carried out. Fifth, life cycle impact assessment (LCIA) is performed using IMPACT 2002+. Finally, using the CLCA outcomes, practical and interpretable environmental decision criteria are defined.

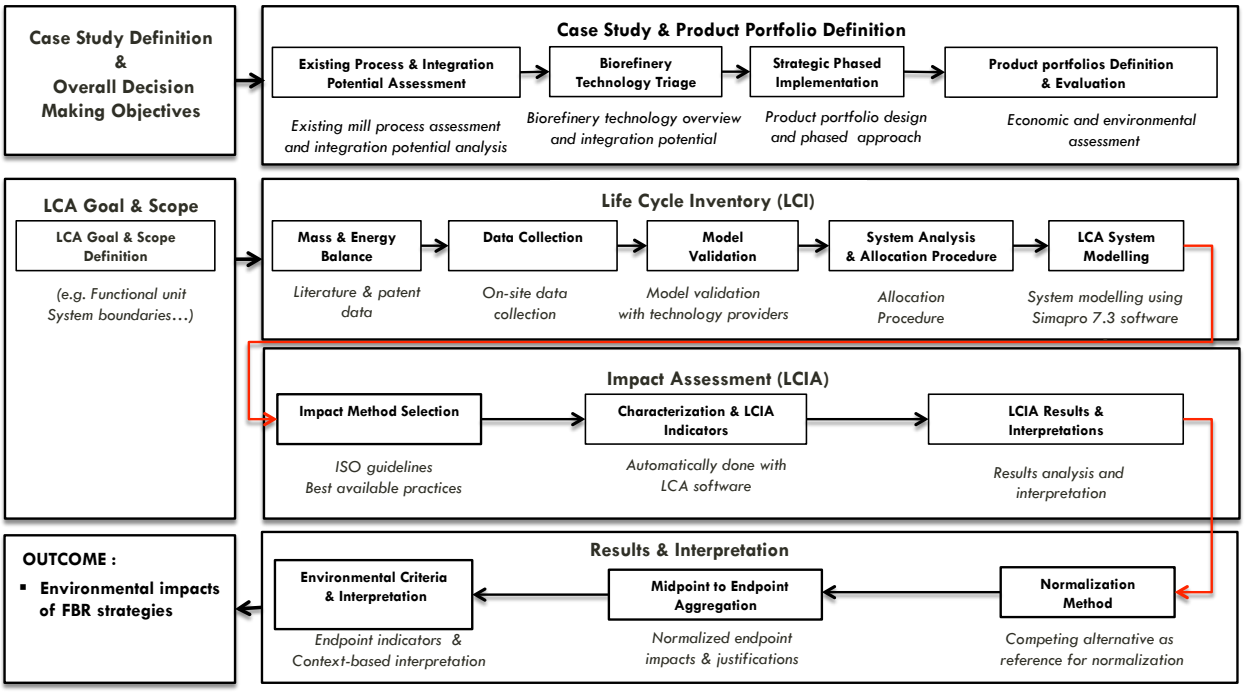


Figure 1: Methodological aspect of using LCA for product portfolio assessment.

Case study and product portfolio definition

Case study

A methodological framework (see Figure 1) is used to assess an integrated biorefinery case study. The case study is situated at a Kraft pulp mill with a pulp production capacity of about 1000 tonnes/day from about 2000 tonnes of softwood chips per day. Note that the biggest challenge in implementing a forest biorefinery is biomass accessibility. However, the mill could potentially use hardwood and forest residues as biorefinery feedstock. Given biomass availability in the area around the mill, the mill location is suitable to host the retrofitted biorefinery technology implementation.

Mill management is considering the opportunity to enter the market for value-added products through lignin-based derivatives and other bioproducts. With respect to this opportunity, the company has selected in its early design stage assessment four biorefinery technologies: lignin precipitation (LP) organosolv treatment (OT), fast pyrolysis (FP), and finally concentrated acid hydrolysis (HCAH). Three of these IFBR (OT, HCAH, and FP) have the same input capacity (223 tonnes per day (tpd) of wood chips and 642 tpd of forest residues), whereas the input capacity of lignin precipitation is 386 tpd of black liquor. Details of these processes with process flow diagrams and mass and energy balances can be found in [5].

As an example, the targeted value-added products that could result from this implementation include bio-phenol, targeting the market segment of fossil-based phenol, which is used to produce phenol-formaldehyde (PF) resins, and xylose, targeting the market of white crystalline xylitol, a sugar used as a substitute for sucrose in diabetic diets.

This paper focuses strictly on developing and applying the methodological framework that uses life cycle impact assessment to compare dissimilar integrated forest biorefinery (IFBR) alternatives. An economic assessment related to this case study can be found in [5].

Product portfolio definition

A plethora of products and a multitude of technologies have made the biorefinery design approach distinct from traditional process design, especially when retrofitting existing mills and especially when integrating new product portfolios. However, how to achieve a successful integration is not obvious because the dynamic aspects of the business environment (such as market demand, consumer needs, environmental constraints, and economic viability) must be taken into account along with the sustainability of the core business transformation. Therefore, a systematic and efficient approach to evaluating the appropriate product portfolio for an industry seeking to enter the market of low-volume, high-value-added products has been proposed by Batsy et al. [4].

Strategic phased approach

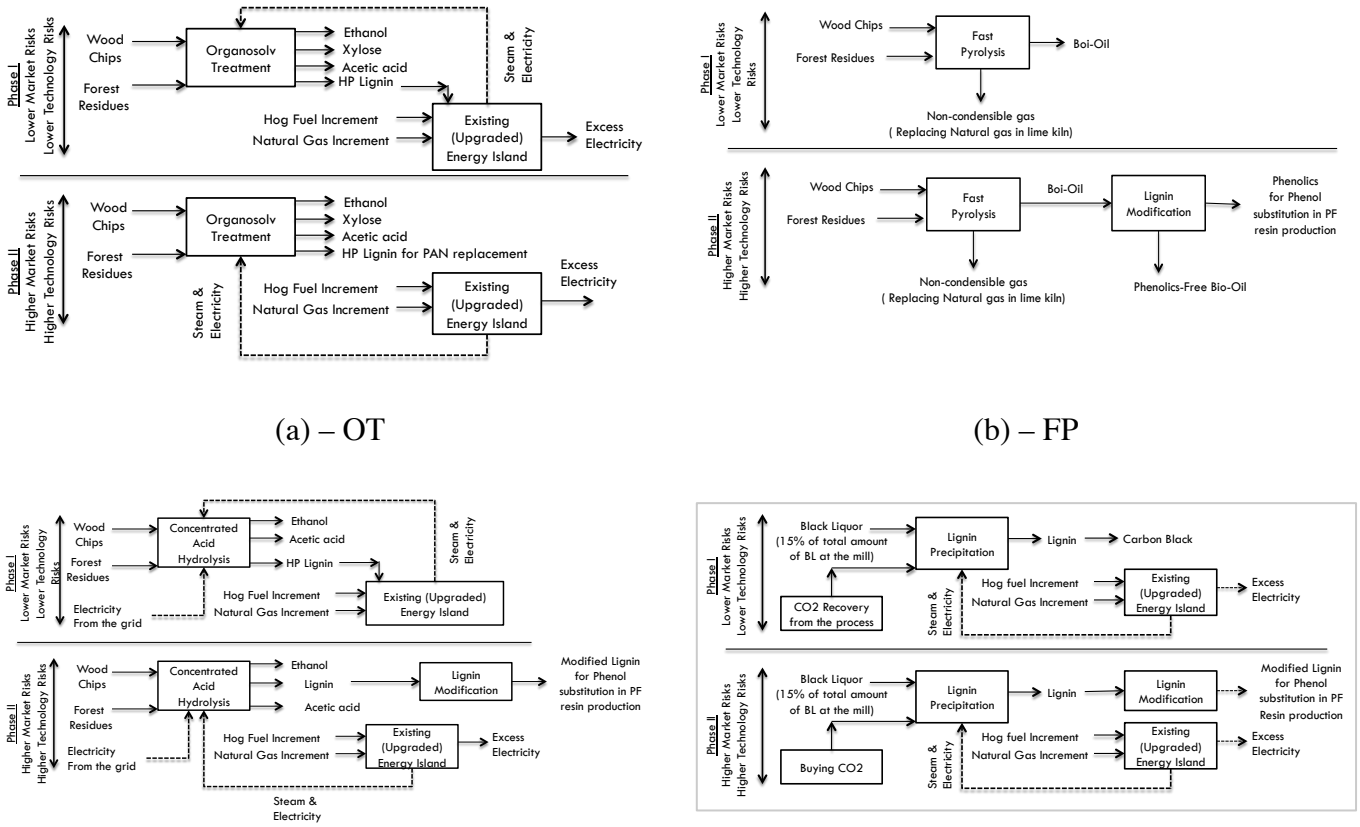
The successful transformation of an existing pulp and paper mill might be achieved using a strategic phased approach that takes into account both short-term and longer-term visions [33]. Phase I reflects a short-term vision for the company involving low technology risks and low market risks. When implemented, Phase I typically results in lowering operating costs for the core business to improve its competitive position in the short term, but not in the long term. Phase II involves technology that, when implemented, typically enables manufacture of value-added products resulting in higher revenue, but that typically involves higher technology risk as well as market risk. Phase III represents a longer-term vision and aims to increase revenues by producing new value-added products and diversifying the existing product portfolio. In this phase, partnerships are essential to minimize technical, commercial, economic, and supply-chain management risks [33, 34]. Because Phase I is a transition period to Phase II (an extended period from 0 to 2 years), the CLCA methodology is applied only to the product portfolio related to Phase II, which is the long-term vision (the project lifetime varies between 15 and 20 years). The following section will present the product portfolio of each biorefinery strategy for Phase II only.

Organosolv treatment (OT) context and product portfolio design

The organosolv treatment process refers to a treatment for biomass that involves fractionating it into three components (hemicelluloses, cellulose, and lignin) using an aqueous solution of a lower aliphatic alcohol. The process produces black liquor and sugars, which are separated. The sugar stream (cellulose and hemicelluloses) is fermented to produce ethanol xylose and acetic acid. The liquor stream is precipitated to produce high-purity (HP) lignin [35, 36]. In Phase I, the lignin is used as biofuel and burnt in a combined heat and power facility in an upgraded energy island. In Phase II, the high purity of the lignin enables it to compete with fossil-based polyacrylonitrile (PAN). Figure 2-a shows an illustration of Phase I and Phase II integration.

Fast pyrolysis (FP) context and product portfolio design

Fast pyrolysis is a process with great potential for integration into a mill. Phase I consists of converting the pyrolysis liquids into renewable fuel oil that can be used as a heat source. Moreover, using pyrolysis, a fuel-oil-derived product is actually the most basic application, with minimal investment costs, low market risks, and low technology risks. Hence, a bio-oil product appears to be a logical choice for Phase I [37]. However, in Phase II, where high market and technology risks can be afforded, lignin is separated from the bio-oil, and the extracted lignin is used as a raw material in the production of oriented strandboard binder phenol formaldehyde (PF) resins. The literature describes various processes that demonstrate how lignin can be extracted from pyrolysis bio-oil to serve as a raw material for PF resin producers [38-41]. Figure 2-b shows an illustration of Phase I and Phase II integration.



(a) – OT (b) – FP

(c) – HCAH (d) – LP

Figure 2: Illustration of each biorefinery candidate: (a) organosolv treatment (b) fast pyrolysis, (c) high concentrated acid hydrolysis, (d) lignin precipitation [5, 42].

High concentrated acid hydrolysis (HCAH) context and product portfolio design

In the HCAH process, woody biomass is mixed with a sulphuric acid solution and undergoes subsequent decrystallization to fractionate and separate lignin from the hydrolyzates (cellulose and hemicelluloses) at high concentrations. The hydrolyzates are processed to produce ethanol and acetic acid [43-45]. The liquor that contains the lignin fraction is also recuperated in the process through pressing and filtering. The extracted lignin can be used as a source of energy in the process (Phase I) or for other beneficial uses (Phase II). Unlike in the lignin precipitation

context, in Phase I, lignin is used as a biofuel to produce energy. In Phase II, the lignin structure is modified using a phenolation process [46]. The phenolated lignin is sold as a substitute for fossil-based phenol to PF resin producers. Figure 2-c shows an illustration of Phase I and Phase II integration.

Lignin precipitation (LP) context and product portfolio design

Lignin precipitation consists of extracting lignin from Kraft black liquor. In many cases, the main driver for integrating a lignin precipitation process into a Kraft mill is to address a pulp production bottleneck. In fact, the recovery boiler is usually the limiting factor to increasing pulp production capacity [47]. Hence, de-bottlenecking the recovery boiler increases the capacity of a pulp mill and turns it into a significant energy producer [47]. However, in the context of this case study, the problem is different because the Kraft process under study does not have this recurrent bottlenecking characteristic. This means that the main driver for implementing a lignin precipitation unit is economic, not de-bottlenecking. The extracted lignin can be used as an energy source or as a biofuel to replace coal or oil in the limekiln. The precipitated lignin is also of interest as a raw material for producing value-added products [5,6][48, 49]. Another characteristic of this process modification is related to the use of the black liquor stream. Indeed, as shown in Figure 2-d, 15% of the black liquor is extracted and sent to the integrated biorefinery unit. Because there is no recurrent bottleneck in this process, removing this amount of liquor induces an energy deficit in terms of the steam needed for the pulping process. Hence, it is important to offset this deficit by using forest residues as an alternative feedstock for the upgraded energy island.

In Phase II, lignin has been targeted for phenol substitution in the PF-resin production market segment. The reactivity of the phenolic groups contained in the Kraft lignin structure is activated through a phenolation or methylation process [46, 50, 51]. The phenolated lignin can be used to replace up to 30% of fossil-based phenol in the well-established process that produces PF resins. Various authors have suggested that, at higher substitution rates, the quality of PF resins is not competitive enough due to the longer panel pressing time required when this material is used in wood adhesives [52]. Figure 2-d shows an illustration of Phase I and Phase II. A detailed process flow diagram and a mass and energy balance can be found in [5].

Goal and scope

The goal of this research is to compare the environmental consequences of various integrated forest biorefinery (IFBR) alternatives amongst themselves, not to compare each one with its competing product portfolio. The equivalent and competing portfolios come into play, from an LCA point of view, only to balance out functions and to obtain functionally equivalent IFBR alternatives for comparison. The scope of the study is “cradle to gate” because it has been assumed that bioproducts and competing products would have the same end-use application, including the same end-of-life treatment and the same final disposal.

Function and Functional unit

The term “market-based competing products” refers to products that perform the same function as the products issued from the IFBR routes. These products can be fossil-based or bio-based. Taking into account the fact that the consequences or the potential impacts of the retrofitting processes are allocated to the integrated biorefinery-based products (see section 3). Therefore, the functional unit of the system is defined as the one-year delivery of a given biorefinery-based product portfolio as described in the table below.

Table 1: Product portfolio and functional units

Product portfolio	Functional unit
1. Organosolv treatment portfolio (OT)	The functional unit is of 91700 ton/year of high purity lignin, plus 53200 ton/year of bio-ethanol, plus 55419 ton/year of xylitol and 6300 ton/year of acetic acid.

2. Fast pyrolysis portfolio (FP)	The functional unit is a delivery of 156240 ton/year of lignin-free bio-oil plus 43350 ton/year of phenolated pyrolytic lignin
3. Lignin precipitation portfolio (LP)	The functional unit is a delivery of 22050 ton/year of Phenolated kraft lignin
4. High concentrated acid hydrolysis portfolio (HCAH)	The functional unit is a delivery of 188790 ton/year of phenolated lignin plus 77000 ton/year of bio-ethanol, and 7000 ton/year of acetic acid

To identify a competing product portfolio, the following question was asked: what are the products that a given biorefinery-based product will potentially replace in a certain specific market segment? [4] The competing product can have different physical and thermodynamic properties, but must be functionally equivalent [53, 54]. Table 1 justifies the context and the replacement ratio between each biorefinery-based product and its market-based competing products. To compare alternative retrofit systems on the same basis, the following assumptions were made:

a) a decision to retrofit an existing plant that currently produces about 1000 tpd of pulp;
b) a decision to keep absolutely unchanged the production rate of about 1000 tpd of pulp, whatever the retrofitting context and whatever the integration level;
c) a decision to include all flows needed to produce about 1000 tpd of pulp and subsequently to subtract all those flows through differential analysis; and
d) a decision to identify and compare each product portfolio with a specific market-based competing product portfolio.

Table 2: Product displacement ratios and justifications.

Biorefinery product portfolios	Ratio of Replacement	Market-Based Competing Product Portfolio	Products and Market-Based Justifications
Organosolv treatment (OT) products			The product portfolio contains four products: high-purity lignin, acetic acid, ethanol, and xylose. In the cases of ethanol and acetic acid, the competing products are identified as previously described in the HCAH product portfolio. Because the lignin obtained from the organosolv treatment is of high purity, it is assumed that this type of lignin is good enough to replace PAN (polyacrylonitrile) in carbon fibre production at a replacement ratio of 1:1. Xylose is a common feedstock for xylitol production and would target the market for white crystalline xylitol, a type of sugar used as a substitute for sucrose in diabetic diets. The amount of energy required for hydrogenation, purification, filtration, crystallization, centrifugation, and drying is also considered in the analysis. In this specific market segment, the replacement ratio of classical xylitol has been assumed to be 1:1
High-purity lignin	1:1	**Fossil-based polyacrylonitrile**	
Bio-ethanol	1:1	**Corn-based bio-ethanol**	
Xylitol	1:1	**Food-based xylitol**	
Acetic acid	1:1	**Food-based acetic acid**	
Fast pyrolysis (FP) products			The pyrolytic lignin (or phenolated pyrolytic lignin) and lignin-free oil are obtained through methylolation of bio-oil using the process proposed in [38]. The authors claimed that lignin separated from bio-oil could be used in oriented strand board binder phenol-formaldehyde resin production. Again, pyrolytic lignin will compete with fossil-based phenol in a specific market segment of PF-resin producers. A replacement ratio assumed is 1:1 in this market segment. Then the concentrated lignin-free bio-oil is used as heating oil in the mill to replace fossil-based heating oil. The replacement ratio in this particular case is assumed to be 0.4:1, assuming that the heating value of lignin-free bio-oil is diminished by the extraction of lignin and phenolic groups.
Lignin-free bio-oil	0.4: 1	**Fossil-based heating oil**	
Phenolated pyrolytic lignin	1:1	**Fossil-based phenol**	
Lignin precipitation (LP) products			The lignin obtained from black liquor precipitation is phenolated using a phenolation process. The phenolated lignin produced will compete with fossil-based phenol in the specific market segment of PF resin producers. The
Phenolated Kraft	1:1	**Fossil-based phenol**	

lignin			replacement ratio can be assumed to be 1:1; meaning that 1 kg of phenolated lignin can replace 1 kg of phenol produced from petroleum processes.
High concentrated acid hydrolysis (HCAH) products			As with the previous lignin products, the lignin obtained from high concentrated acid hydrolysis is also phenolated using the same phenolation process [38] to replace fossil-based phenol. Acetic acid is sold as feedstock to companies that produce vinegar. Hence, acetic acid competes with food-based acetic acid at a replacement ratio of 1:1. The bio-ethanol is used as a biofuel and therefore will compete with existing bio-ethanol in the North American market segment. Because most bio-ethanol produced in North America comes from corn, bio-ethanol from HCAH will compete with corn-based or food-based bio-ethanol at a replacement ratio of 1:1.
Phenolated lignin	1:1	**Fossil-based phenol**	
Bio-ethanol	1:1	**Corn-based bio-ethanol**	
Acetic acid	1:1	**Food-based acetic acid**	

Definition of Systems under study

Figure 3 illustrates how systems under study have been defined. There are four comparative LCA systems. The competing process technologies are brought into the system to balance out functions and to make functionally equivalent the comparison of IFBR alternatives. The figure also shows that x_i amount of product (P_i) from IFBR competes with some amount (k_i*x_i) of a competing process technology's product (P'_i) that is functionally equivalent, with k_i specified by a replacement ratio.

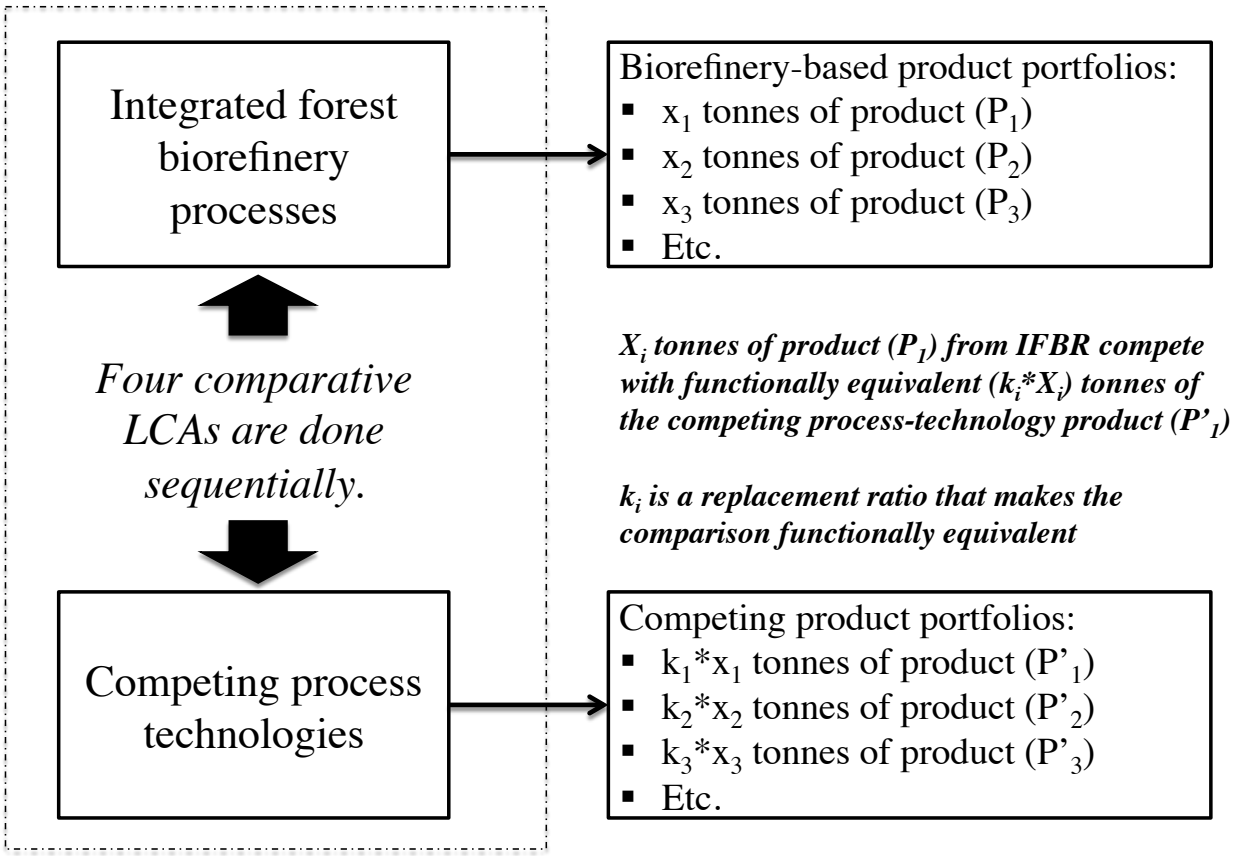


Figure 3: Illustration of systems under study

Life cycle inventory

The various systems are modeled using site-specific mill data. The models are based on data from patents, the literature, and technology providers. For data affected by non-disclosure and in cases of information and other data limitations, the ecoinvent database available in the SIMAPRO software was used to fill the gap. The ecoinvent database is updated by CIRAIG (International Reference Center for the Life Cycle of Products, Processes, and Services), where analysts and experts collect and keep up-to-date the North American *ecoinvent* database (AmN CIRAIG) with specific and regional data [55, 56]. Details of IFBR process flow diagrams, mass and energy balances for each alternative can be found in [5].

Life cycle impact assessment

The impact assessment is performed using the SIMAPRO 7.3 software. The method used is IMPACT 2002+, version 2.15 at endpoint level, including human health (HH), ecosystem quality (EQ), climate change (CC) and non-

renewable resources (NRR)[57]. According to the system definition under study (Figure 4), two models were implemented within the software. The first one addressed the direct incremental potential impacts related to the direct modifications made to the system for each alternative. The second one addressed the potential impact of competing products, including fossil-based products that would be replaced in a certain market segment. In fact, IFBR processes and their respective product portfolios have a potential to significantly mitigate climate change by reducing lifecycle of greenhouse gas (GHG) emissions relative to the competing fossil-based products replaced. That mitigation potential is mainly due to the fact that most of the CO2 emissions from the renewable sources or biotechnology routes are regarded as biogenic CO2. For example in this project, at the CHP unit, the heating oil for steam generations at the power boilers has been replaced with the combustion bark and forest residues. Thus the combustion at steam generation unit is regarded as a carbon-neutral process and the generated CO2 is considered as biogenic CO2. As recommended by the EPA accounting framework, in this project, the biogenic CO2 assessment included, but not limited to, CO2 emissions directly resulting from the combustion of bark and forest residues, decomposition, or processing of biologically based materials through digestion, fermentation of hemicellulose, or decomposition processes of solid waste in landfills and wastewater treatment [58].

Interpretation

Because the ultimate objective is compare the environmental consequences of various integrated forest biorefinery (IFBR) alternatives amongst themselves, a set of end-point indicators was considered as decision criteria. Practical and interpretable environmental criteria were derived from the LCIA results. In order to compare the IFBR alternatives it is necessary to express the results on the same and in an equivalent manner using normalization approach.

Finally to make the systems (retrofit alternatives) functionally equivalent, the consequences captured through differential analysis plus the consequences captured through substitution of market-based competing products are subtracted and then are divided by the environmental profile of the existing pulp and paper mill. As already stated in the goal and scope, “the market-based competing portfolios come into play, from an LCA point of view, only to balance out functions and to make all systems functionally equivalent for comparison between alternatives. Thus, using this approach, a negative result signifies an improvement from the initial situation and a positive result actually indicates a detriment.

Normalization

In life-cycle assessment (LCA), analysts as well as decision-makers are constantly facing the recurrent challenge of the non-commensurate units of the multiple LCA indicators. This is why normalization step is used in LCA to overcome this recurrent challenge of units and more importantly, this step helps decision-makers to put results and number into context for a better understanding of the relative magnitude order for each LCA indicator. There are several internal and external normalization approaches in the literature Norris et al.[59]. The normalization context must be in accordance with the goal and scope. Depending on the context under study, the selected normalization method could be internal or external. There are numerous methods for selecting a reference value for normalization, including (1) the total impact on a given area (which may be global, regional, or local) or the total impact on a given area on a per-capita basis; (2) the highest value among all options; and finally (3) the ratio of one alternative to a competing alternative [53]. Most of these reference values are suitable for external normalization approaches, but none of them is suitable for the context of this case study. In this study, the reference system is the environmental profile of the existing pulp and paper mill before its modification. Such reference system is meaningful for decision-makers at the internal and corporate organizational level. The normalization equation is presented below.

$$\text{Normalization}_i = \frac{(\text{Impacts of IFBR portfolio })_i - (\text{Impacts of competing portfolio})_i}{\text{Impacts of the original existing pulp and paper mill}} \quad (1)$$

Equation 1: Normalization equation.

To align with the normalization method and the reference information used, the following points summarize how the results should be interpreted:

1. a negative normalized value of an indicator means that the IFBR has better environmental performance compared to the competing product portfolio;
2. a positive normalized value of an indicator means that the IFBR portfolio has poor environmental performance compared to the competing product portfolio
3. the longest negative bar within the environmental indicator represents the best environmental performance among the alternatives. This means that the alternative indeed has the best environmental performance across all alternatives; and
4. when a graph shows that one alternative has the highest or longest positive bar among others within the same environmental indicator, this means that the alternative has the worst environmental performance across all alternatives.

Using the environmental profile of the existing mill as a reference means that the above normalization approach is internal approach. Then, it should be noted that at the internal level, the negative normalized value signifies an overall improvement from the initial situation whereas a positive value indicates the overall detriment compared the initial situation.

RESULTS AND DISCUSSION

Contribution profile analysis

A set of end-point indicators was considered as an illustrative example, and figure 4 shows the overall impact of each product portfolio and each contribution profile. It is clear that raw material preparation and acquisition contributes significantly to all impact categories. For each integrated process alternative, the largest contributor to the impact of raw material preparation is the harvesting, cutting, collecting, and chopping of hardwood, softwood, and forest residues. Transportation is also a major contributor to most impact categories. In addition, for OT, HCAH, and LP, the manufacturing stage contributes the most to the global warming and human health indicators. In addition, in the manufacturing stage, OT and LP show slight savings for the resources indicator. This is mainly due to the excess electricity produced by the upgraded combined heat and power unit, leading to less non-renewable energy consumption. Finally, waste treatment, including wastewater and solid waste treatment, makes very little contribution to overall impact across all indicators.

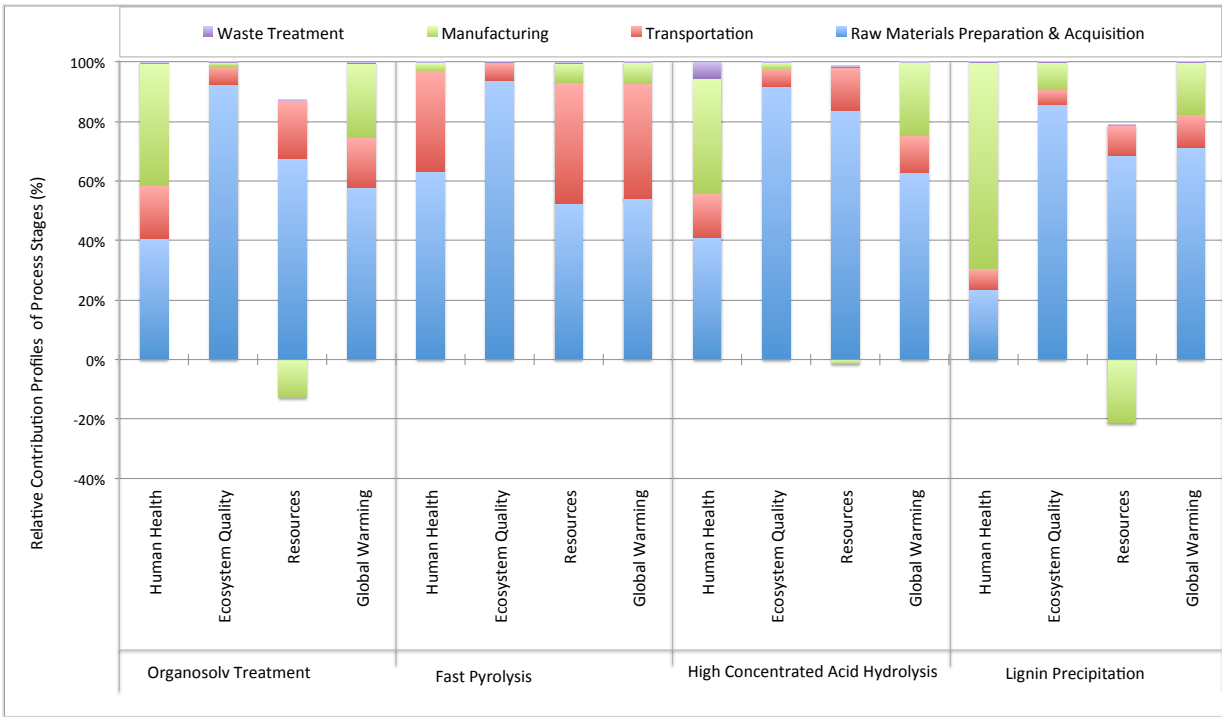


Figure 4: Contribution profiles of organosolv treatment, fast pyrolysis, high concentrated acid hydrolysis, and lignin precipitation.

NORMALIZATION AND RESULTS

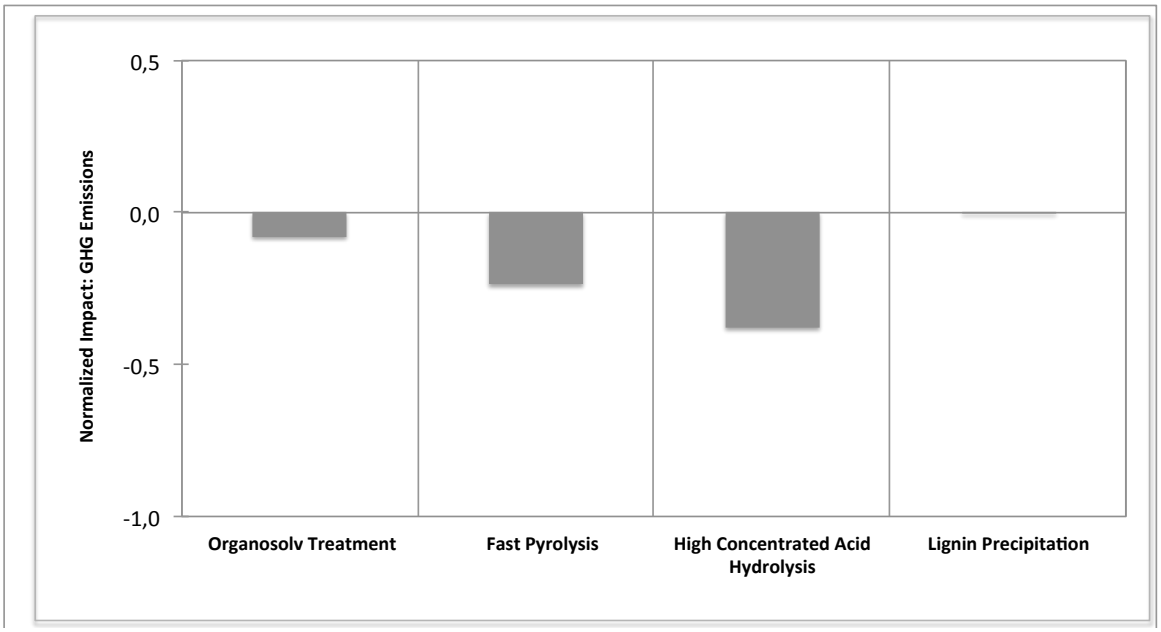


Figure 5: Normalized GHG impact of each biorefinery alternative.

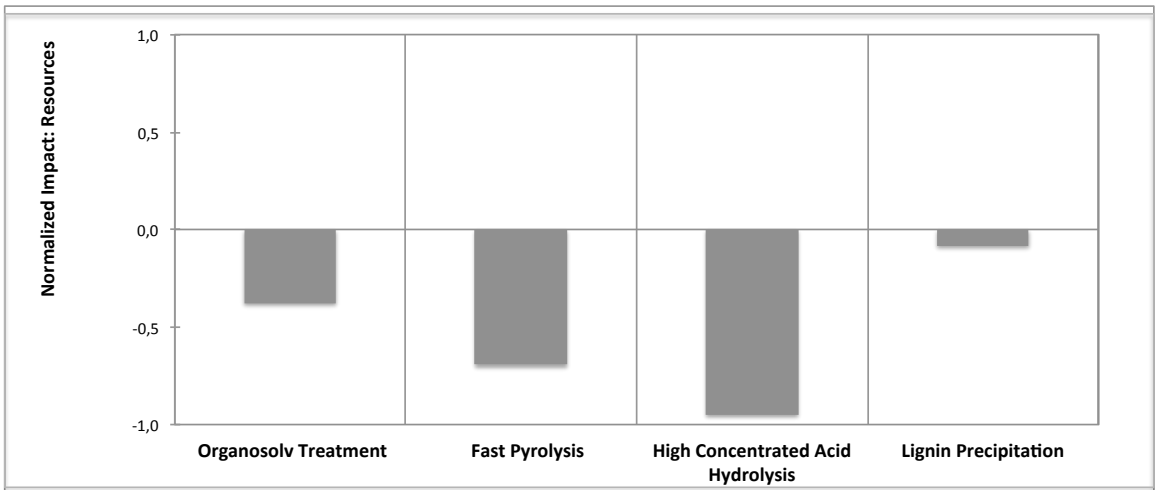


Figure 6: Normalized impact on resources

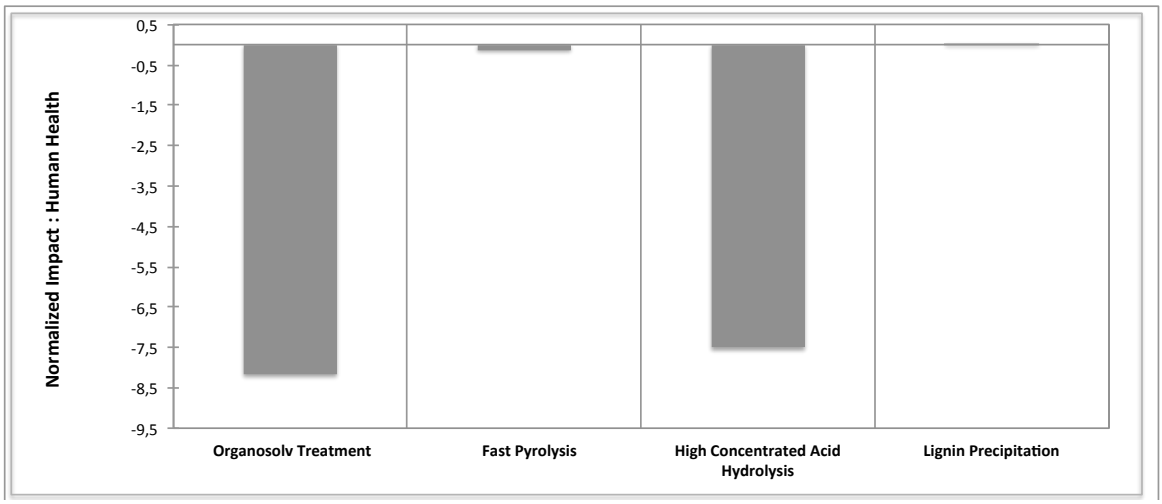


Figure 7: Normalized impact on human health.

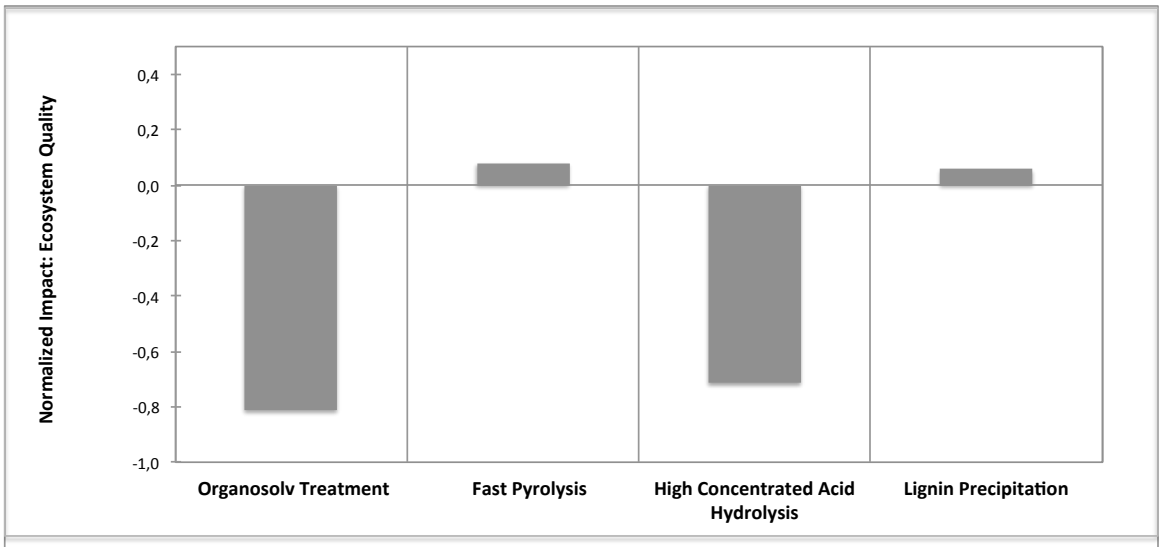


Figure 8: Normalized impact on ecosystem quality.

Figure 5 illustrates the normalized impact of GHG emissions for each integrated biorefinery process. GHG represents the carbon footprint of each alternative in terms of CO2 equivalent. Negative values of the indicators mean better environmental performance. The results show that each IFBR alternative has good GHG performance compared to its competing product portfolio. In other words, production of ethanol, acetic acid, and phenolated lignin—to replace fossil-based phenol through HCAH pathways—will lead to 38% GHG emissions abatement. Whereas the relative normalized GHG emissions of lignin precipitation portfolio is close to zero, meaning that the emissions of LP are almost equal to the emissions of the competing product portfolio. But at the internal or organizational level, the negative normalized values signify that all the IFBR alternatives lead ton an overall GHG emissions reduction compared the initial situation.

Figure 6 shows the impact related to resource consumption. The end-point indictor "Resources" is an indicator under which two midpoint indicators (non-renewable energy and mineral extraction) are aggregated. Non-renewable energy (NRE) contributes the most (up to 99%) to the total resource end-point impact. In other words, the interpretation of this end-point indicator (resources) can be reduced to the interpretation of non-renewable energy (NRE). NRE represents the level of stress on non-renewable energy consumption compared to the competitive product portfolio. It also represents the level of dependence of each biorefinery alternative on fossil-based energy, which is a limited natural energy resource. Negative values of NRE mean better environmental performance compared to the competing product portfolio. Negative values of NRE also mean that IFBR strategies have a high degree of independence from fossil-based resources, which is a great advantage, especially from a long-term viewpoint. Such good NRE performances across all alternatives results are mainly due to the fact that the fossil-based heating-oil used in the steam generation process has been replaced with forest residues,, and the amount of natural gas consumed has been considerably reduced.

At the organizational level, the negative values of NRE signify that all the IFBR strategies lead to an overall reduction of non-renewable energy consumption (i.e. by 38% with OT, by 70% with FP, by 95% with HCAH and by 8% with LP) compared the initial situation

Figure 7 shows the impact on human health for each biorefinery alternative. A negative value of this indicator means better environmental performance for the IFBR alternative compared to its competing product portfolio. Hence, better performances of this indicator are preferred because they represent less risk to humans. The impacts of LP and FP for this indicator are close to zero, meaning that their impacts are almost equal to the impacts of the competing product portfolio. Whereas the performances of OT and HCAH for this indicator are better compared to the performance of their competing product portfolios. At the organizational level, OT and HCAH alternatives show a huge potential to respectively reduce the overall impact of human health indicator by 815% and 750% compared to the initial situation.

Figure 8 shows the impact on ecosystem quality of each biorefinery alternative. In the cases of lignin precipitation and fast pyrolysis, the values of ecosystem indicators are positive meaning that their performances are worse that those of their competing product portfolio. Their poor performances are due to the greater amount of biomass feedstock needed to produce the same and functionally equivalent products. The worse performance of the indicator for lignin precipitation case is related to the huge amount of biomass feedstock needed to offset the energy gap associated with the 15%(m/m) extraction of black liquor from the original pulping-process black liquor's mainstream. The performances of OT and HCAH for this indicator are better compared the performance of their competing product portfolios. At the organizational level, OT and HCAH alternatives show potential to respectively reduce the overall impact of the ecosystem indictor by 81% and 71% compared to the initial situation.

CONCLUSIONS

The objective of this study was to develop a methodological framework that uses CLCA to support comparison of the environmental performance of biorefinery-based product portfolios or biorefinery alternatives, using market-based competing product portfolios as a basis to balance out functions and make all systems functionally equivalent and comparable. Special attention was paid to defining and applying a rigorous LCA approach to make the LCA tool transparent and comprehensive, with interpretable results and understandable criteria for stakeholders with having various backgrounds. The approach makes it possible to compare integrated biorefinery processes with distinct product portfolios and various levels of integration within the existing mill process.

Since government regulations or internal policies at the corporate or organizational level have not yet set clear targets or clear emission limits, in an effort to align with ambitious governmental action plans for climate change, achieving good environmental performance or at least outperforming the existing market-based competing portfolio could be set as the least ambitious target. As a matter of fact, Figure 5, which presents the normalized impact of GHG according the Eq (1), shows that there is a potential to reduce the initial GHG emissions by 8% (with OT), by 24% (with FP), or by 38% (with HCAH), if a certain number of existing products in the market are wisely replaced by a certain number of biorefinery-based products. Whereas no significant environmental footprint reduction (0,4%) is expected if a certain number of existing products are replaced by lignin precipitation product portfolio.

One of the specific characteristics of the normalized method proposed in this paper is that the results show how good or bad was the performance of the biorefinery-based portfolio compared to its market-based competing portfolio. In fact, the competing portfolio comes into play, from an LCA point of view, only to balance out functions and to obtain functionally equivalent IFBR alternatives. The LCIA results can ultimately be incorporated into multi-criteria decision-making (MCDM), where an expert panel with various backgrounds can discuss, interpret, and rank each environmental criterion. Finally, with the support of an expert panel, the environmentally preferable biorefinery-based product portfolio can be identified. The latter point is addressed in Batsy et al. [42].

ACKNOWLEDGEMENTS

The Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC) funded this work. The authors would like to thank all people at the mill for providing required information and expertise to this case study. The authors would like also to acknowledge support and constructive feedback from analysts at CIRAIG (International Reference Center for the Life Cycle of Products, Processes, and Services). The constructive feedback provided by colleagues at the NSERC Environmental Design Chair and anonymous reviewers is gratefully acknowledged. Any errors are solely the responsibility of the authors.

REFERENCES

[1] C. Gaudreault, R. Samson, V. Chambost, and P. Stuart, "LCA for the Engineering Analysis of the Forest Biorefinery " presented at the Appita Conference and Exhibition (63rd : 2009 : Melbourne, Vic., 63rd Appita Annual Conference and Exhibition, Melbourne 19-22 April 2009. Carlton, Vic, 2010.

[2] Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), "The Bioeconomy to 2030 : Designing a policy agenda," OCDE, OCDE2009.

[3] Werpy T and Petersen G, "Top Value Added Chemicals from Biomass " National Renewable Energy Laboratory and Pacific Northwest National Laboratory.2004.

[4] D. R. Batsy, C. C. Solvason, N. E. Sammons, V. Chambost, I. David L. Bilhartz, M. R. Eden*, et al.*, "Product Portfolio Selection and Process Design for the Forest Biorefinery," in *Integrated Biorefineries: Design, Analysis, and Optimization.* , P. R. Stuart and M. M. El-Hawalgi, Eds., ed Canada: : Francis & Taylor, CRC Press, , 2012, pp. 3-35.

[5] S. Sanaei, "Sustainability Assessment of Biorefinery Strategies Under Uncertainty and Risk Using Multi-Criteria Decision-Making " PhD Thesis, Chemical Engineering, Ecole Polytechnique, Montreal, 2014.

[6] S. Sanaei, "Sustainability assessment of biorefinery strategies under uncertainty and risk using multi criteria decision-making (MCDM) approach," PhD, Chemical Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montreal, 2014.

[7] S. Sanaei, Janssen, M., Stuart, P.,, "LCA-Based Environmental Evaluation of Biorefinery Projects," in *Integrated Biorefineries: Design, analysis and Optimization*, R. Stuart, P., El-Halwagi, M., Ed., ed: Taylor and Francis., 2012.

[8] Biodiesel-TechNotes, " Attributional vs. Consequential Life Cycle Analysis of Biodiesel," USDA National Biodiesel Education Program, USDA 2011.

[9] T. Ekvall and B. Weidema, "System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis," *The International Journal of Life Cycle Assessment,* vol. 9, pp. 161-171, 2004/05/01 2004.

[10] J. M. Earles and A. Halog, "Consequential life cycle assessment: a review," *The International Journal of Life Cycle Assessment,* vol. 16, pp. 445-453, 2011/06/01 2011.

[11] A. Zamagni, J. Guinée, R. Heijungs, P. Masoni, and A. Raggi, "Lights and shadows in consequential LCA," *The International Journal of Life Cycle Assessment,* vol. 17, pp. 904-918, 2012/08/01 2012.

[12] C. Gaudreault, "Cadre méthodologique de gestion du cycle de vie appliqué à l'industrie papetière," PhD Thesis, The PhD Dissertation at Chemical Engineering, École Polytechnique, Montreal, 2008.

[13] R. F. A. Cornejo, "Using life cycle assessment (LCA) as a tool to enhance environmental impact assessment (EIA) with a case study application in the pulp and paper industry," Master Thesis, Ecole Polytechnique de Montreal, Montreal, 2005.

[14] M. Janssen, "Retrofit design methodology based on process and product modeling," PhD Thesis, Chemical Engineering, École Polytechnique, Montreal, 2007.

[15] G. Liard, "Intégration de l'analyse du cycle de vie dans le processus de prise de décision : application à la bioraffinerie à base de triticale en Alberta," Master Thesis, Chemical Engineering, Ecole Polytechnique, Montreal, 2011.

[16] C. Gaudreault, "Cadre méthodologique de gestion de cycle de vie appliquée à l'industrie papaetière," Génie Chimique, Université de Montréal, Montréal, 2008.

[17] C. Gaudreault, R. Samson, and P. Stuart, "Implications of choices and interpretation in LCA for multi-criteria process design: de-inked pulp capacity and cogeneration at a paper mill case study," *Journal of Cleaner Production,* vol. 17, pp. 1535-1546, 11// 2009.

[18] R. J. Plevin, M. A. Delucchi, and F. Creutzig, "Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation Benefits Misleads Policy Makers," *Journal of Industrial Ecology,* vol. 18, pp. 73-83, 2014.

[19] B. E. Dale and S. Kim, "Can the Predictions of Consequential Life Cycle Assessment Be Tested in the Real World? Comment on "Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation..."," *Journal of Industrial Ecology,* vol. 18, pp. 466-467, 2014.

[20] E. Hertwich, "Understanding the Climate Mitigation Benefits of Product Systems: Comment on "Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation…"," *Journal of Industrial Ecology,* vol. 18, pp. 464-465, 2014.

[21] R. Plevin, M. Delucchi, and F. Creutzig, "Response to Comments on "Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation …"," *Journal of Industrial Ecology,* vol. 18, pp. 468-470, 2014.

[22] R. Anex and R. Lifset, "Life Cycle Assessment," *Journal of Industrial Ecology,* vol. 18, pp. 321-323, 2014.

[23] M. Brandão, R. Clift, A. Cowie, and S. Greenhalgh, "The Use of Life Cycle Assessment in the Support of Robust (Climate) Policy Making: Comment on "Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation …"," *Journal of Industrial Ecology,* vol. 18, pp. 461-463, 2014.

[24] A.-M. Tillman, "Significance of decision-making for LCA methodology," *Environmental Impact Assessment Review,* vol. 20, pp. 113-123, 2// 2000.

[25] R. A. Urban and B. R. Bakshi, "1, 3-Propanediol from fossils versus biomass: a life cycle evaluation of emissions and ecological resources," *Industrial & Engineering Chemistry Research,* vol. 48, pp. 8068-8082, 2009.

[26] P. R. Adler, S. J. D. Grosso, and W. J. Parton, "Life-cycle assessment of net greenhouse-gas flux for bioenergy cropping systems," *Ecological applications,* vol. 17, pp. 675-691, 2007.

[27] S. Lettens, B. Muys, R. Ceuleman, E. Moons, J. G. Quijano, and P. Coppin, "Energy budget and greenhouse gas balance evaluation of sustainable coppice systems for electricity production," *Biomass Bioenergy,* vol. 24, pp. 179-197, 2003.

[28] M. R. Schmer, K. P. Vogel, R. B. Mitchell, and R. K. Perrin, "Net energy of cellulosic ethanol from switchgrass," *Proceedings of the National Academy of Sciences,* vol. 105, pp. 464-469, 2008.

[29] M. Wang, "Updated energy and greenhouse gas emission results of fuel ethanol," in *Proceedings of The 15th International Symposium on Alcohol Fuels*, Environmental Research Institute, University of California Riverside, San Diego, 2005, pp. 1-11.

[30] T. Searchinger, R. Heimlich, R. A. Houghton, F. Dong, A. Elobeid, J. Fabiosa*, et al.*, "Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change," *Science,* vol. 319, pp. 1238-1240, 2008.

[31] M. Wu, W. Ye, and M. Wang, "Energy and emission benefits of alternative transportation liquid fuels derived from switchgrass: a fuel life cycle assessment," *Biotechnology Progress,* vol. 22, pp. 1012–1024, 2006.

[32] M. Wu, Y. Wu, and M. Wang, "Energy and emission benefits of alternative transportation liquid fuels derived from switchgrass: a fuel life cycle assessment," *Biotechnology progress,* vol. 22, pp. 1012-1024, 2006.

[33] Chambost V., McNutt J., and Stuart P., "Guided tour: Implementing the forest biorefinery (FBR) at existing pulp and paper mills," *Pulp and Paper Canada,* vol. 109, pp. 1-9, 2008.

[34] Chambost V. and Stuart P., "Product Portfolio Design for Forest Biorefinery Implementation at an Existing Pulp and Paper Mill," in *Design for Energy and the Environment*, ed: CRC Press, 2009, pp. 907-917.

[35] C. Arato, E. Pye, and G. Gjennestad, "The lignol approach to biorefining of woody biomass to produce ethanol and chemicals," *Applied Biochemistry and Biotechnology,* vol. 123, pp. 871-882, 2005.

[36] e. a. Hallberg, "Continuous counter-current organosolv processing of lignocellulosic feedstocks ", 2007.

[37] Ensyn Technologies. (2010). *Producing renewable liquid fuels and chemicals*. Available: http://www.ensyn.com

[38] B. Sukhbaatar, P. H. Steele, L. I. Ingram, and M. G. Kim, "Use of lignin separated from bio-oil in oriented strand board binder phenol-formaldehyde resins," *BioResources; Vol 4, No 2 (2009),* 2009.

[39] S. Cheng, Z. Yuan, M. Anderson, M. Leitch, and C. Xu, "Synthesis of biobased phenolic resins/adhesives with methylolated wood-derived bio-oil," *Journal of Applied Polymer Science,* vol. 126, pp. E431-E441, 2012.

[40] Q.-H. Song, J.-Q. Nie, M.-G. Ren, and Q.-X. Guo, "Effective Phase Separation of Biomass Pyrolysis Oils by Adding Aqueous Salt Solutions," *Energy & Fuels,* vol. 23, pp. 3307-3312, 2009/06/18 2009.

[41] J.-Q. Nie, H.-W. Chen, Q.-H. Song, B. Liao, and Q.-X. Guo, "O-Methylation of the Phenolic Bio-oil with Dimethyl Carbonate in an Ionic Liquid [bmim]Cl " *Energy and fuels,* vol. 24, pp. 5722-5726 2010.

[42] D. R. Batsy, R. Samson, and P. Stuart, "Challenges with LCA-based criteria for a multidisciplinary panel evaluating dissimilar biorefinery strategies having distinct product portfolios (in progress)," *Ongoing work,* 201X.

[43] Weyland. (September 2011). *Weyland Bioethanol*. Available: http://weyland.no/

[44] Bluefire Ethanol. (September 2011). *Leaders in cellulosic ethanol technology*. Available: http://bluefireethanol.com/

[45] A. Inc. (September 2011). *The Arkenol Process*. Available: http://www.arkenol.com

[46] N. S. Çetin and N. Özmen, "Use of organosolv lignin in phenol–formaldehyde resins for particleboard production: I. Organosolv lignin modified resins," *International Journal of Adhesion and Adhesives,* vol. 22, pp. 477-480, // 2002.

[47] Metso. (2010, 09). *LignoBoost: lignin from pulp mill black liquor*. Available: http://www.metso.com

[48] P. Tomani. (2009, 09). *The LignoBoost Process*. Available: http://www.cellulosechemtechnol.ro/pdf/CCT44,1-3 (2010)/P.53-58.pdf

[49] F. Ohman, H. Theliander, P. Tomani, and P. Axegard, "Method for Separating Lignin from Black Liquor," ed: Google Patents, 2008.

[50] L. Hu, H. Pan, Y. Zhou, and M. Zhang, "Methods to improve lignin's reactivity as a phenol substitute and as replacement for other phenolic compounds: a brief review," *BioResources; Vol 6, No 3 (2011),* 2011.

[51] T. Malutan, R. Nicu, and V. I. Popa, "Contribution to the study of hydroxymetylation reaction of alkali lignin," *BioResources; Vol 3, No 1 (2008),* 2007.

[52] A. Pizzi, "Recent developments in eco-efficient bio-based adhesives for wood bonding: opportunities and issues," *Journal of Adhesion Science and Technology,* vol. 20, pp. 829-846, 2006/01/01 2006.

[53] International Organization for Standardization (ISO), "Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.," ISO 14044, GENEVA2006.a.

[54] International Organization for Standardization (ISO), "Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines," ISO14044. , Geneva2006.b.

[55] Quebec Life Cycle Inventory database. (2014, December, 17 2014). *First Quebec LCI Database*. Available: http://www.empreintecarbonequebec.org/en/projet_base_de_donnees_icv.php

[56] Canadian LCI Database. (2014, December 12). *New canadaian LCI database* Available: http://www.ciraig.org/CIRAIG_LCI_DB

[57] O. Jolliet, M. Margni, R. Charles, S. Humbert, J. Payet, G. Rebitzer*, et al.*, "IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology," *The International Journal of Life Cycle Assessment,* vol. 8, pp. 324-330.

[58] US Environmental Protection Agency, "Accounting framework for biogenic CO2 emissions from stationary sources," US-EPA, Washignton DC2013.

[59] G. A. Norris, "The requirement for congruence in normalization," *The International Journal of Life Cycle Assessment,* vol. 6, pp. 85-88.

ANNEXE B – ARTICLE – 2: CHALLENGES WITH LCA-BASED CRITERIA FOR A MULTIDISCIPLINARY PANEL EVALUATING DISSIMILAR FOREST BIOREFINERY STRATEGIES USING MULTI-CRITERIA DECISION-MAKING (MCDM)

CHALLENGES WITH LCA-BASED CRITERIA FOR A MULTIDISCIPLINARY PANEL EVALUATING DISSIMILAR FOREST BIOREFINERY STRATEGIES USING MULTI-CRITERIA DECISION MAKING (MCDM)

Dieudonné R. Batsy[1], Réjean Samson[2], and Paul Stuart[1]

[1]NSERC Chair in Environmental Design Engineering, at École Polytechnique de Montréal

[2]International Reference Centre for the Life Cycle of Products, Process and Services (CIRAIG™), at École Polytechnique de Montréal

École Polytechnique de Montréal,

Chemical Engineering Department

C.P. 6079, Succ. Centre-Ville, Montréal (QC)

Corresponding author: paul.stuart@polymtl.ca

ABSTRACT

The world is changing fast due to increasing changes in demographics, energy demand and supply, globalization, climate change, technologies, food consumption, land use, and customer preferences. The Canadian forest industry and forest institutions have not kept pace with these changes. Climate, energy, and environmental policies are driving the shift towards green energy and bioeconomy at all levels of society. Hence, the forest sector must be transformed to become a vital, sustainable, and strong bioeconomy in the future, which will be built around the forest industry sector.

Natural resource constraints, environmental product declarations, and shifting consumer values and preferences (i.e., social perceptions) are creating unprecedented pressures on the private sector. It is now obvious that life cycle assessment (LCA) is inevitably a crucial tool for the industry to address carbon profiles (carbon footprints), evaluate environmental life cycle impact, and manage risk across its product portfolios. In fact, life cycle assessment (LCA) is a technique to assess potential environmental impacts associated with all stages of a product's life, from cradle to grave.

In this paper, environmental criteria derived from the life cycle impact assessment (LCIA) of dissimilar biorefinery options are incorporated as input into a multi-criteria decision-making (MCDM) model. As a result, eight environmental criteria are selected and ranked by an expert panel. GHG emissions stand out as the most important environmental criterion. Finally, using the weighting factors, the environmentally preferable biorefinery strategies are ranked based on their overall environmental scores.

Keywords: Biorefinery; Decision-making (MCDM); Product portfolios; Process design; Life cycle assessment (LCA); Consequential life cycle assessment (CLCA); Greenhouse gases (GHG).

INTRODUCTION

The forest product industry business environment is changing in North America as well as worldwide. Significant challenges are impacting the industry, including significant volatility in energy cost, declining and volatile product price and demand, increased competition for feedstock and market share, and growing competition from global low-cost producers. What was once a simple business model of turning trees into lumber and paper is now exposed to global economic forces that are reshaping market landscapes [1]. These challenges are now driving companies to develop new alternative business models to thrive and remain competitive over the longer term. Among the alternatives, the biorefinery has retained the attention of researchers and stakeholders interested in forest products investments.

The forest products industry is intrinsically linked to the global carbon cycle that regulates climate change. Industry trends towards globalization and agricultural production models will intensify the risks and opportunities from climate change. Forest industry and stakeholders need to stand firm and create value from sustainable forest management and products in this increasingly carbon-constrained world [2]. Natural resource constraints, environmental policies (e.g., environmental product declarations), and shifting consumer values are creating unprecedented pressures on the private sector. It is now obvious that life cycle assessment (LCA) is inevitably a crucial tool for the industry to address carbon profiles, evaluate environmental impact, and manage risk across its product portfolios.

The first part of this publication focussed on evaluating the life cycle impact assessment (LCIA) of dissimilar biorefineries having distinct product portfolios using LCA [3]. This paper (the second part of the publication) focuses on demonstrating and applying the methodological framework that incorporates (LCIA) results into a multi-criteria decision-making (MCDM) process. The proposed framework will enable stakeholders and decision-makers to compare on the same basis the environmental performance of different product portfolios.

Several studies have used LCA to evaluate the environmental performance of products such as those produced by bioraffineries [4-13]. However, a systematic LCA methodology that combines LCA and MCDM methods is needed to assess and rank simultaneously the environmental performance of distinct product portfolios.

Multi-criteria decision analysis (MCDA) has been over the years a dynamic research area. Awareness of its importance has been increasingly leading to its common use in many organizations [14]. However, in theory, several methods have been proposed and developed since the sixties to support decisions regarding problems with multiple objectives [14]. By the 1980s, for example, more than sixty-eight methods had been identified [15]. Two main theoretical branches can be distinguished. The first bases its multi-objective decision on models that assume continuous solution sets (and therefore are based on continuous mathematical programming). This branch is purely the domain of the theorists. The elegance of continuous mathematical programming makes it easy to make many changes to a basic model, adapting it or simply keeping it updated. Unfortunately, mathematical programming cannot solve most multi-criteria problems in most practical situations. This is a real limitation for practitioners [16]. The second branch focuses on discrete problems with a finite number of alternatives. It uses primarily the current theoretical approaches of discrete mathematics. This approach is called mathematical analysis for multiple attributes or multi-attribute decision analysis (MADA). Figure 1 illustrates the two branches [16].

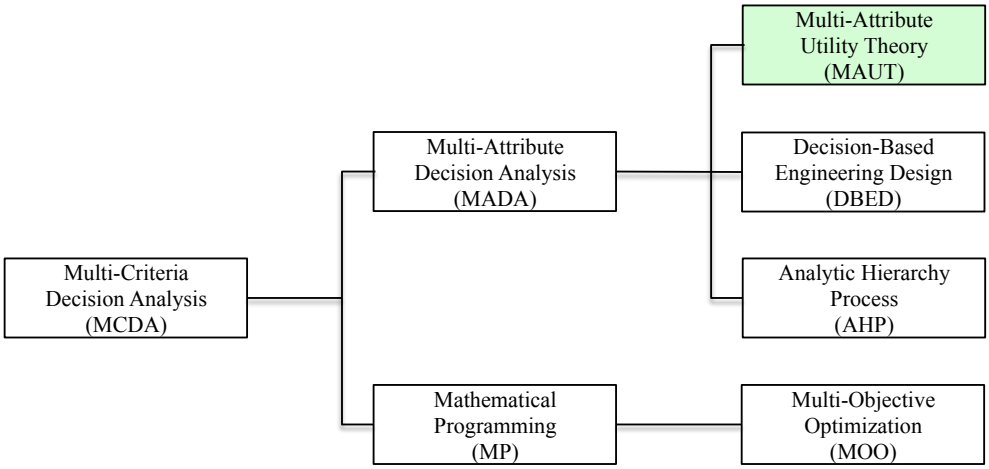


Figure 1: The two main branches of multi-criteria decision methods [16].

On the one hand, environmental aspects have been considered as constraints in many mathematical formulations, but profitability was considered as the sole objective function to be optimized. For example, Diwekar *et al.*, Linninger *et al.*, and Hostrup *et al*. took environmental aspects into consideration as constraints (i.e., expressing the emission limit permitted by regulations as a constraint). On the other hand, Papalexandri *et al*. expressed the constraint as a composition target in the pollutant. Table 1 summarizes case studies in which environmental objectives have been converted into simple mathematical constraints and incorporated into an optimization model.

Table 1: Examples of studies in which environmental objectives have been converted into optimization constraints.

Authors	**Environmental indicators used as constraints**	**Objective function to optimized**
Hostrup *et al.*	Regulatory limits on emissions	Operating cost [18]
Linninger *et al*.	Regulatory limits on emissions	Operating and maintenance cost [19]
Crabtree *et al.*	Maximum acceptable concentrations	Economic potential [20]
Papalexandri *et al.*	Pollutant and composition target	Operating and investment cost [21]
Diwekar *et al.*	Regulatory limits on emissions	Total annualized cost [22]

It is important to remember that environmental aspects are far from being simple mathematical constraints or simple target numbers. The main reason that the biorefinery industry is about to emerge is because there is a need to reduce the environmental footprint of industry while ensuring at the same time natural resource preservation and overall sustainable economic viability for the society as a whole and for local communities. In other words, the biorefinery represents an alternative to the oil refinery because climate change is the main driving force. Given the growth of environmental awareness and the shift in consumer values, environmental objectives need to be considered on an equal footing alongside financial objectives. Hence, the importance of choosing appropriate tools in the field of

decisional criteria analysis to address concretely and accurately the issues and challenges around how environmental objectives should be integrated into multi-objective decision-making on an equal footing with economic objectives. The consideration of environmental aspects as an objective function to be optimized has been the subject of several studies in the literature. Fu *et al*., Azapagic *et al*., Alexander *et al*., and Burgess *et al*. formulated multi-objective optimization problems with objective functions that include environmental impact indicators. Table 2 shows the types of objective function that have been considered.

Table 2: Examples of studies in which environmental objectives have been included in the objective function.

Authors	**Methods**	**Composition of the environmental objective function**
Azapagic *et al*.	LCA method: 2 environmental indicators were selected	Profit and environmental indicators [23]
Alexander *et al*.	LCA method: 7 environmental indicators were selected	Economic performance and aggregated environmental score [24]
Fu *et al*.	Eco-indicators (EI99): 6 environmental indicators were selected	Profit and indicators [25]
Burgess *et al.*	LCA method: 8 environmental indicators were selected	Capital cost and aggregated environmental score [26]
Wang *et al*.	Eco-indicators (EI99): overall global warming potential (GWP)	The model maximizes the net present value (NPV) and minimizes global warming potential (GWP) [27]
Burgess *et al*.	LCA method: 8 environmental indicators were selected	Capital cost and aggregated environmental score [26]

Although studies are increasingly integrating environmental factors not as simple constraints, but as an objective function to be optimized, other decision-analysis practitioners are increasingly using discrete method to address this problem using multi-attribute utility theory (MAUT). MAUT is a method developed in the late 1970s [28] that is used to describe the preferences of decision-makers and takes into account the positions of each decision-maker in relation to different criteria. In this method, the utility function measures these preferences [29]. Although there is uncertainty about preferences, MAUT is nevertheless a highly appropriate method because it takes uncertainties into account. This method deals with two main kinds of information: preference and importance. The preference of the decision-maker is a set of values that characterizes the level of attribute utilities $u_i(x_i)$ for criterion i across all alternatives considered x_i, for a given criterion i. The importance is measured through a set of factors that measure

the weight of a criterion i. This is in some ways a comparison of results within a single criterion. It is therefore important to define regression functions called utility functions that calculate values for each criterion (Fig. 3).

$$u_i(x_i) = \begin{cases} 0 \; if \; x \leq x^{inf} \; (1) \\ mx_i + b \; if \; x^{inf} \leq \\ 1 \; if \; x_i \leq x^{sup} \; (3) \\ where, m \; and \; b \; are \; linear \; regression \; parameters \end{cases} \quad x_i \leq x^{sup} \; (2)$$

The function defined above is a discrete function with a lower bound x_{inf} and an upper bound x_{sup}. In practice, this means that if the alternative under study gives a lower estimated value than the lower bound, its utility value will be null, but if it exceeds the highest rating determined by the decision-makers (the upper bound), its utility will be equal to one. However, if the alternative under study gives estimated values between the lower and upper bounds, the utility values are estimated using the linear regression function that represents the first-order approximation. The overall utility function is the weighted sum of utilities, as shown in Eqs. (4) and (5), where k_i is the weighting factor of criterion i:

$$U(x) = \sum_{i=1}^{n} k_i \times u_i(x_i) \; (4)$$

$$\sum_{i=1}^{n} k_i = 1 \; et \; 0 \leq k_i \leq 1 \; (5)$$

The MAUT method is widely used in North America [29]. The literature provides some other cases where the method has been applied. Sappälä used MAUT to compare different lifecycle impact assessment methods and thus establish a coherent family of environmental criteria [13]. Janssen used the MAUT method to develop a retrofit design in a pulp and paper mill. Cohen *et al.* used MAUT to select emerging technologies among forest biorefinery strategies [30]. Several others studies have considered environmental aspects by using meaningful, comprehensive, and representative sets of environmental criteria in combination with other criteria (such as economic and social criteria) to address the sustainability aspect of biorefinery strategies [31-38].

OBJECTIVES

The main objective of this study was to develop a methodological framework that can support decision-making in the context of environmental impact assessment. The sub-objectives include: (1) to compare the environmental performance of "biorefinery product portfolios" with competing "alternative product portfolios" using the results of life cycle impact assessment (LCIA) as described in Part One of this publication [3]; (2) to develop practical and interpretable environmental criteria suitable for use in multi-criteria decision-making (MCDM); and (3) to identify the most important environmental criteria as well as the most environmentally preferable biorefinery strategies among the candidates.

Case study context

A Canadian Kraft pulp mill with a pulp production capacity of about 1000 tonnes/day from about 2000 tonnes of softwood chips per day is considering the opportunity to enter the market for value-added products through lignin-based derivatives and other bioproducts. The mill location has been judged suitable to host this retrofitting transformation because of its unique integration potential and its competitive access to the surrounding biomass supply chain. Considering this unique competitive potential, the company has selected for early design-stage assessment four biorefinery technologies: lignin precipitation (LP) organosolv treatment (OT), fast pyrolysis (FP), and high concentrated acid hydrolysis (HCAH). Three (OT, HCAH, and FP) have the same input capacity: 223 tonnes per day (tpd) of wood chips and 642 tpd of forest residues, whereas the input capacity of lignin precipitation is 386 tpd of black liquor. More detailed information such as process flow diagrams, mass and energy balances, and product portfolios can be found in [3, 39].

METHODOLOGY

Combined LCA and MCDM framework

This paper focuses strictly on applying the second part of the methodological framework that combines the use of life cycle impact assessment (LCA) results and multi-criteria decision-making (MCDM), as shown through coloured boxes in the figure below. The first part of the framework with no-coloured boxes has been described, applied, and presented in Part One of this publication [3].

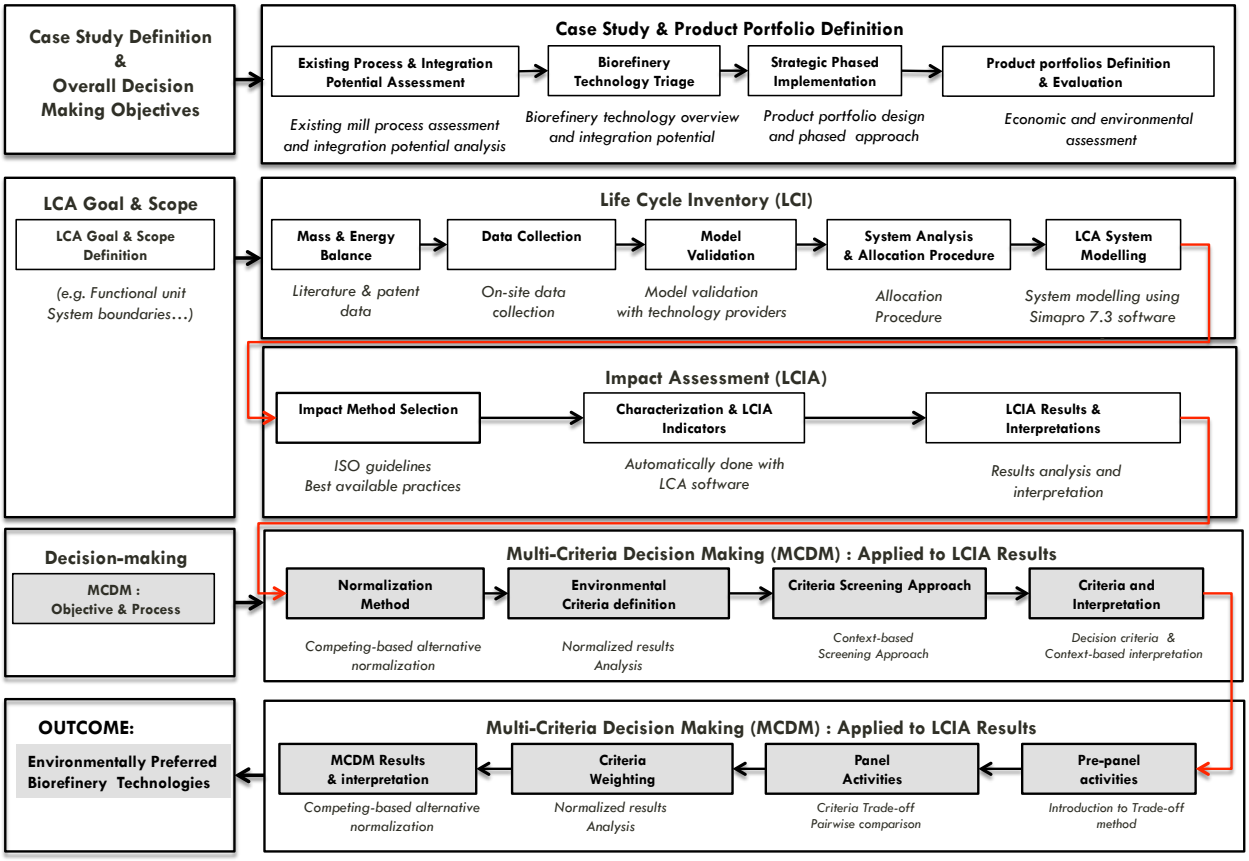


Figure 2: Combined LCA and MCDM methodological framework for product portfolio assessments.

Goal, Scope and functional unit

The goal is to compare four biorefinery strategies having distinct product portfolios. In other words, the LCA-based goal is a side-by-side comparison of the so-called "biorefinery-based product portfolio" from one biopathway with another "biorefinery-based product portfolio" produced through a different biopathway. The comparison is made possible by introducing the equivalent and market-based competing product portfolio factor [3]. In fact the equivalent and competing portfolios factor come into play, from an LCA point of view, only to balance out functional units and to obtain functionally equivalent biorefinery-based product portfolio, for comparison.

The table below (Table 3) summarizes the size of each product portfolio and the related LCA-based functional unit [3]. And, the Table 4 presents the biorefinery-based product portfolio and their corresponding market-based competing product portfolio.

Table 3: Product portfolio and functional units [3]

Product portfolio	Functional unit
1. Organosolv treatment portfolio (OT)	The functional unit is of 91700 ton/year of high purity lignin, plus 53200 ton/year of bio-ethanol, plus 55419 ton/year of xylitol and 6300 ton/year of acetic acid.
2. Fast pyrolysis portfolio (FP)	The functional unit is a delivery of 156240 ton/year of lignin-free bio-oil plus 43350 ton/year of phenolated pyrolytic lignin
3. Lignin precipitation portfolio (LP)	The functional unit is a delivery of 22050 ton/year of Phenolated kraft lignin
4. High concentrated acid hydrolysis portfolio (HCAH)	The functional unit is a delivery of 188790 ton/year of phenolated lignin plus 77000 ton/year of bio-ethanol, and 7000 ton/year of acetic acid

Table 4: Product displacement ratios and justifications[3]

Biorefinery product portfolios	**Ratio of Replacement**	**Market-Based Competing Product Portfolio**	**Products and Market-Based Justifications**
Organosolv treatment (OT) products			The product portfolio contains four products: high-purity lignin, acetic acid, ethanol, and xylose. In the cases of ethanol and acetic acid, the competing products are identified as previously described in the HCAH product portfolio. Because the lignin obtained from the organosolv treatment is of high purity, it is assumed that this type of lignin is good enough to replace PAN (polyacrylonitrile) in carbon fibre production at a replacement ratio of 1:1. Xylose is a common feedstock for xylitol production and would target the market for white crystalline xylitol, a type of sugar used as a substitute for sucrose in diabetic diets. The amount of energy required for hydrogenation,
High-purity lignin	1:1	**Fossil-based polyacrylonitrile**	
Bio-ethanol	1:1	**Corn-based bio-ethanol**	
Xylitol	1:1	**Food-based xylitol**	
Acetic acid	1:1	**Food-based acetic acid**	

			purification, filtration, crystallization, centrifugation, and drying is also considered in the analysis. In this specific market segment, the replacement ratio of classical xylitol has been assumed to be 1:1
Fast pyrolysis (FP) products			The pyrolytic lignin (or phenolated pyrolytic lignin) and lignin-free oil are obtained through methylolation of bio-oil using the process proposed in [40]. The authors claimed that lignin separated from bio-oil could be used in oriented strand board binder phenol-formaldehyde resin production. Again, pyrolytic lignin will compete with fossil-based phenol in a specific market segment of PF-resin producers. A replacement ratio assumed is 1:1 in this market segment. Then the concentrated lignin-free bio-oil is used as heating oil in the mill to replace fossil-based heating oil. The replacement ratio in this particular case is assumed to be 0.4:1, assuming that the heating value of lignin-free bio-oil is diminished by the extraction of lignin and phenolic groups.
Lignin-free bio-oil	0.4: 1	**Fossil-based heating oil**	
Phenolated pyrolytic lignin	1:1	**Fossil-based phenol**	
Lignin precipitation (LP) products			The lignin obtained from black liquor precipitation is phenolated using a phenolation process. The phenolated lignin produced will compete with fossil-based phenol in the specific market segment of PF resin producers. The replacement ratio can be assumed to be 1:1; meaning that 1 kg of phenolated lignin can replace 1 kg of phenol produced from petroleum processes.
Phenolated Kraft lignin	1:1	**Fossil-based phenol**	
High concentrated acid hydrolysis (HCAH) products			As with the previous lignin products, the lignin obtained from high concentrated acid hydrolysis is also phenolated using the same phenolation process [40] to replace fossil-based phenol. Acetic acid is sold as feedstock to companies that produce vinegar. Hence, acetic acid competes with food-based acetic acid at a replacement ratio of 1:1. The bio-ethanol is used as a biofuel and therefore will compete with existing bio-ethanol in the North American market segment. Because most bio-
Phenolated lignin	1:1	**Fossil-based phenol**	
Bio-ethanol	1:1	**Corn-based bio-ethanol**	
Acetic acid	1:1	**Food-based acetic acid**	

			ethanol produced in North America comes from corn, bio-ethanol from HCAH will compete with corn-based or food-based bio-ethanol at a replacement ratio of 1:1.

Multi-criteria decision-making (MCDM) applied to LCIA results

The first step in addressing a decision-making problem is to define the goals and objectives to achieve through the process. The second step is to define an appropriate set of measurable attributes to support the decision process [41]. The current ISO framework and characterization methods [42] are suitable because they are general enough to help decision-makers define their environmental concerns, objectives, and measurable attributes. Characterization methods can be classified into two categories depending on the type of indicators they use [42]: mid-point indicators (i.e., carcinogens, mineral extraction, etc.) or end-point indicators (i.e., human health and resources, etc.). Mid-point indicators are less aggregated and therefore easier to interpret. On the other hand, end-point methods often aggregate mid-point indicators into fewer aggregated damage indicators, which may be more manageable for decision-making. These indicators are usually more meaningful to the public, but are also more uncertain. Because at this point the main objective of selecting indicators is to generate alternatives, more general end-points can be used unless a very specific reduction target in a mid-point category is desired. However, some authors have been critical of one-to-one relationships between LCA impact categories and decision objectives [7, 8, 43, 44]. Indeed, to select the specific LCA indicators that are pertinent to a decision in a case study context, it is necessary first to assess how the alternatives perform on these particular indicators. Depending on the decision objectives, and depending on the environmental performance of the indicator across the alternatives, an end-point can be rejected (if the end-point is a "poor decision criterion", which means that it cannot help decision-makers distinguish the alternatives under comparison) and the mid-point retained, or vice-versa. For this reason, the final selection is presented after a performance evaluation of all the alternatives [45].

Normalization

Panel members involved in multi-criteria decision-making process use the normalization step in LCA to overcome this recurrent challenge of LCA units and their interpretation. As explained in Batsy et al. [3]., normalization step helps decision-makers to put unitless results and dimensionless number into context for a better understanding of the relative magnitude order for each LCA indicator. The normalization context must be in accordance with the goal and scope. Depending on the context under study, the normalization method could be internal or external. There are numerous methods for selecting a reference value for normalization [24], including (1) the total impact on a given area (which may be global, regional, or local) or the total impact on a given area on a per-capita basis; (2) the highest value among all options; and finally (3) the ratio of one alternative to a competing alternative [42]. Most of these reference values are suitable for external normalization approaches, but none of them is suitable for the context of this case study. In this study, the reference system is the environmental profile of the existing pulp and paper mill before its modification. Such reference system is meaningful for decision-makers at the internal or organizational level. The normalization equation is presented below.

$$\text{Normalization} = \frac{\text{Impacts of competing portfolio} - \text{Impacts of IFBR portfolio}}{\text{Impacts of the original existing pulp and paper mill}} \qquad (1)$$

Equation 1: Normalization method

To align with the normalization method and the reference information used, the following points summarize how the results should be interpreted:

1. a positive normalized value of a criterion means better environmental performance compared to the competing product portfolio;
2. a negative normalized value of a criterion means poor environmental performance compared to the reference value;
3. When a graph shows that one alternative has the highest bar among others within a criterion, this means that this alternative has the best environmental performance across all alternatives; and

4. the lowest bar represents the worst environmental performance among the alternatives. This means that the alternative indeed has the worst environmental performance across all alternatives.

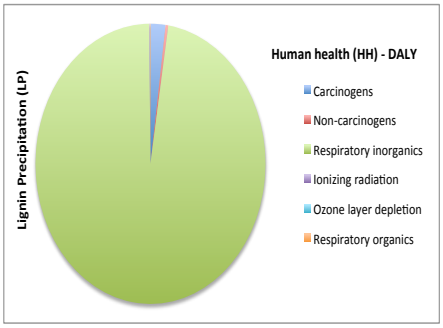
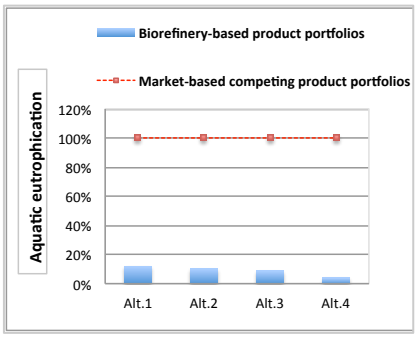
CONTEXT-BASED SCREENING APPROACH TO SELECT IMPORTANT CRITERIA ACCOUNTING FOR DECISIONS AND COMPARISON BETWEEN ALTERNATIVES

The IMPACT 2002+ method uses 17 mid-point environmental indicators (or criteria) related to life cycle inventory. However, a list of 17 criteria is large number for a decision-making process involving expert panel members with varied backgrounds. Some of criteria therefore need to be screened out without compromising the essential issues related to the sufficiency of the long list. That said, a context-based screening approach has been used, not to claim that one mid-point is more important than another generally speaking, but rather to show that in the specific context (meaning results context-based), some mid-point indicators are less important than others and therefore have low decision-making weight (e.g., indicators having similar performance across all alternatives lead to poor decision-making because experts cannot distinguish alternatives based on such criteria).

However, it is important to recognize that for assessing the environmental impact of first and second-generation biorefineries, GHG emissions and indirect land-use change (ILUC) criteria stand out and are becoming essential and inescapable decision-making criteria. For example, with increasing concern about global warming and climate change, GHG emissions have emerged as a very important criterion, and GHG policies will increasingly continue to influence decision-making. This influence is reflected through past public announcements. For example, in 2003, the former Premier of Quebec announced a greenhouse-gas reduction target of 20% by 2020 [46], whereas in 2007, Ontario's Premier announced a target of 6% reduction below 1990 levels by 2014 (with an objective of 20% reduction coming from research and development of new technologies) [47]. With global controversy and social concern related to agricultural land conversion for biofuels, the indirect land-use change (ILUC) criterion has become very important. However, in the context of this site-specific case study, ILUC was not a very important influence on the selection of the preferred alternatives. The assessment of ILUC for the FSC (Forest Stewardship Council) forests is beyond the scope of this case study. For each biorefinery alternative, the wood chips and forest residues are harvested at the same place, the FSC forest owned and managed by the pulp manufacturer. Because the amount of wood and forest residues harvested is almost the same for all alternatives, it is assumed that the marginal impact of indirect land-use change (ILUC) will be almost the same across all alternatives. Specifically, in the context of this case study, ILUC will lead to poor decision-making, or in other words, decision-makers cannot distinguish alternatives based on ILUC criteria.

Humbert *et al*. [48] stated that: "in LCA uncertainty analysis, any difference lower than 10% is not considered significant for the energy and global warming scores. The difference needs to be higher than 30% to be significant for respiratory inorganics or acidification and eutrophication. For the toxicity categories, an order of magnitude (i.e., factor 10) difference is typically required for a difference to be significant, especially if the dominant emissions are different between alternatives. These criteria are commonly accepted in LCA." (p.100). Following these commonly accepted criteria, a two-step approach has been developed to screen out some of the indicators. Table 5 shows the two-steps approach, and table 6 presents the set of selected decision-criteria including the justifications and their interpretations by panel members.

Table 5: Context-based screening approach to select important criteria accounting for decision and comparison between alternatives.

Step One	**Justifications**	**An illustrating example of context-based results for step One**
Step one applied elements of a "gross disproportionality" analysis, which consists of analyzing the mid-point aggregation and their impact contribution to the total end-point impact. The selection is based on identifying a gross disproportionality, or in other words, if the major contributor among the mid-point indicators accounts for more than 90%, the identified indicator is selected. Using this condition, non-renewable energy (NRE) and respiratory inorganics (RI) were selected in the first step.	The end-point impact Human health (HH) is an aggregation of six mid-point indicators: Carcinogens (CA), Non-Carcinogens (NCA), Respiratory inorganics (RI), Ionizing radiation (IR), Ozone layer depletion (OL), and Respiratory organics (RO). However, the contribution analysis shows that RI contributes more than 95% in most cases. Similarly, the contribution analysis of Resources (end-point impact) shows that Non-renewable energy (NRE) contributes almost 99% to total impact. For these reasons, NRE and RI were selected at mid-point level for further analysis and interpretation.	
Step Two	**Justifications**	**An illustrating example of context-based results for step Two**
If, for a given indicator, the IFBR alternatives all perform better or all perform worse than the competing technology (benchmark) and if the difference between them is less than 20%, the indicator is screened out. Following this rule, the following indicators were screened out: Aquatic Ecotoxicity, Aquatic Acidification, Terrestrial Ecotoxicity, Terrestrial nitrification, and Non-carcinogens.	The figure on the right shows that it is not possible to differentiate among alternatives 1, 3, and 4 because the differences between their performance evaluations are less than 10%, which is not considered significant in view of the uncertainty in LCA. Despite the fact the Alt. 2 is significantly worse than Alt. 1, Alt. 3, and Alt. 4, Alt. 2 shows very good performance compared with the competing portfolio (improvement greater than 50%). With all this information, an expert panel would not give a high weight to this criterion	

Aquatic eutrophication, Water withdrawal, and Ozone layer.	during the weighting process.	

Table 6: List of selected criteria and panel interpretation.

Environmental criteria		Justification	Panel interpretation	Metric
GHG	Greenhouse Gas Emissions	There is increasing concern about global warming and climate change. Therefore, quantifying GHG emissions enables industries to track and reduce them.	GHG represents the carbon footprint of the alternative in terms of CO_2 equivalent compared to the established competitive existing product portfolio. It also represents competitiveness on "greenness" in terms of potential for meeting GHG emissions targets (e.g., 20% reduction compared to a competitive fossil-based product portfolio). Lower values represent better environmental performance.	(%)
NRE	Non-Renewable Energy	One of the objectives of Agenda 21 (an action program for the Twenty-First Century) is to reduce non-renewable energy consumption to enable future generations to have access to energy.	This criterion represents the level of stress on NRE consumption compared to the competitive product portfolio. It also represents the level of dependency of the candidate biorefinery alternatives on fossil-based energy, which is a limited energy source. Lower values show more independence of fossil-based resources, which can be considered as an advantage, especially in a long-term view.	(%)
CA	Carcinogens	Human activities cause human toxicity. One example of toxicity is emissions into agricultural soil through fertilizers (fertilizers, pesticides, etc.), heavy metals (e.g., arsenic, uranium) emitted into water in dissolved form (ions), and emissions of hydrocarbons (C10–C50)	The criterion quantifies the cumulative toxicological risk to human health and the potential impacts associated with a specified mass (kg) of a chemical emitted into the environment. This	(%)

		into water. It is important to capture through human toxicity (carcinogens) the effect of these activities.	criterion quantifies the toxicological risk of chemicals associated with producing the biorefinery product portfolio.	
IR	Ionizing radiation	Some metals such as uranium and cesium are used in nuclear power and in some automated industrialized systems. These metals can emit radiation (radioactivity), which can have adverse effects on human health. Therefore, it is important to consider the impact of ionizing radiation on human health.	This criterion represents how much radiation is emitted from consumption of nuclear material in producing the nuclear electricity consumed to produce the biorefinery product portfolio.	(%)

Environmental criterion		Justification	Panel interpretation	Metric
RO	Respiratory Organics	The respiratory effect from organics comes from volatile organic compounds (VOCs). Because organic solvents are widely used in industrial processes and because the adverse effects of VOC exposure are well known to produce **central nervous system toxicity**, **hepatic, renal disease, asthma, etc.,** it is important to consider at mid-point level the potential impact of VOCs on human health, especially on the human respiratory system.	This criterion represents the potential impact of VOCs and other contaminant emissions into air, with a resulting effect on human health, specifically the respiratory system, compared to the competitive product portfolio. Lower values of this criterion are preferred because they represent less risk to human health.	(%)
WT	Water Turbined	The construction of hydropower plants and the production of "green electricity" are generally seen as "zero impact projects". However, depending on the region (e.g., whether it is short of water) and the type of dam, water turbined can have an impact on ecosystem quality, biodiversity, and quality of human life.	This criterion represents the extent to which water turbined are used to generate hydropower to produce the forest biorefinery product portfolio compared to the competing established technologies that produce the same product portfolio. Lower values are preferred because they represent less water turbine use.	(%)

RI	Respiratory Inorganics	Particulate matter (PM) can affect human health, especially particles less than 2.5 µm, which can easily enter the lung.	This criterion represents the extent to which the candidate biorefineries emit particulate matter (PM) affecting human health, especially particles of less than 2.5 µm, which can easily enter the lung. Lower values of this criterion are preferred because they represent less risk to human health compared to the competitive product portfolio.	(%)

RESULTS AND DISCUSSIONS

Impact comparison by category across alternatives

Figure 3 illustrates the normalized impact of GHG indicator. A positive normalized value of this indicator (or criterion) means better environmental performance compared to the competing product portfolio. The normalized value of GHG represents the emissions reduction potential in terms of CO2 equivalent for each alternative. It also represents competitiveness on "greenness" in terms of potential for meeting GHG emissions targets (i.e., a 20% reduction compared to the competitive fossil-based product portfolio). Higher values of this criterion represent better environmental performance.

The results show that each alternative has good GHG performance compared to its competing product portfolio because all the normalized values are positive. In other words, the production of ethanol, acetic acid, and phenolated lignin via HACH pathways—to replace fossil-based phenol—will lead to 38% GHG abatement. The 38% figure is beyond the target set by the Quebec government, whose target is considered as the most ambitious GHG emissions reduction target in North America (20% below 1990 levels by 2020) [46] and far beyond the Ontario's target of 20% GHG reduction coming from research development and new technologies [47, 49]. The relative GHG emissions of lignin precipitation (LP) are almost equal to the emissions of the competing product portfolio. LP can perform well if the hypothetical CO2 recovery system that produces liquid CO2 is optimized and implemented at the mill site instead of buying CO2 from another producer as assumed in this hypothetical context.

At the internal level (mill-site) or corporate organizational level, the positive normalized values signify that any of the IFBR alternatives will lead to an overall GHG emissions reduction compared the initial situation.

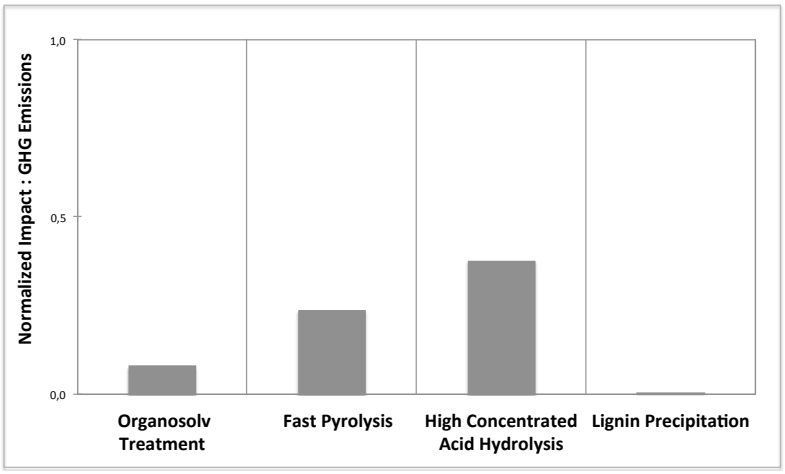


Figure 3: Normalized impact of GHG emissions of the four-biorefinery alternatives, relative to the existing pulp and paper emissions

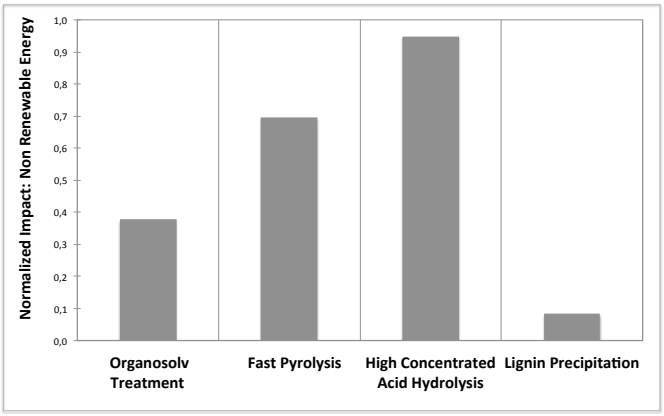


Figure (A)

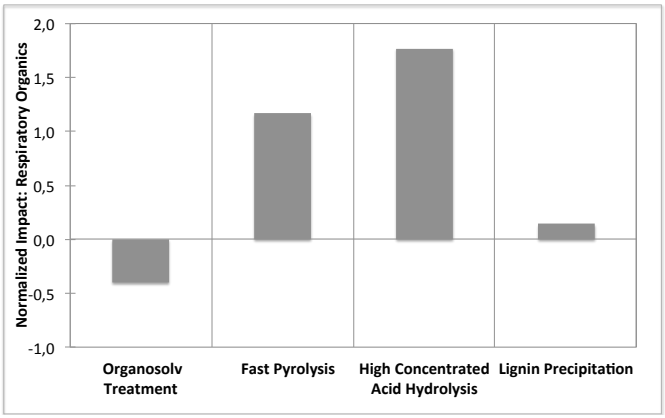
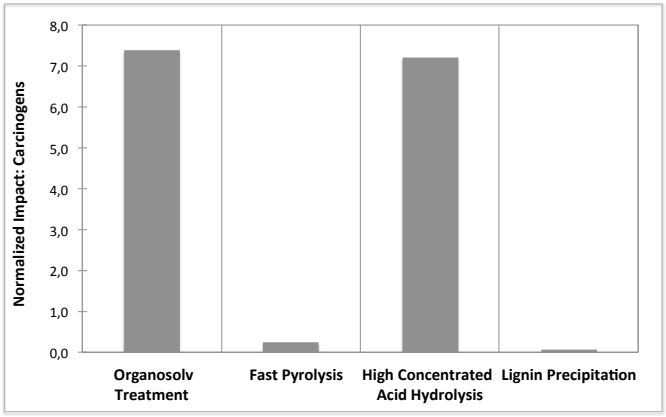


Figure (B)



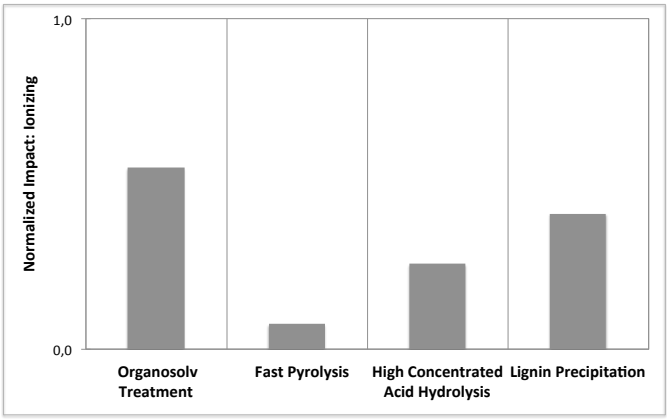


Figure (C)	Figure (D)

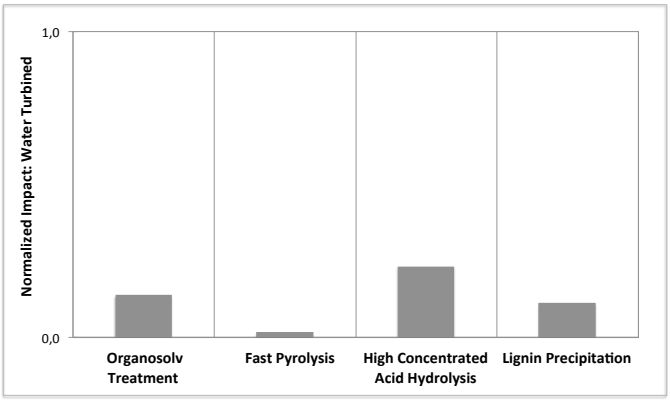
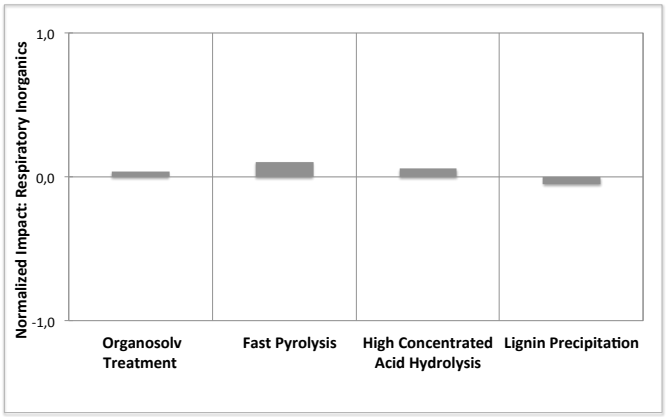

	

Figure (E)	Figure (F)

Figure 4: Normalized impact of the four biorefinery alternatives relative to the impact of the existing pulp and paper mill: A) non-renewable energy; B) respiratory organics; C) carcinogens; D) ionizing radiation; E) water turbined; F) respiratory inorganics.

Figure 4-A) Non-Renewable energy (NRE): The figure illustrates the consumption trends of non-renewable energy. A positive normalized value of this indicator means better environmental performance compared to the competing product portfolio. This criterion shows the level of stress on the consumption of NRE. It also represents the level of dependency of each biorefinery alternative on fossil-based energy resources, which are limited resources. Higher values of this indicator show more independence of fossil-based resources, which can be considered as a competitive advantage, especially in a long-term view. The results show that each alternative has good performance compared to the respective competing product portfolio. Such good performances align with the fact that fossil-based heating oil used previously in the combine heat power unit has been replaced by forest residues, and that natural gas consumption has been considerably reduced. From the internal (mill-site) or corporate organizational viewpoint, the positive normalized values signify that any of the IFBR alternatives will lead to an overall improvement in terms reducing the consumption of fossil-based resources (i.e. a reduction by 38% with OT, by 70% with FP, by 95% with HCAH and by 8% with LP) compared the initial NRE consumption patterns.

Figure 4-B) Respiratory organics (RO): The main component that contributes to RO impact is volatile organic compounds (VOCs). The criterion shows the potential impact of VOCs and other contaminant emissions into air, which have an effect on human health, specifically the respiratory system, compared to the competitive product portfolio. Positive normalized values of this indicator means better human health performance compared to the competing product portfolio. Higher values of this criterion are preferred because they represent less risk to the human respiratory system. Despite organosolv treatment (OT), the results show that each alternative has good performance. The RO indicator is negative in the OT process because the raw materials involved in the OT process emit large quantities of VOCs, especially the fossil-based ethanol used as a raw material in the OT process. At the internal level, three IFBR alternatives (FP, HCAH and LP) will lead to an overall reduction of volatile organic compounds (VOCs) compared the initial situation.

Figure 4-C) Carcinogens (CA): The criterion quantifies the cumulative toxicological risk to human health and the potential impacts associated with a specified mass (kg) of a chemical emitted into the environment. It quantifies the toxicological risk of chemicals associated with the production of biorefinery product portfolio. A positive value of this indicator means better toxicological performance compared to the competing product portfolio. Higher values of this criterion are preferred because they represent less cumulative toxicological risk and less effect to human health. The results show that each IFBR alternative has a good carcinogens performance compared to its competing product

portfolio. At the internal level, all IFBR alternatives will lead to an overall reduction of cumulative toxicological risk compared the initial situation.

Figure 4-D) Ionizing radiation (IR): The criterion shows how much radiation is emitted due to consumption of nuclear material in the process of producing the mix of grid electricity consumed to produce the biorefinery product portfolio. A portion of mixed grid electricity comes from nuclear power. A positive value of this indicator means better radiation performance compared to the competing product portfolio. Higher values of this criterion are preferred because they represent less radiation emitted. The results show that each alternative has good performance compared to the respective competing product portfolio. At the internal level, all IFBR alternatives will lead to an overall reduction of ionizing radiation compared the initial situation.

Figure 4-E) Water turbined (WT): Water turbined refer to the use of water in hydropower turbined, and this criterion expresses the relative amount of water used to generate the hydropower needed to produce the forest biorefinery product portfolio. A positive value of this indicator means better water turbined performance compared to the competing product portfolio. Higher values of this criterion are preferred because they represent less turbined water consumed and less impact of hydroelectric dam on the aquatic ecosystem quality. The results show that each alternative has good performance compared to the corresponding competing product portfolio. At the internal level, all IFBR alternatives will lead to an overall improvement of this indicator compared the initial condition.

Figure 4-F) Respiratory inorganics (RI): This criterion represents the extent to which the candidate biorefineries emit particulate matter (PM) affecting human health, especially PM less than 2.5 μm that can easily enter the lung. A positive value of this indicator means better performance compared to the competing product portfolio. Higher values of this criterion are preferred because they represent less particulate matter emitted and less risk to human health than the competitive product portfolio. The results show that each alternative has good performance compared to its competing product portfolio. However, for LP, the respiratory inorganics indicator is high compared to the competing product portfolio because a large quantity of PM is emitted. A large portion of the PM emitted comes from the upgraded power boiler, where the forest residues and a portion of the black liquor are burnt.

MCDM RESULTS

The objective of this MCDM was to attribute a relative importance to each environmental criterion to identify the most important environmental criteria and consequently to rank the alternatives in terms of their environmental performance. Eight environmental criteria were considered, including greenhouse gas emissions (GHG), non-renewable energy consumption (NRE), respiratory organics (RO), carcinogens (CA), ionizing radiation (IR), respiratory inorganics (RI), and water turbined (WT). The MCDM results show that among these eight criteria, three obtained the top ranking: greenhouse gas emissions (GHG), non-renewable energy (NRE), and respiratory organics (RO), with 32.6%, 23.4%, and 15.6% relative importance respectively (Fig. 5).

Panellists achieved a consensus that greenhouse gas emissions (GHG, 32.6%) were the main driver inducing companies to develop business models to create value from sustainable forest management and products in the current carbon-constrained world. Considering the whole set of criteria assessed, the panellists recognized that the top-ranked criteria met their expectations as the most important environmental criteria in the context of this case study. The selected criteria were considered as necessary, comprehensive, and representative enough to address the environmental aspect of biorefinery strategies. These criteria can ultimately be incorporated into the overall sustainability assessment context (alongside with economic and social criteria) because of their contribution to decision-making and their importance on non-financial competitive aspects (such as social perception of and non-renewable resource preservation) of the product portfolio.

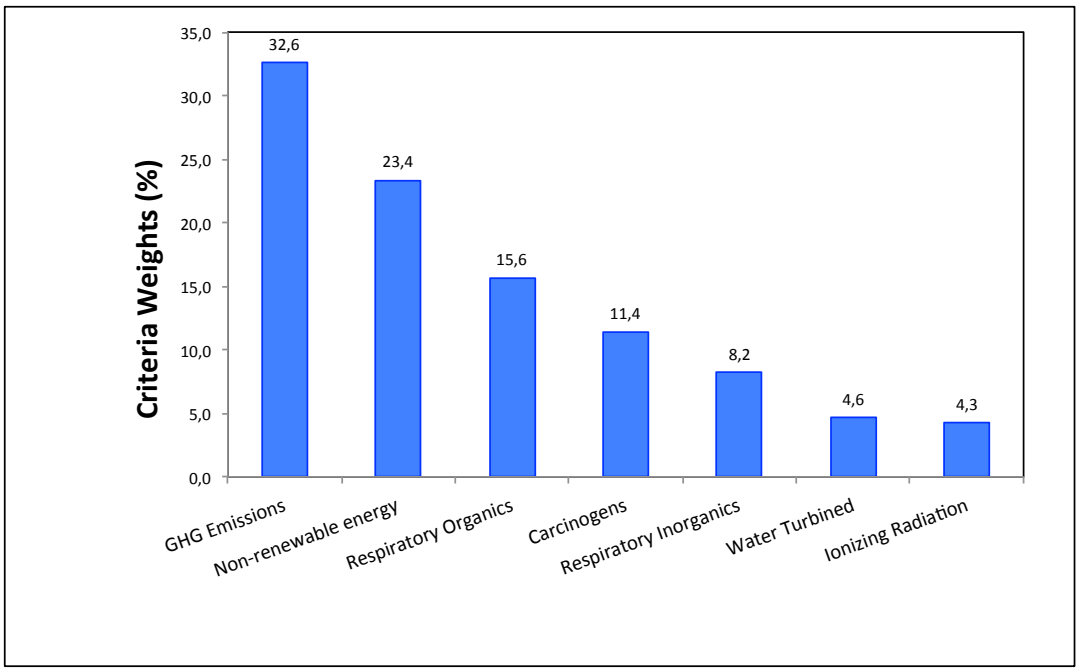


Figure 5: Weighting factors of environmental criteria

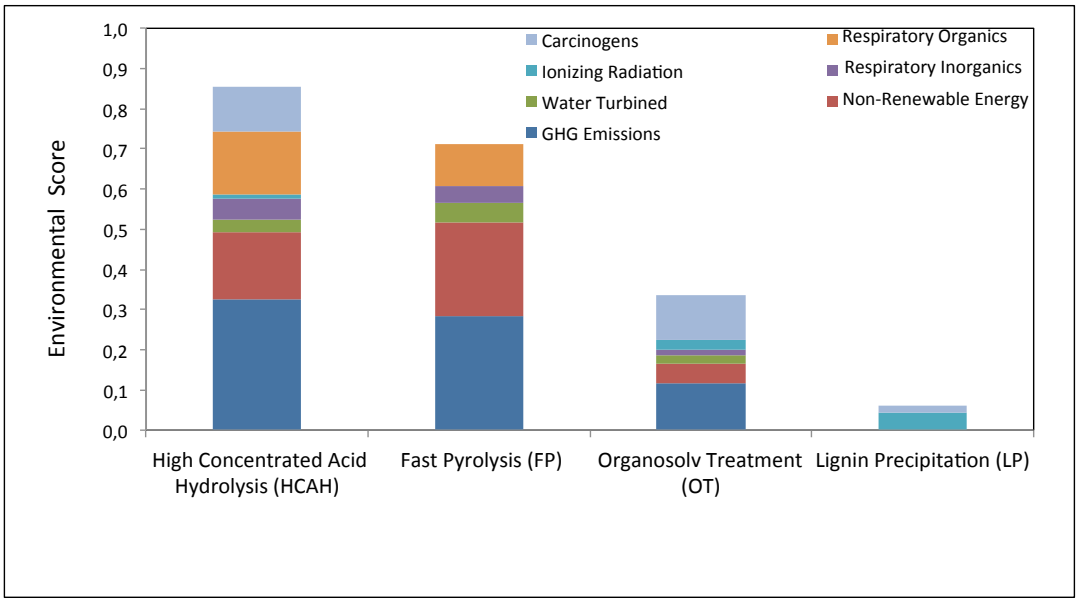


Figure 6: Environmental score of forest Biorefinery strategies having distinct product portfolios.

Figure 6 shows the ranking of the alternatives based on the criterion weights resulting from the MCDM trade-off. The evaluated overall environmental scores show that according to the environmental criteria, high concentrated acid hydrolysis and fast pyrolysis are the two most preferred strategies. Their high scores are due mainly to the contributions of the two most important and top-ranked criteria (GHG and NRE), on which both technologies present very good environmental performance. Lignin precipitation appears to be the least preferred strategy among the alternatives due to its poor performance on the GHG and NRE criteria.

CHALLENGES, CONCLUSIONS, AND RECOMMENDATIONS

In this study, four candidate biorefinery technologies, including lignin precipitation, organosolv treatment, fast pyrolysis, and high concentrated acid hydrolysis, were assessed in terms of their environmental performance. The results of this MCDM show that in the context of this study, the most important environmental criterion is greenhouse gas emissions (GHG), representing carbon footprint. It was concluded that high concentrated acid hydrolysis and fast pyrolysis are the most environmentally preferable strategies in the context of this case study.

There were huge challenges in finding the right balance when involving environmental criteria in the decision-making process. Environmental criteria have an emotional dimension, and this aspect could lead panel members to overweight them. Another point is that environmental criteria could appear trivial relative to economic criteria. For instance, with GHG policies, the GHG criterion is trivialized into an economic criterion if dollar credits are assigned to a ton of GHG emission savings. However, LCA-based environmental criteria are still difficult to interpret for two reasons: (1) the unusual metrics and unfamiliar units of measure in which environmental indicators are expressed, and (2) the difficulty of identifying concrete environmental targets that reflect environmental legislation at the enterprise or corporate level. In this work, defining environmental targets was still found to be difficult. There is a need to give high importance to environmental criteria (making them interpretable and comprehensive to a wide range of stakeholders having various backgrounds) both for their implication in future policy-making and for their long-term economic potential. Considering individual LCA criteria, decision-makers, engineers, and society are more familiar with GHG because of their global warming potential and their impact on policy issues such as energy policy. At the decision-making level, all LCA-based criteria may or may not have an influence on biorefinery decision-making, due primarily to the difficulty in calculating and integrating impact criteria. Therefore, a good and transparent methodology is needed, which will lead to defining good, comprehensive, and interpretable environmental criteria for multi-criteria decision-making. The experience of this research showed that the GHG criterion was well understood and enabled decision-makers to distinguish clearly among biorefinery strategies. This is why GHG was given a very high weighting factor compared to other criteria. Based on these observations, the generic interpretation of LCA criteria is reasonable, and in most cases, panel members participating in the MCDM activity took the importance of distinguishing between options into account. However, how to interpret the LCA-based criteria was unknown and certainly led to extensive discussions among panel members. The panellists realized that a context-based and pragmatic approach to defining and interpreting LCA criteria is more suitable and more likely to be successful in the decision-making process than a generic definition and interpretation of LCA indicators as presented in LCA guidelines.

The environmental impact of four dissimilar biorefinery strategies having distinct product portfolios has been evaluated and compared. As a consequence of this work, the proposed methodological framework developed in this study can be used to perform simultaneous assessment of dissimilar biorefinery product portfolios, where market-based competing product portfolios are introduced into the system boundary to play the specific role of balancing out functions to make all product portfolios functionally equivalent.

ACKNOWLEDGEMENTS

The Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC) funded this work. The authors would like to thank everyone at the mill where the case study was carried out and to express their appreciation for kindly sharing their expertise and providing all the information needed for this case study. In addition, the authors would like to acknowledge the support of experts at CIRAIG (International Reference Center for the Life Cycle of Products, Processes, and Services). A special acknowledgement is also addressed to the anonymous expert panel for sharing their experience during panel activities.

REFERENCES

[1] A. Aulisi, A. Sauer, and F. Wellington, "Trees in the greenhouse: Why Climate Change is Transforming the Forest Products Business?," World Resources Institute (WRI), Washington, DC 20002, USA2008.

[2] J. Collins, M. Moore, and C. Johnson, "Understanding the Future Energy System," Accenture management consulting, technology services and outsourcing company2010.

[3] D. R. Batsy, R. Samson, and P. Stuart, "Comparing environmental performance of dissimilar biorefinery strategies having distinct product portfolios using LCA," *ongoing work,* 201Xa.

[4] D. D. Hsu, D. Inman, G. A. Heath, E. J. Wolfrum, M. K. Mann, and A. Aden, "Life cycle environmental impacts of selected US ethanol production and use pathways in 2022," *Environ. Sci. Technol.,* vol. 44, p. 5289, 2010.

[5] A. Singh, D. Pant, N. E. Korres, A.-S. Nizami, S. Prasad, and J. D. Murphy, "Key issues in life cycle assessment of ethanol production from lignocellulosic biomass: challenges and perspectives," *Bioresour. Technol.,* vol. 101, p. 5003, 2010.

[6] S. Spatari, D. M. Bagley, and H. L. MacLean, "Life cycle evaluation of emerging lignocellulosic ethanol conversion technologies," *Bioresour. Technol.,* vol. 101, p. 654, 2010.

[7] E. G. Hertwich and J. K. Hammitt, "A decision-analytic framework for impact assessment - part 2: Midpoints, endpoints, and criteria for method development.," *Int. Journal of LCA*

, vol. 6, pp. 265-272., 2001.

[8] E. G. Hertwich and J. K. Hammitt, "A decision-analytic framework for impact assessment - Part I: LCA and decision analysis. ," *International Journal of Life Cycle Assessment* vol. 6, pp. 5-12., 2001.

[9] C. Facanha and A. Horvath, "Evaluation of Life-Cycle Air Emission Factors of Freight Transportation," *Environmental Science & Technology,* vol. 41, pp. 7138-7144, 2007.

[10] G. Finndeven, T. Ekvall, and T., *Life-cycle assessment as a decision-support tool : the case of recycling versus incineration of paper* vol. 24. Kidlington, United Kingdom: Elsevier, 1998.

[11] S. Lundie, G. M. Peters, and P. C. Beavis, "Life Cycle Assessment for Sustainable Metropolitan Water Systems Planning," *Environmental Science & Technology,* vol. 38, pp. 3465-3473, 2004.

[12] d. l. E. Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de la Mer (MEEDDM),, "Life Cycle Assessments Applied to First Generation Biofuels Used in France," France2010.

[13] J. Seppälä, "Life cycle impact assessment based on decision analysis," Unpublished doctoral dissertation, Department of chemical engineering, Helsinki University of Technology., Helsinki, 2003.

[14] E. Triantaphyllou, *Multi-Criteria decision making methods : a comparison study*. Baton Rouge: Kluwer Academic Publisher, 2000.

[15] J.-C. Pomerol and S. Barba-Romero, *Choix multicritère dans l'entreprise: principes et pratique*: Hermes, 1993.

[16] P. M. Parlos, *Multi-Criteria Decision Making Methods: A Comparative Study*

: Kluwer, 2000.

[17] E. Triantaphyllou, "Multi-Criteria Decision Making Methods," in *Multi-criteria Decision Making Methods: A Comparative Study*, E. Triantaphyllou, Ed., ed Boston, MA: Springer US, 2000, pp. 5-21.

[18] M. Hostrup, P. M. Harper, and R. Gani, "Design of environmentally benign processes: integration of solvent design and separation process synthesis," *Computers & Chemical Engineering,* vol. 23, pp. 1395-1414, 1999.

[19] A. A. Linninger and A. Chakraborty, "Synthesis and optimization of waste treatment flowsheets," *Computers & Chemical Engineering,* vol. 23, pp. 1415-1425, 1999.

[20] E. W. Crabtree and M. M. El-Halwagi, "Synthesis of environmentally acceptable reactions. ," presented at the AIChE Symposium series, 1994.

[21] K. P. Papalexandri and E. N. Pistikopoulos, "Generalized modular representation framework for process synthesis," *AIChE Journal,* vol. 42, pp. 1010-1032, 1996.

[22] U. M. Diwekar, H. C. Frey, and E. S. Rubin, "Synthesizing optimal flowsheets: applications to IGCC system environmental control," *Industrial & Engineering Chemistry Research,* vol. 31, pp. 1927-1936, 1992.

[23] A. Azapagic, "Life cycle assessment and its application to process selection, design and optimisation," *Chemical Engineering Journal* vol. 4, pp. 1–21., 1999.

[24] B. Alexander, G. Burton, J. G. Petrie, and J. Romagnoli, "Process synthesis and optimisation tools for environmental design: methodology and structure," *Computers & Chemical Engineering. ,* vol. 3, pp. 1195–1200., 2000.

[25] Y. Fu, U. M. Diwekar, D. Young, and H. Cabezas, "Process design for the environment: A multi-objective framework under uncertainty," *Clean Products and Processes,* vol. 2, pp. 92-107, 2000.

[26] A. A. Burgess and D. J. Brennan, "Desulfurisation of gas oil - A case study in environmental and economic assessment," *Journal of Cleaner Production* vol. 2, pp. 465-472., 2001.

[27] J. E. Santibañez-Aguilar, J. B. González-Campos, J. M. Ponce-Ortega, M. Serna-González, and M. M. El-Halwagi, "Optimal planning and site selection for distributed multiproduct biorefineries involving economic, environmental and social objectives," *Journal of Cleaner Production,* vol. 65, pp. 270-294, 2/15/ 2014.

[28] R. L. Keeney, "Feature Article--Decision Analysis: An Overview," *Operations research,* vol. 30, pp. 803-838, September 1, 1982 1982.

[29] B. Roy and D. Bouyssou, *Aide Multicritère à la décision: Méthodes des cas*. Paris, 1993.

[30] J. Cohen, M. Janssen, V. Chambost, and P. Stuart, "Critical Analysis of Emerging Forest Biorefinery (FBR) Technologies for Ethanol Production," *Pulp & Paper Canada* pp. 24-30, May/June 2010 2010.

[31] G. Pourhashem, P. R. Adler, A. J. McAloon, and S. Spatari, "Cost and greenhouse gas emission tradeoffs of alternative uses of lignin for second generation ethanol," *Environmental Research Letters,* vol. 8, p. 025021, 2013.

[32] L. Diaz-Balteiro and C. Romero, "Making forestry decisions with multiple criteria: A review and an assessment," *Forest Ecology and Management,* vol. 255, pp. 3222-3241, 2008.

[33] H. Sugiyama , U. Fischer, K. Hungerbuhler, and M. Hirao, "Decision framework for chemical process design including different stages of environmental, health, and safety assessment," *AIChE Journal,* vol. 54, pp. 1037-1053, 2008.

[34] A. D. Patel, K. Meesters, U. H. Den, J. E. De, E. Worrell, and M. K. Patel, "Early-stage comparative sustainability assessment of new bio-based processes.," *ChemSusChem,* vol. 6, pp. 1724-36., 2013.

[35] A. D. Patel, K. Meesters, H. den Uil, E. De Jong, K. Blok, and M. K. Patel, "Sustainability assessment of novel chemical processes at early stage: application to biobased processes," *Energy & Environmental Science,* vol. 5, pp. 8430-8444, 2012.

[36] J. A. Schaidle, C. J. Moline, and P. E. Savage, "Biorefinery sustainability assessment," *Environmental Progress & Sustainable Energy,* vol. 30, pp. 743-753, 2011.

[37] E. Hytonen and P. Stuart, "A systematic quantification of performance factors has potential for making better informed decisions for biofuel development," *Pulp and Paper International,* vol. 53 pp. 23-32, 2011.

[38] S. Sanaei, V. Chambost, and P. Stuart, "Systematic Assessment of Triticale-based Biorefinery Strategies: Sustainability Assessment Employing Multi Criteria Decision Making (MCDM) Tool," *Biofuel. Bioprod. Biorefin.,* 201X.

[39] S. Sanaei, "Sustainability Assessment of Biorefinery Strategies Under Uncertainty and Risk Using Multi-Criteria Decision-Making " PhD Thesis, Chemical Engineering, Ecole Polytechnique, Montreal, 2014.

[40] B. Sukhbaatar, P. H. Steele, L. I. Ingram, and M. G. Kim, "Use of lignin separated from bio-oil in oriented strand board binder phenol-formaldehyde resins," *BioResources; Vol 4, No 2 (2009),* 2009.

[41] M. Janssen and P. Stuart, "Drivers and Barriers for Implementation of the Biorefinery," *Pulp & Paper Canada,* 2010.

[42] International Organization for Standardization (ISO), "Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.," ISO 14044, GENEVA2006.a.

[43] V. Benoit and P. Rousseaux, "Aid for Aggregating the Impacts in Life Cycle Assessment," *International Journal of Life Cycle Assessment,* vol. 8, pp. 74-82, 2003.

[44] J. Seppälä, L. Basson, and G. A. Norris, "Decision Analysis Frameworks for Life-Cycle Impact Assessment. ," *Journal of Industrial Ecology* vol. 5, pp. 45-68, 2000

[45] C. Gaudreault, R. Samson, and P. Stuart, "Implications of choices and interpretation in LCA for multi-criteria process design: de-inked pulp capacity and cogeneration at a paper mill case study," *Journal of Cleaner Production,* vol. 17, pp. 1535-1546, 11// 2009.

[46] H. D'Amours, S. Shirley, and H. Andrée-Lyne, "The premier announces the 2013-2020 Climate change action plan (PACC 2020)," E. a. P. Minister of Sustainable Development, Ed., ed. Montreal: Minister of Sustainable Development, Environment and Parks, 2012.

[47] Minister of the Environment and Climate Change, "Go Green: Ontario's Action Plan On Climate Change Booklet," ed. Ontario: Ontario's greenprint, 2007.

[48] S. Humbert, V. Rossi, M. Margni, O. Jolliet, and Y. Loerincik, "Life cycle assessment of two baby food packaging alternatives: glass jars vs. plastic pots," *The International Journal of Life Cycle Assessment,* vol. 14, pp. 95-106, 2009/03/01 2009.

[49] Minister of the Environment and Climate Change, "Ontario's Action Plan On Climate Change," ed. Ontario, 2007.

ANNEXE C – ARTICLE –3: IMPACT OF POLICY INSTRUMENTS ON THE CAPITAL INVESTMENT AND ECONOMIC RETURN OF SUSTAINABLE FOREST BIOREFINERY STRATEGIES

IMPACT OF POLICY INSTRUMENTS ON THE CAPITAL INVESTMENT AND ECONOMIC RETURN OF SUSTAINABLE FOREST BIOREFINERY STRATEGIES

Dieudonné R. Batsy[1], Marilyn Brown[2], Matty Janssen[3] and Paul Stuart[1]

[1]NSERC Chair in Environmental Design Engineering at École Polytechnique de Montréal
[2]School of Public Policy at Georgia Institute of Technology
Chalmers University

[*]Contact: paul.stuart@polymtl.ca
École Polytechnique de Montréal,
Chemical Engineering Department
C.P.6079, Succ. Centre-Ville, Montréal (QC)

ABSTRACT

The North-American forest sector, especially pulp and paper industry, has experienced unprecedented economic challenges. Volatile product price and demand, growing competition in the global market from emerging economies and low-cost producing countries are now driving companies to seek innovative solutions. One of the innovative solutions is to move towards a bio-based economy by implementing biorefinery strategies. However, a systematic approach unique to forest sector transformation is needed to enable forestry companies achieve their sustainability goals under risk and uncertainty related to future policy. One particularly important uncertainty is related to the future energy and climate policies that may be implemented in Canada and the USA in the near future.

This paper examines how government policies can influence strategic planning and decision-making. Policy instruments as well as policy scenarios are incorporated as inputs into a systematic analysis framework. The analysis framework enables to assess and evaluate the economic performance of four biorefinery alternatives (strategies) including Organosolv treatment (OT), Lignin precipitation (LP), Fast pyrolysis (FP), and High concentrated acid hydrolysis (HCAH). First, the economic performances are evaluated without considering government policy (baseline evaluation). Second, the economic metrics are evaluated under policy consideration. The results show that the most capital-intensive technology is HCAH, but can be cost competitive with government support. In the baseline economic evaluation, the Net Present Value (NPV) of HCAH b was negative. But by applying relevant policy instruments, the NPV of HCAH outperformed the NPV of both fast pyrolysis and lignin precipitation strategies. The analysis shows that policies are able to foster bioproduct development and biorefinery strategies through financial programs and incentives. The impact of a particular policy instrument on a given biorefinery strategy is a case-by-case context depending on the level of integration and on how important is the revenue streams coming from high-value products.

Whereas, most of the existing tools in the literature are designed to address policy issues at macro-economic level, the novel policy analysis framework is designed to analyze the impact of policy at micro-economic level.

The analysis framework provides a systematic for the industry including small and medium company to scan future policy impacting their business environment. Using such a planning approach, forest companies 1) will be able to foresee changes in the regulatory environment rather than only reacting to those changes afterwards; and 2) will be better equipped and prepared to react strategically in response to government regulatory and policy announcements.

Key words: Incentive, Policy, Forest sector, Policy instruments, Biorefinery, Bioeconomy, Climate Change,

INTRODUCTION

The exploitation of natural resources is projected to increase due to world population increases and accompanying production and consumption patterns of goods and energy [1]. If and when these resources are processed using current technologies, the emissions of greenhouse gases will increase accordingly and further stress the global climate system [1] [2] [3]. To answer these challenges, innovative solutions are needed, and a global shift to a low-carbon economy and clean growth strategies appears to be an appropriate and effective response to these challenges. The so-called low carbon economy is an aggregate set of economic operations in a society that uses the latent value incumbent in biological products and processes to capture new growth and welfare benefits for citizens and nations [4]. Whereas clean growth strategy means fostering economic growth and development, while ensuring that natural assets continue to provide the resources and environmental services on which our well-being relies [4]. However, in order to succeed this global shift, an efficient, coherent and innovative policy framework needs to be implemented that is supported by governments and the private sector [5].

The North American forest sector, especially the pulp and paper industry, has experienced significant economic challenges that have affected its competitive position in the global market. For this industry to regain its position and secure its competitive advantage, new strategies need to be considered. Among these, forest biorefinery strategies have emerged as an excellent candidate. Alongside the economic challenges, climate change is also a key driver in promoting a shift towards a bio-based economy. Both issues, as well as market dynamics and policy implementation need to be considered for implementation of biorefinery strategies. Stakeholders and industry leaders in the forest sector have a low interest in regulatory policies. Therefore, the sector minimizes its reliance on government policy [6]. On the other hand, energy and climate policy experts believe that policies are essential for this sector to thrive and remain competitive. They believe that existing stakeholders in the energy sector will face competition from new entrants who will take advantage of policy changes [7].

Forest sector stakeholders need to understand the policy cycle, and integrate it into their strategic planning. Using such a planning approach, forest companies 1) will be able to foresee changes in the regulatory environment rather than only reacting to those changes afterwards; and 2) will be better equipped and prepared to react strategically in response to government regulatory and policy announcements. In doing so, they will take advantage of the opportunities that will come along with government policy instruments [7]. Since the implications of energy, climate and other regulatory policies in the forest sector are still poorly understood, it is necessary to examine at what extent policies can influence strategic decision planning.

The objective of this paper is to develop a systematic analysis framework that assesses the impact of policy instruments on economic return of different forest biorefinery strategies, and to compare the economic outcomes obtained “under policy considerations” with those obtained “without policy considerations”. More specifically, this paper aims at 1) providing an overview of regulatory policy related to second-generation biomass, and to forest biorefinery development; 2) defining a rational set of policy instruments that should be considered when evaluating forest biorefinery strategies implemented in the pulp and paper industry; and 3) assessing and comparing the economic return on the investment of the four forest biorefinery strategies considering government instruments.

LITERATURE REVIEW

Climate change initiatives

A historic treaty to reduce greenhouse gas emissions under the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNCFCC) was signed in Kyoto as the Kyoto Protocol [8]. It was signed in 1997 and came into force in 2005. Since then, numerous initiatives have been taken around the world, and the protocol was ratified in 2010 by 141 country parties. All the efforts of Parties engaged in the Kyoto Agreement culminated at the 21st Conference of the Parties (COP21) held in Paris in December 2015 with another historic agreement " The Paris Agreement" [9]

COP21, A historic Agreement

COP 21 was the international summit held in Paris and gathered 195 countries. The conference ended with an international agreement on the fight against climate change. All participant countries validated the agreement, which is applicable to all countries. The agreement set a target of limiting global warming below the thresholds between 1.5°C and 2°C by 2100 compared to pre-industrial levels [9]. The agreement recognizes that the impacts of climate change are happening now and will continue to increase into the future. It also establishes a global goal for enhancing adaptive capacity, strengthening resilience and reducing vulnerability to climate change, while guaranteeing sustainable development [10]. Furthermore, it promotes adaptation approaches that are country-driven, gender-responsive and participatory, taking into consideration vulnerable groups, guided by both best available science as well as traditional and local knowledge [10].

As of 21 March 2017, 136 Parties have ratified of 197 Parties to the Convention. Since the 55 parties, accounting for 55% of global GHG emissions were needed for the agreement to enter into force, that threshold was achieved early on October 2016[9]. The Paris Agreement entered into force on 4 November 2016, just a head of COP 22 held in Marrakech [11].

Cap-and-Trade & Carbon Tax

Over the years, the initiatives and objectives of different countries in Europe and America have shown a genuine desire for the parties to align themselves with agreements and emission targets. Cap-and-trade and the carbon tax are often mentioned as promising measures that can incentivize the parties to meet their targets. Cap-and-trade is a system that sets a ceiling or limit on part of national emissions, allowing industry sectors and companies to buy and sell issued emission permits. These emissions permits are designated as credits. Carbon tax is a fiscal instrument to collect revenue in order to influence the consumption level of fossil-based resources. Given the direct relation between CO_2 emissions and fossil-based consumption, the two instruments aim at encouraging businesses and companies to reduce their carbon emissions. In particular, they are considered as instruments for internalising the external cost of CO_2 emissions [12, 13]. For these two instruments to become widely implemented they must be efficient, politically acceptable and administratively feasible. This is however not obvious, and therefore their national or global implementation process remains a challenge. Nevertheless, some experts are optimistic and they predict that policies based on these instruments will become effective [13, 14]. Moreover, some countries, e.g. Sweden, Germany, New Zealand, and Australia, have already set up their cap-and-trade system [15]. The European Union has implemented a trading system for almost a decade via two separate phases, and is now implementing Phase III (2013–2020)[16]. Cap-and-trade systems have not yet been implemented at the federal level in the US and Canada. However, trading initiatives have been put in motion by some US states and Canadian provinces. Alberta has recently introduced its own carbon tax, known as Bill 20. Quebec, Ontario and Manitoba have recently signed an agreement to link their cap-and-trade systems with California [17, 18]. These initiatives are part of the western climate initiative (WCI), which is a coalition of 11 Canadian provinces and US states [14, 19].

Review of Policy supporting bioeconomy in US and Canada

With the momentum driven by global climate change, the field of energy and climate change policy has become more dynamic than ever at state or provincial level, at national or international level. Currently, in the US and Canada, there are numerous provincial initiatives as well as federal initiatives in every subfield of energy policy[20]. Some of these initiatives are creating a shift towards the bio-based economy, and are convincing industries from across the economy to investigate the potential impacts on their business [20]. As climate policy continues to build such a momentum, there are still many questions that need to be addressed, e.g. how the forest products industry, particularly the pulp and paper industry can address climate policy, and how the industry can take advantage of future opportunities and become part of the climate change solution while securing its competitive position [21]. Some experts acknowledge that climate change policies can bring opportunities, but it may bring also new risks to the forest sector [20]. Therefore, investors and companies need to develop appropriate risk-hedging strategies that can foster the industry and put forest products in a competitive position.

Several studies have assessed how policy instruments can impact the forest sector in general, and in particular the pulp and paper industry. In the forest sector, scenario planning is increasingly used to develop policy scenarios, to evaluate their potential impacts and to address appropriate public policy responses [22] [23] [20] [24].

The future of North American forest products in the context of future energy policies was examined under three policy scenarios [22]. The study modeled policy scenarios including the national renewable electricity standard, the national policy of carbon constraints, and incentives for industrial energy efficiency. The study showed how a combination of policies can strengthen energy security and reduces CO_2 emissions. The authors concluded that energy and biomass price escalation could be subdued by including strong energy efficiency initiatives.

Another study assessed five policy initiatives with a large potential impact on the U.S. pulp and paper industry [23]. These policy initiatives included the national renewable electricity standard, the U.S. greenhouse gas (GHG) cap and trade system, the stronger national renewable fuels standards, the expanded state incentives for biomass pilot plants, and a more favourable taxation of forest property. The trends observed in that study confirmed the need for the pulp and paper industry to diversify its revenue streams through the additional production of biomass power, and biofuels or bio-chemicals as co-products next to the pulp and paper product line. The authors recognized that accelerating investment in new facilities such as biorefineries would put pulp and paper industry in a competitive position to take advantage from current trends and likely policy initiatives. Ruth et al., also assess the impacts of market-based climate change policies on the US pulp and paper industry. The findings indicate that under a wide range of specifications and policy assumptions show that carbon emissions from fossil fuel use per ton of product are likely to decline. But, when combined with investment incentives, an additional cost-effective reduction in carbon emissions per ton of product will be realized. However, expected increases in output from the industry are likely to be higher than the reductions in energy and carbon intensities [25].

Another study illustrated the dynamic forces that are reshaping the new business context (recent spikes in the prices of energy and food commodities) [20]. The study provided insights into the complex array of issues related to climate change. It underlined that the world is now entering an era in which natural resource constraints; environmental policies and the shift in consumer values will create unprecedented demands on the private sector. The authors pointed out risks related to climate change policies, but they also recognized that climate change presents a potentially game-changing opportunity for the forest products industry through (1) new markets and products, (2) competitive advantages in relation to carbon-intensive substitute materials, (3) enhanced forest productivity, (4) increased demand for sustainable forest management, and (5) green preferences. The authors then concluded that with the right regulatory frameworks in place, both internationally and nationally, the forest products industry could be a major solutions provider to climate change while seizing some of the greatest market opportunities.

It is clear that sustainable development of bioproducts in the forest industry sector does not only depend on technical progress but on future energy and climate policies under a modified business-as-usual context as well [24]. Appendix A gives an overview of policy programs in the US and in Canada [26-29].

Barriers and drivers to biorefinery implementation

The Canadian pulp and paper industry has some key competitive advantages including abundant access to competitive wood fibre, a stable and diverse energy supply, a trained workforce and strong community support. The integration of the biorefinery is considered as a way to reinvent the forestry industry through the use of existing infrastructure, product diversification and rural economic development support. However, there are some other key issues that would undoubtedly need to be considered in the Canadian context. Mills located close to the electricity grid can produce and sell electricity. Mills located in rural areas may engage in partnerships including both forest and agricultural biorefineries. Furthermore, collaboration with different actors such as technology providers, product development experts, market experts, and partnership with existing and mature supply chains may be beneficial.

Statistics Canada conducted three bioproduct development surveys that studied barriers to the development and production of bioproducts according to Canadian bioproduct firms [30]. A lack of financial capital was rated as the greatest barrier, followed by costly and lengthy regulatory approval for technologies. The cost to supply biomass to the facility, including transportation cost and dealing with inconsistencies, was identified by bioproduct firms as the third most important barrier to development. These barriers did not change between 2003 and 2009, and likely

attributed greatly to the slow pace of advanced bioproduct development in Canada. Janssen et al. held a panel with experts from both the Canadian and US forest sector [6]. The experts were asked to establish the order of importance of drivers of and barriers to implementation of the biorefinery using Analytic Hierarchy Process (AHP), a well-established multi-criteria decision analysis method. Among these drivers and barriers, those related to policy received the lowest ranking and provided evidence that the forest sector wants to minimize its reliance on government policy.

In the EU, the policy framework has encouraged the development of district energy systems, which use much of the available biomass. This has however led to a shortage of biomass for other uses. Moreover, other legislation encourages the use of imported pellets. The renewable fuel standards (RFS) in the US, especially RFS2, is encouraging the use of second-generation biomass for very low added value products (e.g. bioethanol or biobutanol)[31]. Contrary to these situations, biomass is expensive in Canada and it is not a good long-term business proposal to invest in expensive resources for the production of low added value products. Furthermore, Canada is not in an optimal position because its pulp and paper mills are older and saw mills are small family-owned businesses. In this context, businesses may invest in production capacity for bioproducts that have low market and technology risks. However, Canada does not have a good model for investing in large production capacities (e.g. biofuel production facilities). Furthermore, such investment is neither taking advantage of the competitive advantage that the pulp and paper industry has in Canada, nor an appropriate risk-hedging strategy.

Many researchers and studies recommended to not go for commodities such as bioethanol or biodiesel [Ref: still looking credible reference]. Almost 80% of the current commodities that the industry is producing (i.e. wood-based products) are exported to the US [32, 33]. They have argued that at this export rate and small profit margins, the Canadian industry is vulnerable under the NAFTA agreement [34] and when prices go down, or when the Canadian dollar soars, its mills risk shutdown. Therefore, the Canadian forest industry cannot replicate the commodity-based business model (i.e. as the commodity pulp & paper model) for the biorefinery. Canada's business model for a successful implementation of the forest biorefinery will be one that promotes smaller capacities of added-value product manufacturing. The sector should address the following question: what do we do with the existing core business? The answer to that question is to examine carefully which pulp and paper mills may survive in the longer term. These mills can consider an integrated biorefinery strategy.

The Canadian government launched an action plan known as "Turning the corner", which was a very ambitious climate change action plan[35], but since then there have been no new developments in climate change policy in Canada. It can be argued that this approach does not skew where companies invest. Canada is well positioned to support new biorefinery development, and when it decides to bring a policy into place, it should take into account NAFTA collaboration and its obligation under NAFTA. Any future policy that will be enacted must equally favour bio-based chemicals, bio-based biomaterials, and biofuels. So whether the industry focuses on producing added-value products or commodity biofuels, such a policy should allow the same GHG reduction benefits. Furthermore, short-term operating cost subsidies and policy instruments are good but not preferable, because they skew the markets and the investments. Long-term policies, such as carbon emissions trading or carbon taxes, are likely preferable. Appendix A gives an overview of policy programs in the US and in Canada [26-29].

Modeling Policy and critical analysis

Policy makers and analysts often use macroeconomic models to assess the benefits and drawbacks of a given policy as well as its feasibility, acceptability and the implementation capability at regional, national or international levels. However, modeling the future of an economy is very uncertain due to the lack of data, and due to the difficulty associated with realistic representation or prediction of consumer behaviour and preferences in response to future policies and technologies [36]. Nevertheless, policy decisions need to be made and policies need to be designed. Therefore, analysts develop models and apply them to real problems such as climate change, with the hope of getting more insights to improve the policy-making process. Despite the uncertainty, the use of models has led to a better understanding of complex problems related to policy evaluation and the probable impact of policies [37].

There are several tools, including CIMS [38], MARKAL [39]and NEMS used in modelling policies at the macro- as well as at the micro-economic level. CIMS is a technology-explicit, behavior simulation model and is similar to the NEMS model. All these models have a macro-economic equilibrium capability meaning that they can simulate the supply-demand equilibrium of selected goods, ignoring adjustments in the rest of the economy [37].

Macroeconomic modeling tools are really essential to model systeme interaction and systeme dynamic in the society. Thus, there is need for the investors, entrepreneur, economic operator and a lambda citizen to understand and interprete whenever possible the impact of the designed policies on their local communities. However, there still lack of modelling tools to address specific policy questions at a micro-economic scale, such as the real impact on the local pulp and paper or local on-farm and off-farm activities. The existing and conventional macro-economic policy analysis tools are not suitable tools to efficiently 1) evaluate specific techno-economic and financial challenges facing a given local company, 2) assess the potential impact of a given government policy instrument/incentive on that company.

This paper provides a systematic analysis framework enabling policy analysis at the micro-economic and local business level. The framework can guide and support small or medium businesses to assess the potential impact of any given government policy, can address question such as: 1) how will a given government incentive such as a production tax credit on biofuel impact a specific medium company local company in Ontario? 2) how will a carbon trading system impact a given pulp and paper mill located somewhere in Quebec? 3) To what extent can a government incentive on clean power production influence strategic decision-making of a local business entrepreneur?

Classical techno-economic & its limit to address policy analysis

Among the micro-economic analysis tool for analyzing the impact of policy at company level, techno-economic analysis, also known, as the feasibility tool is a suitable tool. In fact, techno-economic analysis is a technique in which technical aspects of a given project/ company are coupled to the economic aspects to help understand how the physical process relates to the cost of producing a product or a service. In other words, techno-economic analysis is a conventional approach in which the technical performances of a system are analyzed and the results are used to assess the economic performance of that system [40]. The main steps of techno-economic analysis are as follow: first, basic theoretical process configuration are developed, second mass and energy balance are performed; and third, the cost estimation enables the investment cost and the production cost to be determined. With rising interest in renewable resources, many techno-economic studies have been carried out in the literature including by NREL and other US national laboratories to evaluate biorefinery projects [41-46].

However, in order to help company evaluate their project under policy consideration, advanced techno-economic analysis approach is needed. The approach that can incorporate policy incentives, subsidies and other government instruments into the techno-economic model is needed. In fact, when evaluating a given project or strategies, the classical techno-economic analysis does not systematically considered the economic potential of government programs and incentives.

A review of several techno-economic studies including eight techno-economic analysis by NREL, PNNL and other US national laboratories revealed that the analyst usually apply common assumptions termed as "n^{th}-plant" assumptions. The commonly used assumptions do not consider any policy or incentive systematically [41-46]

In fact the so-called n^{th}-plant assumptions are the harmonized assumptions around techno-economic practitioner, chartered by the US-DEO under the « Harmonization Initiative » which brought together modeling partners from NREL, Argonne National Laboratory (ANL), and Pacific Northwest National Laboratory (PNNL) to harmonize their assumptions and their conceptual models around techno-economic analysis [43].

Commonly used assumptions in classical techno-economic analysis

Policy instruments are vehicles through which governments drive business investment, encourage research and development, and spur innovation, productivity improvements and product commercialization. Due to the uncertain nature of future government subsidies and incentives, classical techno-economic studies do not systematically

consider future government policy instruments. This is why analysts use common assumptions such as: 1)no subsidies are provided; 2) no premiums are given; and 3) no credit on the reduction of GHG emissions is given.

However, there are some opportunities linked to government incentives and subsidies. In fact, many biorefinery technologies are still under development, and for these technologies to reach commercial scale, gouverment support are needed through various economic instruments, in order to reduce production cost, improve market competitiveness and achieve market-driven prices for biorefinery-based products. Since the elaboration of the Canadian Innovation Roadmap [47, 48], Canada became increasingly aggressive at all levels of government to implement policies and programs aimed at revitalizing the forest industry. The government policies and programs also aimed at facilitating the shift towards a strong and sustainable bioeconomy to make Canada more attractive for investment in order to drive long-term economic performance and job creation[49]. The importance of government programs and subsidies including special and tax systems are obvious.

The changes to date in Canada's tax system, including the reduction in corporate income taxes and investment (such as the three-year write-off for capital investments through the accelerated cost of capital allowance (ACCA)) have been widely encouraged and supported by Canada's business community as key tools for driving innovation. Such an instrument, called MACRS (Modified Accelerated Cost Recovery System), has been available in the US for all industry sectors and was put in place to help US industries recover from the recent economic crisis. It allows 3-year, 5-year write-off or 15-year write-off for capital investments through greater accelerated depreciation over a short time period.

Commonly used assumptions versus identification policy instruments

The forest biorefinery (FBR) technologies are capital-intensive making them usually less competitive compared to well-established fossil-based technologies. The need for policy instruments seems necessary to reach commercialization stage, because these biorefinery technologies will otherwise not be competitive. The policy instruments that are proposed and analyzed within the case study have been selected among a wide range of past and existing policy instruments that have been active or still are active in the US and Canada[26-29] (see Appendix A).

Table 1: Key commonly used assumptions and policy instrument identifications

Baseline parameters	**Classical assumptions**	**Different economic feasibilities based on economic potential of policy instruments**
Subsidies	No subsidy – This means that subsidies have not been considered in the previous baseline assessment.	There is a potential to take advantage of government incentives and subsidies such as: ▪ Investment tax credit (ITC) ▪ Production tax credit (PTC): such as eco Energy for biofuels
Premium on bioproducts	No premium – This means that premiums have not been considered in the previous baseline assessment.	There is a potential to take advantage of government incentives such as: ▪ Premium on biofuel such as ecoEnergy for biofuel and others

Premium green electricity	No premium – This means that premiums on green electricity have not been considered in the previous baseline assessment.	There is a potential to take advantage of government incentives such as: ▪ Premium on green power such as Feed-in Tariff (FIT) and others
Carbon credit on GHG emissions	No Carbon credit – This means that carbon credits have not been considered in the previous baseline assessment.	There is a potential to take advantage of government fiscal instrument such as: ▪ Social Carbon Cost (SCC) and othersj
Depreciation	Linear depreciation – This means that the depreciation model used in the previous baseline analysis was only the straight-line depreciation. But in this case study, another depreciation and amortisement model has been applied.	There is a potential to take advantage of government income tax incentives such as: ▪ Accelerate Depreciation and Amortization ▪ Accelerate Cost Allowance and others

The authors are not proposing new policy options or policy scenarios where their legal feasibility, political viability, cultural feasibility technical feasibility and other commonly used evaluation criteria should be assessed[50]. By considering existing policy instruments, the question about the legal feasibility aspects, political viability aspects, cultural feasibility aspects and technical and administrative feasibility aspects of considered policies are not any more an issues to deal with in this paper. The reviewed policy instruments presented in the Appendix was used as a database to 1) do a critical and comaprative analysis between available programs and policies in the US and Canada; and 2) identify relevant set of policy instruments that have an economic potential to affect positively or negatively the techno-economic analysis. To identify that set, following questions have been addressed: 1) what are the policy instruments that have the potential to foster bioproducts development and bioeconomy growth in North America? And 2) among the reviewed policy instruments (see appendix A) what are those that show a potential to particularly impact forest industry operation and investment in US and Canada?

The table below (Table 1) summarizes some key commonly used assumptions in the classical techno-economic analysis, and how specific policy instruments can fill the gap. In order words, the table shows how the classical techno-economic analysis can be improved with different feasibilities supported by the economic potential of the specificity of some policy instruments. The relevant set of policy instrument is summarized in (Table 2) and the (Table 3). Whereas the table (Table 4) presents a set of combined policy (The combination is based on the mutually exclusive criteria and is based on the combination of non-rivalry and non-excludability policy instruments. For example the company cannot get at the same time the ITC (the investment tax credit) incentive and the CRCE or ADA because: 1) ITC is capped with maximum amount; 2) All those policy instruments are not mutually exclusive. This means that a given project cannot both ITC and CRCE, because they are mutually exclusive.

.

Table 2: Policy instruments applicable to the case study - Part 1

Ref.	Policy Instruments	Definition & Description	Enacted Place	Equivalent Policy in Canada or Us	Point of Impacts on Economic Model (Economic Variables)	Status and Expiration Date
[51] [52]	SCC (Social Cost of Carbon)	The SCC means Social Cost of Carbon. It is an estimate of the economic damages associated with a small increase in (CO2) emissions, conventionally one metric ton, in a given year	USA	SCC can be compared to California-Quebec carbon trade system	Social Cost of Carbon representing the damages avoided on each metric ton of CO2 emission reduction: 36 $/ metric ton (2007 $) [52]	No sunset dates
[53] [54] [55] [56]	Feed-In Tariff (FIT), also known as: Generation Standard Contract Act (US-GSC Act, Advance renewable Tariffs (ARTs)[55]; or as Renewable Energy Payments (REPs)[56]	Feed-in tariff is an Ontario government incentives to support "green Power" producers	Canada (Ontario)	The equivalent US Policy is the GSC (Generation Standard Contract Act.), which is similar to PTC[57] in different US-States with $22/MWh for first 10 years of operation for (Closed-loop biomass, wind, etc.); and $11/MWh for first 10 years of operation (for Open-loop biomass, landfill gas etc.)[29]	Electricity price: $0.13/kWh [54] Biomass power produced	No sunset dates: Is expected for a long period
[57] [29] [58] [31] [59]	PTC: Production Tax Credit.[58] The US-PTC program is equivalent the Canadian ecoEnergy program[59].	Canadian Program ecoEnergy for biofuel is comparable to Renewable Fuel Standard 2 (RFS2), specially comparable to Biofuel RINs (Reference Identification Numbers)[31]	US	The US-PTC program is equivalent the Canadian ecoEnergy program. In fact ecoENERGY (Biofuel and Renewable Energy) is Federal programs that provides incentives for renewable fuels producers & renewable power producers.	ecoEnergy for biofuels provides a supplement to biofuel price (Bioethanol : 0.10 $/L Biodiesel : 0, 20$/L). Whereas the ecoEnergy for electricity provides a supplement to renewable Power price with 0.01$/kWh. All the supplements are Tax Free.	9 years for the ecoEnergy for biofuels (2008 - 2017) and 13 years for the ecoEnergy for electricity (from 2008 to 2021)

Table 3: Policy instruments applicable to the case study- Part 2 (Continued)

Ref.	Policy Instruments	Definition & Description	Enacted Place	Equivalent policy in Canada or US	Point of Impacts on Economic Model (Economic Variables)	Status and Expiration date
[60] [61]	US-ITC (Investment Tax Credit) is equivalent the Canadian SE&ED ITC [60]	ITC - Investment tax credits help offset upfront investments in projects and provide an economic incentive to reduce Capital Investment Cost	USA	The equivalent to US-ITC in Canada is ITI (Income Tax incentive). There are three main Income tax incentives: ACCA (Accelerate Capital Cost allowance); CRCE (Canadian Renewable and Conservation Expense); and SR&ED (Scientific Research & Experimental Development)[60]	ITC has an impact on the Capital expenditures (CAPEX). This incentive depends on the type the project: 30% of qualified capital expenditures; or 10% of qualified capital expenditures	No expiration date
[62] [63]	CRCE (Canadian Renewable and Conservation Expense)	CRCE Promotes the development and conservation of sources of renewable energy, and is able to include intangible expenses such as feasibility studies, negotiation, regulatory, site approval costs and testing, etc.	CANADA	This policy is equivalent to the US Investment Tax Credit program that supports capital expenditures (CAPEX) up to 30% of the CAPEX.	With CRCE at least 50% or more tangible costs are reasonably expected to be allocated to different type of the assets (Class 43.1 or 43.2 Assets)[62]	CRCE as a deductible pool of expenses with tax treatment similar to that of Canadian exploration expense ("CEE") under Section 66 of the Income Tax Act (Canada) (the "Act"): No expiration date
[64] [65] [66]	ADA (Accelerate Depreciation and Amortizement) Or ACCA (Accelerate Cost Allowance) -	The ACCA allows businesses to write off these investments against taxable income more rapidly and ADA allows businesses to depreciate their investments completely over a three-year period, allowing them to deduct almost 42 cents more per dollar invested. This provides an additional return on capital of approximately 12-15 per cent.	CANADA	The ACCA is equivalent to the Modified Accelerated Cost-Recovery System **(MACRS) + Bonus Depreciation (2008-2013)[66]**. The Bonus depreciation is the federal Economic Stimulus Act of 2008, enacted in February 2008, and included 50% first-year bonus depreciation.	Any investment in manufacturing and processing machinery and equipment (class 43.2 assets) qualifies for the two-year write-off. This accelerated depreciation measure is subject to the half-year rule, which means that 25 per cent of the cost of the asset can be depreciated the first year, 50 per cent the second year, and 25 per cent the third year.	ACCA has been a feature of mining sector taxation in Canada for decades. The initiative was renewed and will run until 2017-2018

Table 4: Combination of policy instruments as Policy scenarios applicable to the case study

Combined Policy Scenarios	**List of Combined Policy Instruments that are non-mutually exclusive**	**Definition & Description**	**Point of Impacts on Economic Model (Economic Variables)**
Policy Scenarios (Group A)	▪ FIT: Feed-In Tariff ▪ PTC: Production Tax Credit ▪ SCC: Social Cost of Carbon ▪ CRECE: Canadian Renewable and Conservation Expense	The combination is based on the mutually exclusive criteria and is based on the combination of non-rivalry and non-excludability policy instruments. For example the company cannot get at the same time the ITC incentive and the CRCE subsidy (MACRS subsidy) or ADA because: 1) ITC is capped with maximum amount; 2) All those policy instruments are not mutually exclusive.	▪ FIT: has an impact on the revenues by increasing the revenue stream from electricity with 0,13$/kWh incentive. ▪ PTC: has an impact on the revenues by increasing the revenue stream from bioethanol with 0,10$/L incentive ▪ SCC: has an impact on the revenues by increasing or decreasing the revenue stream from GHG credit or penalty ▪ CRCE: has an impact on the CAPEX (capital expenditures at least 50% or more tangible costs are reasonably expected to be allocated to different type of the assets (Class 43.1 or 43.2 Assets) and refunded ▪ ADA: has an impact on the CAPEX by accelerating the depreciation rate, which 25% of CAPEX depreciated the first year, 50% second year, and 25% the third year
Policy Scenarios (Group A)	▪ FIT: Feed-In Tariff ▪ PTC: Production Tax Credit ▪ SCC: Social Cost of Carbon ▪ ADA: Accelerate Depreciation and Amortizement		

MATERIALS AND METHODS

Description of policy analysis framework

Figure 1 shows the framework analysis for the assessment of the impact of policy instruments on the economic viability of biorefinery strategies. The framework follows a three-step approach. First, the biorefinery process and business strategies are defined based on company long-term vision. Then the strategies are assessed under normal market condition (with out considering subsidies and other policies) using techno-economic analysis. Second, government programs and policy instruments supporting the bio-based economy are reviewed and modelled, and are imbricated with the classical techno-economic model developed during the first step. The potential impacts of policy instruments on the forest biorefinery strategies are then evaluated using the policy analysis tool. Third, the impacts of a particular policy instrument on a given biorefinery strategy are measured by comparing the baseline economic outcomes (especially intern rate of return) and the economic outcomes under the given policy instrument. The internal rate of return (IRR) and Net Present value are the most popular economic indicators in the forest sector. The authors have chosen to provide only the IRR results, because NPV and IRR are linked mathematically (IRR is the interest rate at which NPV = 0) and they both show the same trend. The IRR is among the most known economic indicator in the forest sector.

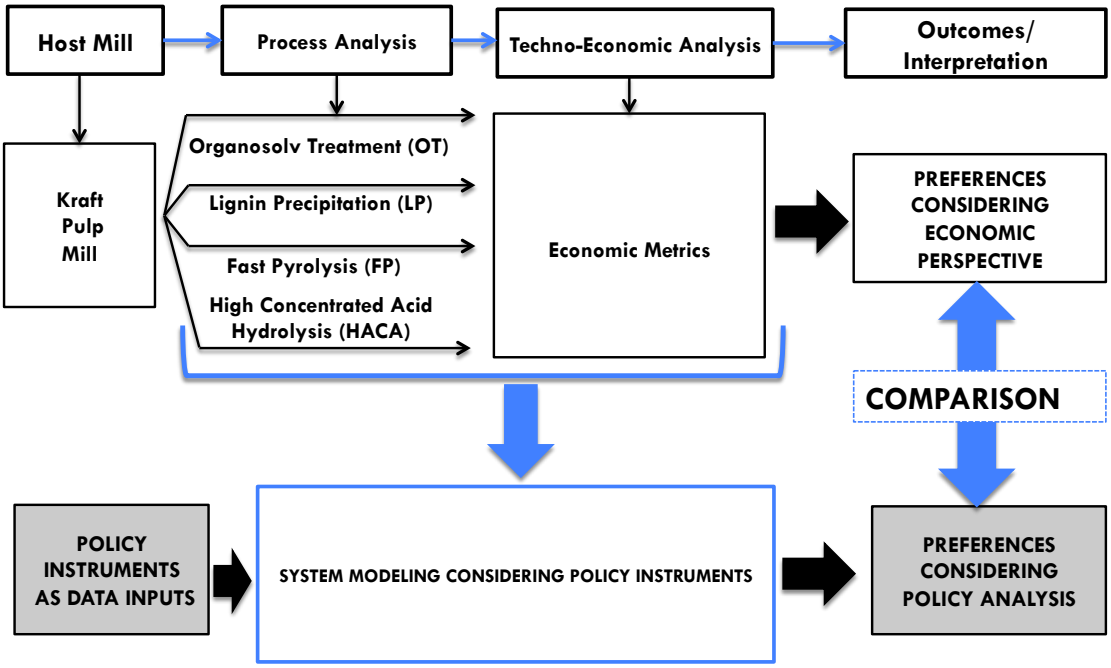


Figure 1: Analysis framework

Case study: Existing Kraft mill context

The case study is a concrete assessment and integration of four-biorefinery technologies into the existing paper and paper mill. The Kraft pulp process produces about 1000 tonnes per day of pulp from about 2000 tonnes of softwood chips per day as input. The complete details and information related to this case study have been presented in previous papers including Sanaei et al., and Batsy et al., [67-71]. The four-biorefinery technologies considered are the following: organosolv treatment (OT) technology, lignin precipitation (LP) technology, fast pyrolysis (FP) technology, and high concentrated acid hydrolysis (HCAH) technology. One of the main characteristics of the mill is that this particular mill is energy self-sufficient using its own electricity produced by the existing combined heat power (CHP) unit.

Biorefinery alternatives and process integration

a. Lignin precipitation (LP) process

This technology enables to extract and precipitate lignin out of Kraft black liquor. The process extracts 15% of black liquor from the main stream, which the equivalent of 386 tonnes per day of black liquor extracted. The precipitated lignin is phenolated using phenolation process [72], which consists of activating phenolic group sites to get a reactive lignin that can replace fossil-based phenol as a feedstock in the production phenol-formaldehyde resins. The Lignin precipitation is linked the existing Kraft process through the black liquor stream.

b. Fast pyrolysis (FP) process

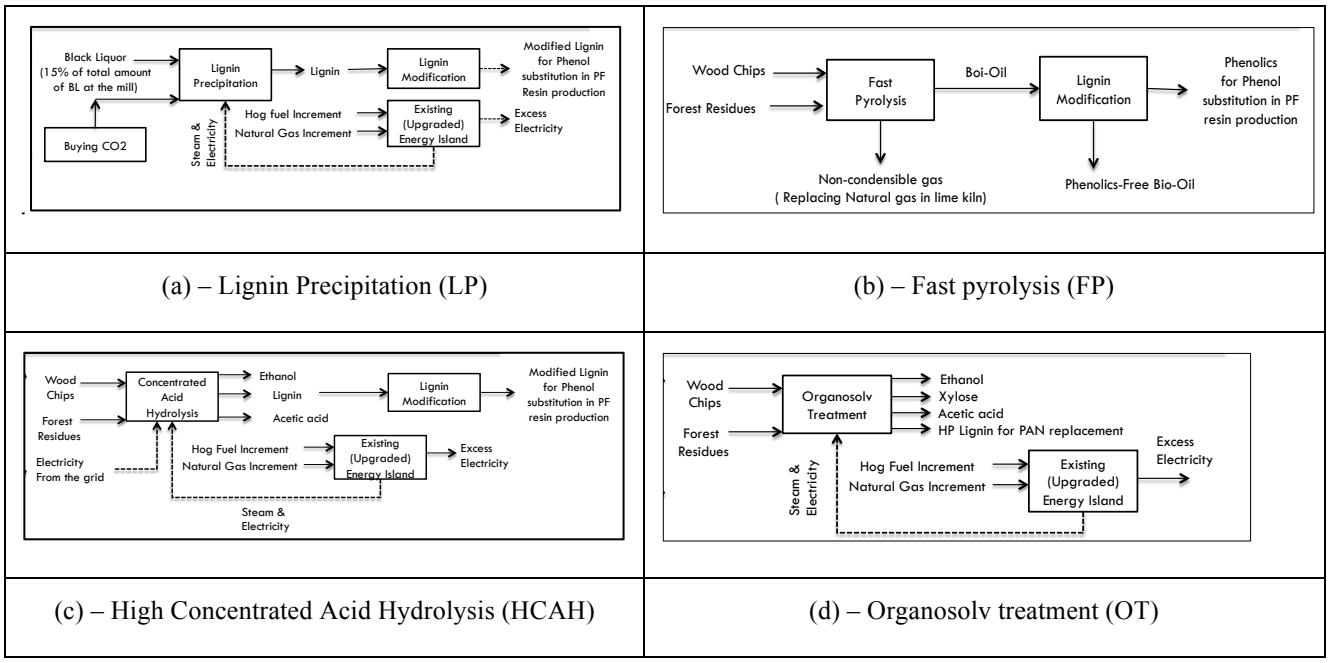
This technology consists of producing pyrolysis oil from the wood and forest residues. Ultimately, the pyrolysis liquid is transformed in Boi-oil derivatives: pyrolitic lignin and lignin free-boil obtained through methylolation process [72]. The process input capacity is 223 tonnes per day of wood chips and 642 tonnes per day of forest residues. The integration is done in parallel vis-à-vis the existing Kraft mill process.

c. High concentrated acid hydrolysis (HCAH) process

This technology enables to produce 3 products, which are precipitated lignin, acetic acid and ethanol. Lignin is phenolated using phenolation process, which consists of activating phenolic group sites to get a reactive lignin [72]. The modified or phenolated lignin can displace fossil-based phenol as a feedstock in the production of phenol-formaldehyde resins. The process input capacity is 223 tonnes per day of wood chips and 642 tonnes per day of forest residues. The integration is done in parallel vis-à-vis the existing Kraft mill process.

d. Organosolv treatment (OT) process:

This technology enables to produce 4 products, which are HP (High Purity) Lignin, acetic acid, ethanol and xylose from wood and forest residues. The lignin obtained from organosolv treatment is considered pure and good enough to displace Poly acrylonitrile (PAN) in the market segment of carbon fibre production. The process input capacity is 223 tonnes per day of wood chips and 642 tonnes per day of forest residues. The integration is done in parallel vis-à-vis the existing Kraft mill process.



(a) – Lignin Precipitation (LP) | (b) – Fast pyrolysis (FP)

(c) – High Concentrated Acid Hydrolysis (HCAH) | (d) – Organosolv treatment (OT)

Figure 2: Illustration of biorefinery strategies: (a) Organosolv treatment; (b) Fast pyrolysis; (c) High concentrated acid hydrolysis; (d) Lignin precipitation

Process simulation – mass & energy balance

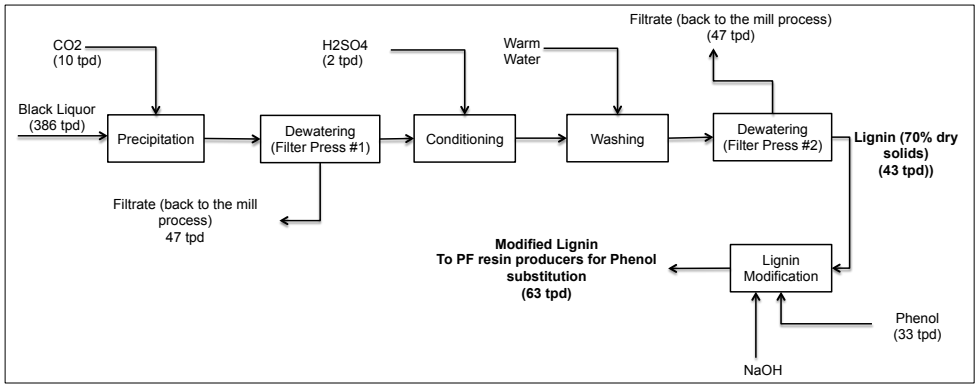
Simulating and modeling the process is important in order to get a good idea of how the process will work under certain conditions or physical constraint. To this end, suitable software must be used with an appropriate database under which the processes can be modeled. An appropriate database should include best thermodynamic data for separations and properties for wood components such as lignin, cellulose and hemicellulose. Simulating process cases allows solving situations with many components, many recirculation flows and different scenarios with relative ease. This is the main purpose of computer simulation. The main

simulation program that has been used is Aspen Plus V7.3 because of its simplicity and the fact that it now allows to simulate different biorefinery components such as lignin and cellulose. Reference simulation models were provided by NREL back up files including Aspen Plus and the Excel Spreadsheet [73, 74]. The US-DOE and US national laboratories have built one of the first biorefinery simulations with a complete set of Aspen plus physical property database for biofuels Components.

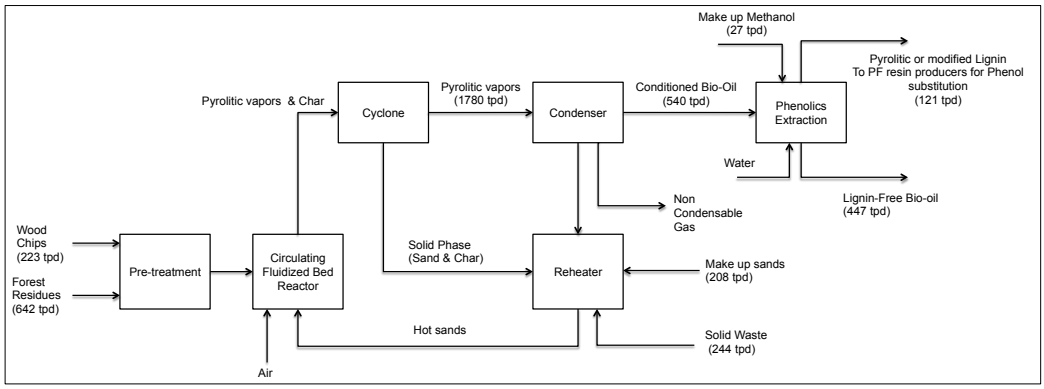
For the mass balance calculations, preliminary mass balances were calculated manually. Excel flow sheets were considered sufficient for the different scenarios because of the limited quantity of flows and components, and the few reactions occurring in the different processes. After completing the different Excel spreadsheets for each technology, the different biorefinery processes were modeled using Aspen. The mass balance results from the Excel spreadsheets were then compared to the results obtained by the simulations.

For the energy balances, the energy demand of different equipment's for each technology was evaluated using the Aspen simulations. This allowed obtaining results faster and in relative consistent manner for the energy balances. Once the energy balance values around each biorefinery equipment were computed, the data were integrated into the mill-based energy modeling system, which was provided by engineers working at the mill's energy department.

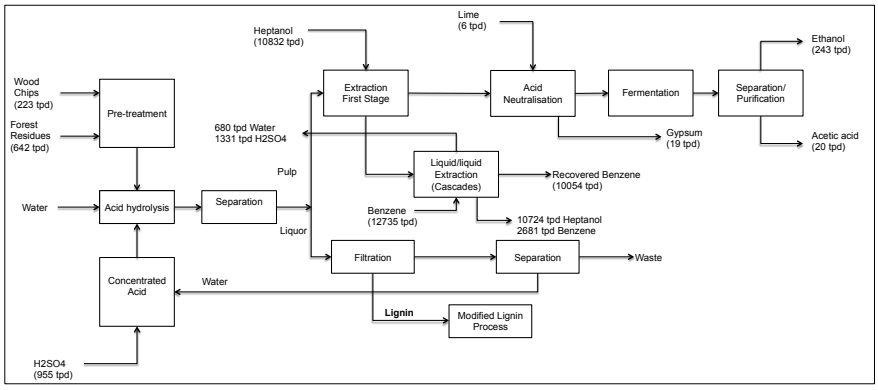
The mill's energy department provided the Excel spreadsheet to estimate the different types of steam need including High-Pressure steam (HP), Medium-Pressure (MP) steam and Low-pressure steam. These mill-based energy modeling system and Excel spreadsheet provided necessary data to estimate the amount of energy required from the integrated combined heat power unit.



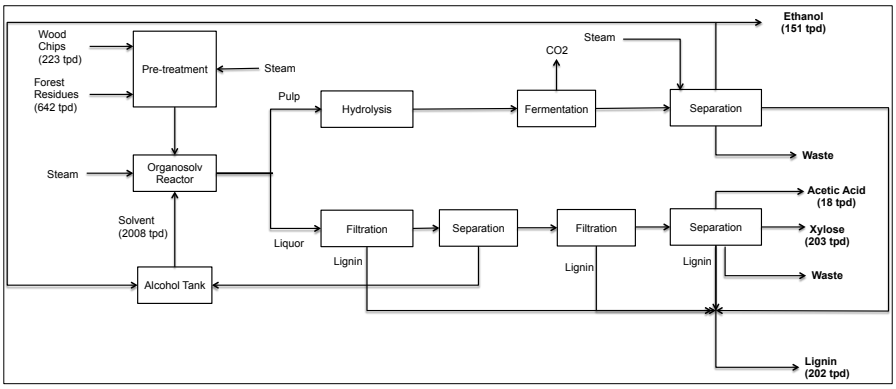
(a) – Detailed lignin precipitation diagram flow



(b) – Detailed fast pyrolysis process flow



(c) – Detailed high concentrated acid hydrolysis process flow



(d) – Detailed organosolv treatment diagram flow

Figure 3: Illustration of simplified process flows

Table 5: Summary of main mass inputs and outputs phase II

Forest Biorefinery Strategy	Main Inputs (Raw materials)	Main Outputs at Phase II (Products)
Organosolv treatment	▪ Wood (78 050 t/y) ▪ Forest residues (224 700 t/y) Organosolv solvent (702 800 t/y)	▪ Lignin (91700 t/y) ▪ Ethanol (53200 t/y) ▪ Xylitol (55419 t/y) ▪ Acetic acid (6300 t/y) Excess electricity produced (35200 MWh/y)
Fast pyrolysis	▪ Wood (78 050 t/y) ▪ Forest residues (224 700 t/y) ▪ Sand (72 800 t/y) ▪ Methanol (9450 t/y)	▪ Lignin-Free Boi-oil (156240 t/y) ▪ Pyrolitic lignin (43350 t/y) Excess electricity produced (16000 MWh/y)
Lignin	▪ Black liquor (134 100 t/y) ▪ CO2 (3500 t/y)	▪ Kraft modified lignin (22050 t/y)

precipitation	H2SO4 (700 t/y)	Excess electricity (16600 MWh/y)
High concentrated acid hydrolysis	▪ Wood (78 050 t/y) ▪ Forest residues (224 700 t/y) ▪ Sulphuric acid (465 850 t/y) ▪ Solvent (3 791 200 t/y) Benzene (4 457 250 t/y)	▪ Modified Lignin (188790 t/y) ▪ Ethanol (77000 t/y) ▪ Acetic acid (7000 t/y) Electricity consumed from the grid (1600 MWh/y)

Table 6: Summary of balanced electricity produced to/or consumed from the grid

Forest biorefinery strategies	Excess electricity produced to the grid (MWh)	Excess electricity consumed from the grid (MWh)
Organosolv Treatment (OT)	35200	
Fast Pyrolysis (FP)	16600	
Lignin Precipitation	16000	
High concentrated acid hydrolysis		1600

Classical Techno-economic analysis and results summary

Techno-economic assessment is a conventional and well-established method that analyzes technical performance of a system via mass and energy balances, and uses those performance outcomes to assess economic performance of the system [40]. The details of major assumption used for the classical techno-economic assessment of the four-biorefinery technologies considered in this case study can be find here [75]. The table below presents the economic results under no policy consideration.

Table 7: Summary of baseline techno-economic analysis results [75].

Economic Metrics	Lignin Precipitation	Fast pyrolysis	High Concentrated Acid Hydrolysis	Organosolv Treatment
Capital Cost (CAPEX) (M$)	27	183	238	243
Annual Operating Cost (OPEX) (M$/y)	23	43	239	56
Annual Revenue (M$/y)	28	89	282	190
Internal Rate of return (IRR)	8%	11%	N/A	24%

Modeling Policy analysis

Policy analysis model is a micro-economic model that combines engineering and classical techno-economic analysis with a detailed representation of each process mass flows, energy flows and the integrated technical economic performances. In order to simulate the impact of the selected set of policy instruments, each policy is considered and analyzed separately as the sole data input into the FBR techno-economic model.

First, the specific economic variables that characterize the policy instrument are identified. For instance, if a production tax credit such as ecoEnergy for biofuel and renewable energy is considered [59], the economic variables that characterize this instrument are $0.10 tax credit for each liter of bioethanol produced, $0.20 tax credit for each liter of biodiesel produced and $0.01 tax credit for each kWh of green electricity sent to the grid.

Second, the process variables or process streams (or mass flows & energy flows) impacted by the policy are identified as “points of impact” (see Table 8). For instance, in the case of the ecoEnergy instrument, the total amount of excess electricity produced on-site and the total amount of biofuels produced on-site are the process variables that are impacted.

Third, all other things remaining equal, the specific variables impacted by the policy under study are updated accordingly and incorporated into the techno-economic model.

Fourth, the policy analysis model is run for each policy instrument separately, with the principle of: "all other things (data) remain equal, except the variables impacted by the policy instruments – which are updated eventually".

Fifth, the set of selected policy instruments are classified into two groups. The policy instruments that are non-conflicting and non-mutually exclusive are combined together (see Table 4). Then FBR the policy analysis model enables to run for the set of combined policy of combined policy.

Sixth, the performance of each policy instrument is compared to the baseline economic performance – in order to contrast and see how significant are the results obtained under policy consideration compared to the baseline results (economic performances). Further more the comparison is done with the combined policy outcomes.

Table 8: Identified economic parameters that can impact the baseline economic model

A list of identified point of impacts on the baseline Techno-economic model (economic variables)
▪ ***The Social Cost of Carbon (SCC)****: has an impact on the revenues by increasing or decreasing the revenue stream from GHG credit or penalty (i.e. 36 $/ metric ton (2007 $). – (See Appendix A).* ▪ ***Tariff Feed-In Tariff (FIT):*** *has an impact on the revenues by increasing the revenue stream from electricity with 0,13$/kWh incentive.* ▪ ***Production Tax Credit (PTC):*** *has an impact on the revenues by increasing the revenue stream from bioethanol with 0,10$/L incentive.* ▪ ***ITC (Investment Tax Credit):*** *has an impact on the Capital Expenditures (CAPEX). This incentive depends on the type the project: 30% of qualified capital expenditures; or 10% of qualified capital expenditures.* ▪ ***Canadian Renewable and Conservation Expense (CRCE):*** *has an impact on the CAPEX (capital Expenditures) at least 50% or more tangible costs are reasonably expected to be allocated to different type of the assets (Class 43.1 or 43.2 Assets) and refunded* ▪ ***Accelerate Depreciation and Amortizement (ADA):*** *has an impact on the Capital Expenditures (CAPEX) by accelerating the depreciation rate, which 25% of CAPEX depreciated the first year, 50% second year, and 25% the third year*

RESULTS AND DISCUSSIONS

Figure 4 shows the results for the two groups of policy instruments, those having impact only on operating cost (OPEX) and those having impact only on capital expenditures (CAPEX). It shows that the IRR of each technology improves for each policy instrument when compared to the baseline IRR. However, the policies impacting OPEX show lower performance compared to those having impact on CAPEX. This means that government policy instruments that subsidize capital expenditures are preferable over those subsidizing operating cost reduction. An expert panel [75] was of the opinion that the IRR should be high because there are still numerous technology risks and market risks around process and product development, and therefore the targeted IRR value was set at 25%. The most capital-intensive technology is HCAH, but can be cost competitive with government support. In the baseline economic assessment, the IRR of HCAH was not available because the net present value was negative. But by applying relevant policy instruments the IRR of HCAH was higher than the IRR of both fast pyrolysis and lignin precipitation strategies.

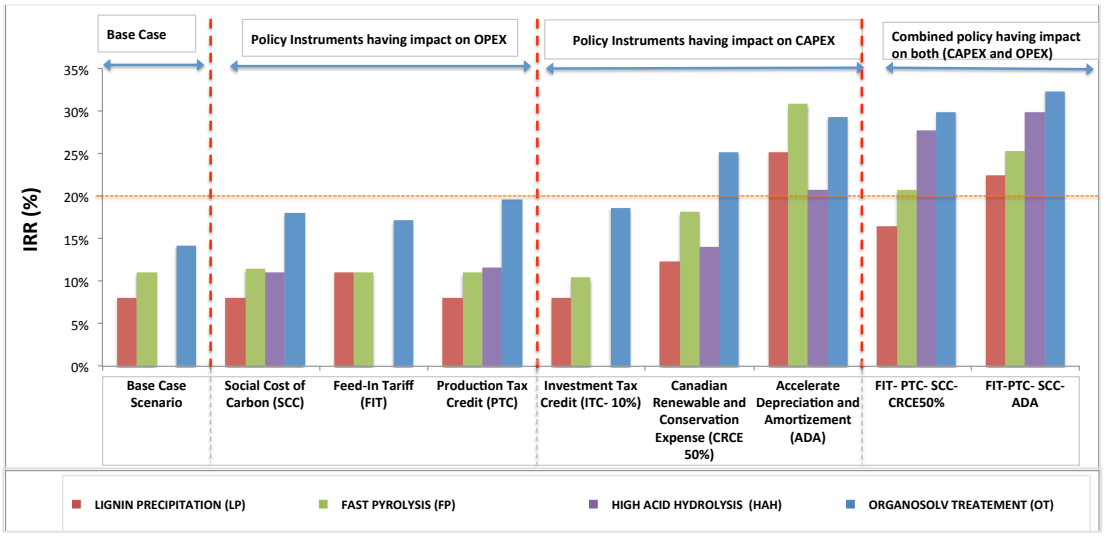


Figure 4: Internal rate of return (IRR) of biorefinery strategies under policy scenarios

In the baseline economic assessment, the strategy employed for succeeding in penetrating the market was to assume that each "biomass-derived product" will have less functionality-based performance compared to the well-established competing product in the targeted market segment. It was assumed that the price of each "biomass-derived product" should be at least 10% discounted compared to the current competing product in the targeted market segment. In an effort to ensure that the policies equally favour the different products (i.e. bio-based materials, bio-based chemicals and biofuels), it was assumed that the current premium on biofuels is applied to the other bio-based product types as well. Figure 5 shows that when these premiums are applied, the IRR for HCAH is the highest among all biorefinery strategies. This is because HCAH has a large potential for increased revenues thanks to the applied premiums.

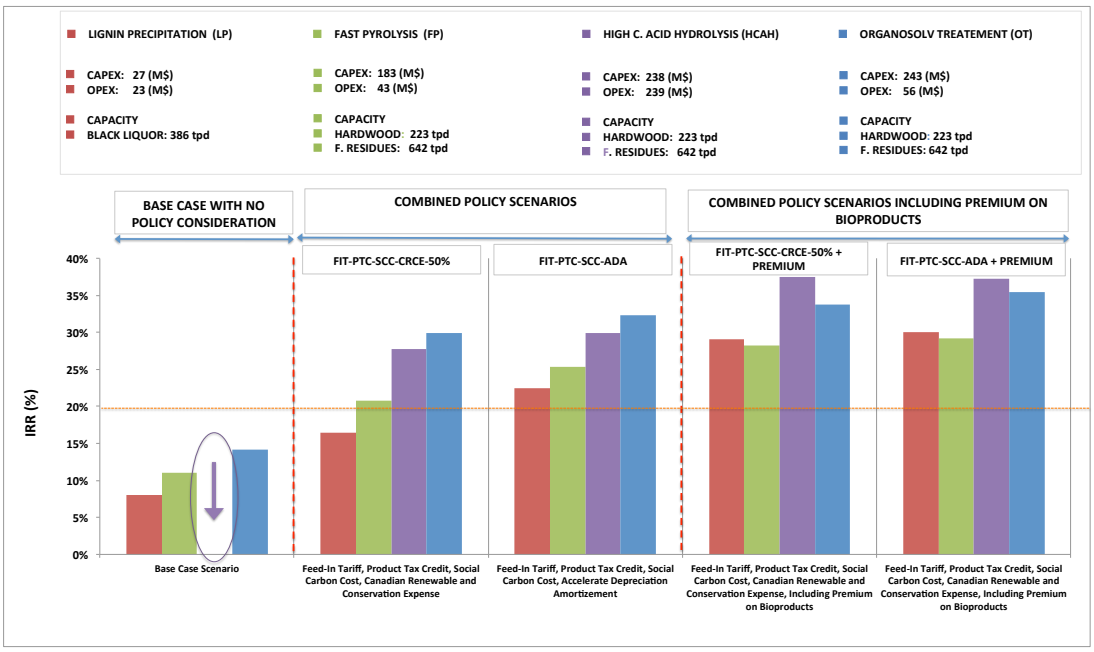


Figure 5: Internal rate of return (IRR) of biorefinery strategies under combined policy scenarios including premium on bioproducts

CONCLUSION

This paper presented how policy instruments are incorporated as inputs in a systematic methodological framework and how policies can influence strategic planning. A set of 6 policy instruments and a set of 2 combined policy instrument scenarios were applied to a mill case study. Generally, the analysis shows that when the relevant policy instruments are implemented, the economic performance of the selected biorefinery strategies increases. Furthermore, HCAH, the most capital-intensive technology with a very poor baseline economic performance, can be competitive with the support of government through subsidies and other financial instruments.

It was expected that if subsidized, highly capital-intensive projects would perform better than less capital-intensive projects. However, even with a 50% subsidy in capital cost reduction, the most capital-intensive project (HCAH) did not perform better than the least capital-intensive projects (fast pyrolysis and organosolv treatment). This means that revenue diversification is also an important component in increasing the economic performance. Thus, capital-intensive projects should not rely on capital cost subsidies only, but should also consider entering low-volume, high added-value market products. Nevertheless, under combined policy instrument scenarios, HCAH outperformed fast pyrolysis and lignin precipitation. Finally, the analysis showed that governments could foster bioproduct and bioeconomy development through various types of support including financial program and incentives. Government support may act as a lever for biorefinery technology and new market development. The framework analysis has enabled to answer the research question.

Given the current context of forest industry in general, future policy may hold some risks including technology risks and market risks. Therefore subsidies that support capital cost are needed to cover technology risks and to encourage the implementation of forest biorefinery. Operating cost subsidies also are needed to cover market and long-term vision risks when encouraging bioproducts market development. The industry needs good policy characteristics that should equally favour any product made from 2nd generation biomass. This means that a policy should equally favour both “low-volume and high-value products” (added-value products) and “large-volume and low-value products” (commodity products). If this is done right by policy-makers, such policies will make a significant contribution to sustainable development and give a new position to the industry as a sustainable producer of fibre, energy, chemicals and materials to meet the world’s growing needs. This study has demonstrated how proactive companies can act when future policies are announced. Observers need to be able to foresee changes in the regulatory environment rather than reacting to those changes afterwards. This study will help companies, investors, and the sector as a whole to develop a more proactive and informed position on policies and on what could be an effective business response.

ACKNOWLEDGEMENT

This study was funded by Value Chain Optimization Network through its VCO International Internship Program and by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC) Environmental Design Engineering Chair in the Chemical Engineering Department at École Polytechnique in Montreal. The authors would like to thank Sanaei for her contribution to this work.

REFERENCES

[1] ntergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), "CLIMATE CHANGE 2014: The Synthesis Report of the Fifth Assessment Report Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)," Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)2014.

[2] C. Böhringer, "The Kyoto Protocol: A Review and Perspectives," *Oxford Review of Economic Policy,* vol. 19, pp. 451-466, 2003.

[3] M. Ollikainen, "Forestry in bioeconomy – smart green growth for the humankind," *Scandinavian Journal of Forest Research,* vol. 29, pp. 360-366, 2014/05/19 2014.

[4] OECD 2006, "The Bioeconomy to 2030 : DESIGNING A POLICY AGENDA," Organisation for Economic Co-operation and Development (OCDE), Paris2006.

[5] OECD 2009, "The Bioeconomy to 2030 : DESIGNING A POLICY AGENDA," Organisation for Economic Co-operation and Development (OCDE), Paris2009.

[6] M. Janssen and P. Stuart, "Drivers and Barriers for Implementation of the Biorefinery," *Pulp & Paper Canada,* 2010.

[7] J. Collins, M. Moore, and C. Johnson, "Understanding the Future Energy System," Accenture management consulting, technology services and outsourcing company2010.

[8] United Nations (UN), "Kyoto protocol to the United Nations framework convention on climate change," 1998.

[9] Conference of parties (COP 21). (2015, 06/06/2016). *Préserver la planète, protéger les hommes : La COP 21*. Available: http://www.cop21.gouv.fr/le-point-sur-le-processus-de-ratification/

[10] F. Percy. (2016, 2016). *Climate change information center*

[11] Conference of parties (COP 22), "The COP22, the COP of Action," UN Climate Change Conference 2016, Marrakech 2016.

[12] Ryan D. Hottle. (2008, May 16). *Cap-and-trade vs. carbon tax: formulating an effective carbon accounting system*. Available: http://www.energybulletin.net/node/46527

[13] Commission of the European Communities, "Taxation of passengers cars in the European Union – options for action at national and Community levels," European Union, Brussels2002.

[14] James Collins, Michael Moore, and C. Johnson, "Understanding the Future Energy System," Accenture management consulting, technology services and outsourcing company2010.

[15] New Zeland Ministry for the Environment. (2017, 03/24). *Climate change*. Available: http://www.mfe.govt.nz/climate-change/

[16] European Environmental Protection Agency (EPA). (2017, 23/03). *EU Emissions Trading Scheme Phase III (2013-2020)*. Available: http://www.epa.ie/climate/emissionstradingoverview/etscheme/etusiarchive/etuarchive/euetsphaseiii2013-2020publicconsultation/

[17] California Environmental Protection Agency (CalEPA). (2017, 03/24). *Cap-and-Trade Proceeds Benefit California Communities*. Available: https://www.calepa.ca.gov/

[18] Air Resources Board (ARB). (2017, 24/03). *California Cap-and-Trade Program*. Available: https://www.arb.ca.gov/cc/capandtrade/capandtrade.htm

[19] Dale Marshall, "Québec repousse d'un an le lancement du système de plafonnement et d'échange de crédits de carbone," Fondation David Suzuki2011.

[20] A. Aulisi, A. Sauer, and F. Wellington, "Trees in the greenhouse: Why Climate Change is Transforming the Forest Products Business?," World Resources Institute (WRI), Washington, DC 20002, USA2008.

[21] Forest Products Association of Canada (FPAC). (2016, March 23). *The "30 by 30" Climate Change Challenge was*. Available: http://www.fpac.ca/forest-products-industry-launches-30-by-30-climate-change-challenge/

[22] M. A. Brown and Y. Baek, "The forest products industry at an energy/climate crossroads," *Energy Policy,* vol. 38, pp. 7665-7675, 2010.

[23] N. Atamtur and M. A. Brown, "Potential impacts of energy and climate policies on the U.S pulp and paper industry," Georgia Institute of Technology, Atlanta2008.

[24] Warren E. Mabee, "Policy Options to Support Biorefining," in *Integrated Biorefineries: Design, Analysis, and Optimization*, P. R. Stuart and M. M. El-Halwagi, Eds., ed: CRC Press, Francis & Taylor, 2012, pp. 729-746.

[25] M. Ruth, B. Davidsdottir, and S. Laitner, "Impacts of market-based climate change policies on the US pulp and paper industry," *Energy Policy,* vol. 28, pp. 259-270, 4// 2000.

[26] J. Blair, "Development of forest biorefining in Canada: overcoming the feedstock barrier," Master of Science, Department of Geography, Queen's University Kingston,, Ontario, 2013.

[27] **D.** Bradley, "Canada report on bioenergy 2010.," 2010.

[28] B. D. Yacobucci, "Biofuels Incentives: A Summary of Federal Programs," US Congressional Research Service2008.

[29] North Carolina Clean Energy Technology Center (NCCETC). (2014). *Database of State Incentives for Renewables & Efficiency (DSIRE)*. Available: http://www.dsireusa.org/about-us/

[30] D. Sparling, E. Cheney, and J. Cranfield, "Not enough green in Canada's bioproduct industry," Richard Ivey School of Business, University of Waterloo, Waterloo2011.

[31] US Environmental Protection Agency. (2016, 09/09). *Renewable Fuel Standard (RFS2): Final Rule*. Available: https://www.epa.gov/renewable-fuel-standard-program/renewable-fuel-standard-rfs2-final-rule

[32] Office of the United States Trade Representative (USTR). (2017, 23/03). *U.S.-Canada Trade Facts*. Available: https://ustr.gov/countries-regions/americas/canada

[33] S. Canada. (2017, 23/03). *The Canadian Lumber Industry: Recent Trends*. Available: http://www.statcan.gc.ca/pub/11-621-m/11-621-m2007055-eng.htm

[34] G. o. Canada, "North American Free Trade Agreement," Gouv, Ottawa1987.

[35] Government of Canada, "Turning the corner: Taking action to fight climate change," ecoaction.gc.ca Portal2008.

[36] M. Horne, M. Jaccard, and K. Tiedemann, "Improving behavioral realism in hybrid energy-economy models using discrete choice studies of personal transportation decisions," *Energy Economics,* vol. 27, pp. 59-77, 2005.

[37] W. J. Tubbs, "Title," unpublished|.

[38] J. Mark, B. Alison, and N. John, "CO2 Emission Reduction Costs in the Residential Sector: Behavioral Parameters in a Bottom-Up Simulation Model," *The Energy Journal,* vol. 17, pp. 107-134, 1996.

[39] International Energy Agency. (2016). *MARKet ALlocation (MARKAL)*. Available: iea-etsap.org/web/Markal.asp

[40] M. S. Peters, K. D. Timmerhaus, R. E. West, K. Timmerhaus, and R. West, *Plant design and economics for chemical engineers* vol. 4: McGraw-Hill New York, 1968.

[41] D. Humbird, R. Davis, L. Tao, C. Kinchin, D. Hsu, A. Aden*, et al.*, "Process Design and Economics for Biochemical Conversion of Lignocellulosix Biomass to Ethanol - Dilute-Acid Pretreatment and Enzymatic Hydrolysis of Corn Stover," National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado NREL/TP-5100-47764, 2011.

[42] R. Davis, L. Tao, C. Scarlata, E. C. D. Tan, J. Ross, J. Lukas*, et al.*, "Process Design and Economics for the Conversion of Lignocellulosic Biomass to Hydrocarbons: Dilute-Acid and Enzymatic," *National Renewable Energy Laboratory,* 2015.

[43] R. Davis, C. Kinchin, J. Markham, E. Tan, L. Laurens, D. Sexton*, et al.*, "Process design and economics for the conversion of algal biomass to biofuels: algal biomass fractionation to lipid-and carbohydrate-derived fuel products," National Renewable Energy Laboratory (NREL), Golden, CO.2014.

[44] E. C. D. Tan, M. Talmadge, A. Dutta, J. Hensley, J. Schaidle, M. Biddy*, et al.*, "Process Design and Economics for the Conversion of Lignocellulosic Biomass to Hydrocarbons via Indirect Liquefaction. Thermochemical Research Pathway to High-Octane Gasoline Blendstock Through Methanol/Dimethyl Ether Intermediates," NREL (National Renewable Energy Laboratory (NREL), Golden, CO (United States))2015.

[45] H.-O. G. Blendstock and D. Ether, "Process Design and Economics for the Conversion of Lignocellulosic Biomass to Hydrocarbons via Indirect Liquefaction," 2015.

[46] R. Davis, J. Markham, C. Kinchin, N. Grundl, E. C. Tan, and D. Humbird, "Process Design and Economics for the Production of Algal Biomass: Algal Biomass Production in Open Pond," 2016.

[47] Government of Canada, "Innovation Roadmap on Bio-based Fuels and Industrial Products.," Government of Canada,, Ottawa, Ontario.2003.

[48] Government of Canada, "Government of Canada Action Plan 2000 on Climate Change," Government of Canada

, Ottawa, Ontario.2000.

[49] C. M. a. E. (CME), "The impact of proposed changes to Canada's SR&ED tax credit," Canadian Manufacturers and Exporters (CME), Ottawa, Ontario2012.

[50] C. Puentes-Markides, "Policy Analysis and Decision-Making with Emphasis on Chronic Non-communicable Diseases," in *PolicyNL*, NewFoundland Labrador, 2007.

[51] Environmental Protection Agency (EPA), "Fact Sheet: Social Cost of Carbon," 2013.

[52] Interagency Working Group, "Technical Support Document: Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis - Under Executive Order 12866," EPA Management Agency2010.

[53] Ontario Ministry of Energy. (2016, 09/008). *Feed-in Tariff (FIT) and MicroFIT Program*. Available: http://www.energy.gov.on.ca/en/fit-and-microfit-program/

[54] Ontario Ministry of Energy, "Ontario's Feed-in Tariff Program: Two-Year Review Report," Ministry of Energy, Ontario2012.

[55] Public Service Commission of Wisconsin. (2016, 09/09). *Overview of Advanced Renewable Tariffs (ARTs) for renewable electricity*. Available: http://www.renewwisconsin.org/policy/arts.htm

[56] Columbia University - School of International and Public Affairs, "Renewable Energy Payements: A Policy Guide to Feed-in Tariffs in America," EarthAction & the Alliance for Renewable Energy, New York, NY 100272009.

[57] US Department of Energy (US-DOE). (2016, 09/09). *ENERGY.GOV: Renewable Electricity Production Tax Credit (PTC)*. Available: http://energy.gov/savings/renewable-electricity-production-tax-credit-ptc

[58] Clean Energy Technology Center. (2016, 09/09). *Program Overview: Renewable Electricity Production Tax Credit (PTC)*. Available: http://programs.dsireusa.org/system/program/detail/734

[59] Natural Resources Canada. (2016, 09/09). *ecoENERGY for Renewable Power*.

[60] Canada Revenue Agency (CRA). (2016, 09/09). *SR&ED Investment Tax Credit Policy*. Available: http://www.cra-arc.gc.ca/txcrdt/sred-rsde/clmng/srdnvstmnttxcrdt-eng.html

[61] US Department of Energy (US-DOE). (2016, 09/09). *Business Energy Investment Tax Credit (ITC)*.

[62] Greg P. Shannon, "Canadian Renewable & Conservation Expense (CRCE) - Clean Energy Tax Incentive," Miller Thomson Lawyers, LLC, Calgary, AB T2P 3V4 2016.

[63] N. R. Canada, "Technical Guide to Canadian Renewable and Conservation Expenses (CRCE)," CanmetEnergy ISSN 1929-3313, 2012.

[64] C. R. A. (CRA). (2016, 09/09). *Claiming capital cost allowance (CCA)*. Available: http://www.cra-arc.gc.ca/tx/bsnss/tpcs/slprtnr/rprtng/cptl/hw-eng.html

[65] Department of Finance Canada. (2016, 09/09). *Regulatory Initiative: Accelerated Capital Cost Allowance* Available: http://www.fin.gc.ca/legislation/frp-ppr/2015-2017/01-eng.asp

[66] US Department of Energy (US-DOE). (2016, 09/09). *Modified Accelerated Cost-Recovery System*

[67] S. Sanaei, "Sustainability assessment of biorefinery strategies under uncertainty and risk using multi criteria decision-making (MCDM) approach," PhD, Chemical Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montreal, 2014.

[68] D. R. Batsy, M. A. Brown, and P. Stuart, "Title," unpublished|.

[69] D. R. Batsy, M. A. Brown, and P. Stuart, "Title," unpublished|.

[70] D. R. Batsy, R. Samson, and P. Stuart, "Title," unpublished|.

[71] D. R. Batsy, R. Samson, and P. Stuart, "Title," unpublished|.

[72] L. Hu, H. Pan, Y. Zhou, and M. Zhang, "Methods to improve lignin's reactivity as a phenol substitute and as replacement for other phenolic compounds: a brief review," *BioResources; Vol 6, No 3 (2011),* 2011.

[73] D. Humbird, R. Davis, L. Tao, C. Kinchin, D. Hsu, A. Aden*, et al.*, "Process design and economics for biochemical conversion of lignocellulosic biomass to ethanol: dilute-acid pretreatment and enzymatic hydrolysis of corn stover," National Renewable Energy Laboratory (NREL), Golden, CO.2011.

[74] L. Tao and R. Davis, "Process Design for Biochemical Conversion of Biomass to Ethanol," NREL, NREL2011.

[75] S. Sanaei, "Sustainability Assessment of Biorefinery Strategies Under Uncertainty and Risk Using Multi-Criteria Decision-Making " PhD Thesis, Chemical Engineering, Ecole Polytechnique, Montreal, 2014.

APPENDIX A

Table 9: Canadian Federal and Provincial Programs that Support Development of Bioenergy and Biochemical Development and Production Part – 1

(Source: All information in table is retrieved from various federal and provincial government websites, from Blair[26] and from Bradley[27],

Administering Agency	Program	Initiated Year	Status	Description	Effectiveness
Federal (Department of Finance)	Excise tax exemption	2003	Replaced	Biofuel producers receive excise tax exemptions	n/a
	Accelerated capital cost allowance	1996	Ongoing	30% per year of capital costs can be written for energy efficiency or renewable energy project	
Env. Can.	Renewable Fuel Standard	2006	Ongoing	Requirement of 5ethanol and 2% biodiesel	
Federal (NRCan)	EcoENERGY for Biofuels (PTC)	2008	Closed	Producer incentives for renewable fuels - 0.10 $/L for ethanol and 0.20 for biodiesel. This a production tax credit (PTC)	one wood-ethanol facility out of 31 successful applicants
	EcoENERGY for Renewable Power (PTC)	2008	Closed	Producer incentive - 0.01$/kWh for renewable power This a production tax credit (PTC)	One biomass to electricity plant participating
	SDTC Funds	2002	Ongoing	Funds late stage development, pre-commercial clean technologies, fills gap	228 projects $560 Million from SDTC
	NextGEN Biofuels	2007	Closed	Funds 40% of project costs for first commercial facilities that produce advanced biofuels	$500 million NextGen Biofuels Fund™ was launched on September 13, 2007

				chemicals, fuels	2004,about half cellulosic
	ecoETI Bio-based energy systems	2007	Closed	R&D into using biomass for energy, fuel, materials to reduce energy and GHG intensity in industry	Half of 14 projects benefit forest biorefinery
	EcoEII	2011	Closed	R&D for long-term solutions to reducing air pollutants from energy	9 projects related to forest biorefining
	T&I R&D	2003	Closed	Supports R&D to convert biomass into fuels and energy and develop GHG reducing technologies	6 biotech projects funded, all have ties to forestry
	Promoting Forest Innovation and Investment	2007	Closed	Creation of FPInnovations and CWFC, investment in forest innovation, applied R&D with industry	FPInnovations is involved in most forest research
	TTP	2009	Closed	Research into biomass supply and conversion, advanced forest products and deployment of demonstration plants	15 pilot projects, plus research projects with university and industry
	IFIT	2010	Closed	Funding for forest companies to develop innovative technology and broaden product mix	12 projects funded so far range of technologies
	PPGTP	2009	Closed	Incentive of $0.16/L for production of black liquor to invest in improving mill efficiency	24 companies received credits, supporting more than 1400 jobs
	Expanding market opportunities	2012	Open	Investment to support market development offshore and in North American, and building code changes	44 North American projects funded, 122 offshore
	Value to wood program	2002	Closed	R&D support address technology needs and accelerate development of value-added products	Many projects underway, all to add value to wood products

Table 10: Canadian Federal and Provincial Programs that Support Development of Bioenergy and Biochemical Development and Production Part – 2

Administering Agency	Program	Initiated Year	Status	Description	Effectiveness
Federal (Agricultural & Agri-food Canada)	AOP (Agri-Opportunities Program)	2007	Closed	Funding for farmers for commercialization of new agricultural products	
	ABIP (Agricultural Bioproducts Innovation Program)	2008	Closed	Supports research networks and clusters to develop agricultural bioproducts	
	Agriculture Co-operative Development	2006	Closed	Funding to assist in the development of value-added agricultural co-ops	
	BOPI (Biofuels Opportunities for Producers Initiative)	2006	Closed	Funding for farmers develop business plans and biofuel studies	
	EcoABC	2007	Closed	Repayable funding for biofuels facilities using agricultural feedstock	
Provincial (Quebec)	Heavy fuel oil reduction program	2008	Closed	Funding for conversion to forest biomass energy from heavy oil	$95M to fund 144 projects
	Forest Biomass Heating Program	2009	Closed	Funding heating systems that use forest biomass to replace fossil fuel	26 applications approved, $1M

	Technoclimat	2009	Closed	Funding for demo or trial implementation of new green technology	17+ projects, no forest biomass
	125MW biomass call for power	2009	Closed	Companies submit proposal, bid for contract, focus on forest biomass	60.7MW, average $.112/kWh, few forest biomass
	Forest Biomass Allocation Program	2009	Closed	Allocation of forest biomass through competitive bidding to allow new entrants	24+ contracts signed
	Purchase power program for electricity from forest biomass	2011	Open	Purchases power from plants up to 50MW, will award contacts for 300MW total,	8 contracts totaling 200MW rewarded as of fall 2013
	PAIE	2009	Open	Funding for energy efficiency and emerging energy source projects	1 forest biomass project -- cogen
	Support for the improvement of first gen ethanol	2011	Open	Funding for companies to convert to second generation ethanol	Funding not yet given out
	Tax credit for cellulosic ethanol	2012	Ongoing	Tax credit up to $0.15/L for production of cellulosic ethanol. This a production tax credit (PTC)	2 facilities receiving credit
	Carbon tax	2007	Ongoing	Tax on fossil fuels for producers and industries ($.08/L gas $.09/L diesel)	Unclear
	CO2 Cap and Trade	2013	Ongoing	Cap set on emissions, credits can traded	Unclear, 2013 is transition year

Table 11: Canadian Federal and Provincial Programs that Support Development of Bioenergy and Biochemical Development and Production Part – 3

Administering Agency	Program	Initiated Year	Status	Description	Effectiveness
Provincial (Ontario)	RESOP	2006	Replaced	$0.11/kWh biomass power produced	No forest-based
	GEGEA-FIT	2009	Open	$0.13/kWh biomass power produced	<1% of projects are bioenergy
	IDF	2009	Closed	Funding for commercialization and initial demonstration of new green technology	Unclear
	CEPP	2009	Closed	Funding for community groups for renewable energy, $0.01/kWh on top of FIT rates	Nearly all of 155 projects (95 MW) funded are wind and solar
	OETF	2009	Open	Investment into companies working in the area of clean technology	1 forest bioenergy project
	Ontario Field Scale Biomass research	2009	Closed	Project to determine if energy crops are a sustainable and economic	Research of hybrid poplar and willow
	OEGF	2005	Closed	Capital and operating grants to ethanol facilities	All agriculture based, 885ML
	Forest Tenure Modernization	2011	Ongoing	Tenure reform to allow new entrants and local control of wood as opposed to single entity	2 trial LFMCs most wood still controlled/held by industry
	Wood Supply Competition	2009	Closed	Competition for companies to secure unused wood	41 accepted offers, most for traditional

				from Ontario forests, including for pellets and biofuels	products or expansions
	OMAFRA- UofG partnership	2008	Ongoing	Research on bioproducts, focus on agriculture but also do forest bioeconomy work	Several research projects and over 6000 jobs supported
	CRIBE	2008	Ongoing	Support transform forest products industry in Northern Ontario through innovation	10 projects underway looking at novel uses for wood
	Coal Phase Out	by 2014	Ongoing	One major coal plant being converted to biomass (wood pellets)	2 new wood pellet facilities in the region

Table 12: US - Federal Provincial Programs that Support Development of Bioenergy and Biochemical Development and Production Part – 1

(Source: All information in table is retrieved from US Congressional Research service[28], and from US Federal Department websites including USDA, DEO, DSIRE[29])

Administering Agency	Program	Initiated Year	Status	Description
EPA	Renewable Fuels Standard	2005, modified 2008	Ongoing	Mandated use of renewable fuel in gasoline: 4.0 billion gallons in 2006, increasing to 7.5 billion gallons in 2012. Although the original requirement was for renewable fuel in gasoline, subsequent legislation expanded the mandate to include all transportation fuels.
IRS	Volumetric Ethanol Excise Tax Credit	2005	Closed	Gasoline suppliers who blend ethanol with gasoline are eligible for a tax credit of 51¢/ gallon of ethanol, reduced to 45¢/ gallon after 7.5 billion gallons produced nationally.
	Small Ethanol Producer Credit	In 1990 extended 2004-5	Closed	An ethanol producer with less than 60 million gallons per year in production capacity may claim a credit of 10¢/ gallon on the first 15 million gallons produced each year.
	Credit for Production of Cellulosic Biofuel	2009	Closed	Producers of cellulosic biofuel may claim a tax credit of $1.01 per gallon. For cellulosic ethanol producers, the value of the credit is reduced by the value of the volumetric

				ethanol excise tax credit and the small ethanol producer credit – currently valued at 40¢/ gallon.
	Special Depreciation Allowance for Cellulosic Biomass Ethanol Plant Property	2006	Closed	Plants producing cellulosic ethanol through enzymatic processes may take a 50% depreciation allowance in the first year of operation, subject to certain restrictions.
	Renewable Electricity Production Tax Credit	1992	Closed	A per-kilowatt-hour tax credit for electricity generated by qualified energy resources and sold by the taxpayer to an unrelated person during the taxable year. Credit is 2.2¢/kwh for electricity generated from closed loop biomass and 1.1¢/kwh for open loop biomass.
USDA	Biomass Research and Development Act	2000	Ongoing	Joint program with DOE. Provides competitive funding for R&D and demonstration projects on biofuels and bio-based chemicals and products.
	Biomass Research and Development Initiative	2001	Ongoing	Joint program with DOE. Provides competitive grants, contracts, and financial assistance for research and development and demonstration of biofuels and biobased products, and the methods, practices, and technologies for their development.
	Value-Added Producer Grants Program	2001	Ongoing	Supports the development of business plans and marketing strategies for value-added products. Maximum award to any one individual is $300,000.
	Rural Business Enterprise Grants	2005	Ongoing	Grants to finance and facilitate development of small and emerging rural business enterprises.
	Bioenergy Program for Advanced Biofuels	2008	Closed	Provides payments to producers to support and expand production of advanced biofuels

Table 13: US - Federal Provincial Programs that Support Development of Bioenergy and Biochemical Development and production Part – 2

Administering Agency	Program	Initiated Year	Status	Description
USDA	Biorefinery Assistance	2008	Closed	Loan guarantees for the construction and retrofitting of biorefineries to produce advanced biofuels.
	Repowering Assistance Payments to Elig. Biorefineries	2008	Closed	Grants to existing biorefineries that use renewable biomass to reduce or eliminate fossil fuel use.
	Biobased Markets Program	2008	Closed	Provides for a federal procurement program and a voluntary labeling program for biobased products.

	Feedstock Flexibility Program for Producers of Biofuels (Sugar)	2008	Ongoing	Authorizes the use of CCC funds to purchase surplus sugar, to be used as a biomass feedstock to produce bioenergy.
	Biomass Crop Assistance Program	2008	Closed	Provides financial assistance for biomass crop establishment costs and annual payments for biomass production; also provides payments to assist with costs for biomass collection, harvest, storage, and transportation to a biomass conversion facility.
	Rural Energy Self-Sufficiency Initiative	2008	Closed	Grants to enable rural communities to substantially increase their energy self-sufficiency.
	Rural Energy for America Program	2008	Closed	Funds feasibility studies, renewable energy systems, and energy efficiency improvements.
	Forest Biomass for Energy	2008	Closed	Authorizes the Forest Service to conduct a competitive research and development program to use forest biomass for energy. Priority given to projects that utilize low-value forest by-products, integrate the production of energy from forest biomass with existing manufacturing streams, develop new transportation fuels from biomass, or improve the production of forest biomass feedstocks.
	Community Wood Energy Program	2008	Closed	Provides grants to state and local governments to develop community wood energy plans and to acquire or upgrade wood energy systems.
	Business and Industry Guaranteed Loans	Ongoing		Among the eligible activities is “commercially available energy projects that produce biomass fuel or biogas.” (60 to 80% maximum guarantee on loans up to $10 million).
	Small Business Innovation Research Program: Phase I	2009		Funding to support research and development projects for small businesses, in areas such as forests, rural development, and biofuels and bio-based products.

Table 14: US - Federal Provincial Programs that Support Development of Bioenergy and Biochemical Development and Production Part – 3

Administering Agency	Program	Initiated Year	Status	Description
DOE	Biomass Research and Development Initiative	2001	Ongoing	Joint program with USDA. Provides competitive grants, contracts, and financial assistance for research and development and demonstration of biofuels and biobased products, and the methods, practices, and technologies for their development.
	Biorefinery Project Grants	2001	None	Funds cooperative R&D on biomass for fuels, power, chemicals, and other products.
	Programs	2005	None	Loan guarantees for energy projects that reduce air pollutant and greenhouse gas

				emissions, including biofuels producers. In 2008 biomass projects made up 24 percent of all renewable energy applications submitted to the program, second only to solar at 31 percent (Gibson 2009).
	Loan Guarantees for Ethanol and Commercial By-products from Various Feedstocks	2005		Several programs of loan guarantees to construct facilities that produce ethanol and other commercial products from cellulosic material, municipal solid waste, and/or sugarcane.
	Cellulosic Biofuels Production Incentives	2005	Ongoing	Authorizes DOE to provide per-gallon payments to cellulosic biofuel producers until annual U.S. production of cellulosic biofuels reaches 1 billion gallons or August 15, 2015, whichever is sooner.
	Incentives for Production of Advanced, Low Impact Biofuels	1999	Closed	As required in the Energy Independence and Security Act of 2007, DOE is responsible for administering federal incentives, laws and regulations, funding opportunities, and other federal initiatives related to alternative fuels and vehicles and advanced technologies. Program joint with USDA. (http://www.afdc.energy.gov/afdc/laws/fed_summary)
	Industrial Energy Efficiency	2009	Closed	Competitive funding to support CHP, district energy systems, waste energy recovery, and efficient industrial equipment.
	Industrial Energy Efficiency Grand Challenge Grants	2009	Closed	Funding for advancement of industrial procedures and technologies that decrease greenhouse gas emissions.

ANNEXE D –ARTICLE – 4: EVALUATING THE IMPACT OF POLICY INSTRUMENTS ON STRATEGIC DECISION-MAKING OF FOREST INDUSTRY TRANSFORMATION

EVALUATING THE IMPACT OF POLICY INSTRUMENTS ON STRATEGIC DECISION-MAKING OF FOREST INDUSTRY TRANSFORMATION

Dieudonné R. Batsy[1], Marilyn Brown[2] Matty Janssen[3] And Paul Stuart[1]

[1]NSERC Chair in Environmental Design Engineering at École Polytechnique de Montréal,
[2]School of Public Policy at Georgia Institute of Technology, Atlanta, USA
[3]Chalmers University of Technology

[*]Contact: paul.stuart@polymtl.ca
École Polytechnique de Montréal,
Chemical Engineering Department
C.P.6079, Succ. Centre-Ville, Montréal (QC)

ABSTRACT

The Canadian forestry sector has experienced significant economic challenges that affected its competitive position in global markets. Thanks to the global momentum generated by COP21, the sector is again in the position of being a major supplier of low-carbon ecosystem services and products. However, low-carbon ecosystem and bioproduct developments do not only depend on technical progress, it also depends on future policies, government incentives and on how climate policies are perceived in a modified business-as-usual context.

This paper considers the implications of policy instruments using a novel analysis framework that incorporates policy instruments as inputs. The analysis framework is demonstrated through a case study in which four biorefinery strategies implemented at a pulp mill is considered including Organosolv treatment (OT), Lignin precipitation (LP), Fast pyrolysis (FP), and High concentrated acid hydrolysis (HCAH). The analysis shows that high concentrated acid hydrolysis (HCAH), the most capital-intensive technology, may be competitive with the support of government through policy instruments. The baseline context (where policies were not considered) HCAH was the least preferred strategy, and was due to its high capital cost. HCAH outperformed the lignin precipitation strategy, and was similar to the performance of the fast pyrolysis strategy under combined policy scenarios.

Whereas, most of the existing tools in the literature are designed to address policy issues at macro-economic level, the novel policy analysis framework is designed to analyze the impact of policy at micro-economic level. The analysis framework provides a systematic approach for the industry including small and medium company to scan future policy impacting their business environment. Using such a planning approach, forest companies 1) will be able to foresee changes in the regulatory environment rather than only reacting to those changes afterwards; and 2) will be better equipped and prepared to react strategically in response to government regulatory and policy announcements.

Key words: Incentive Policy, Forest sector, Policy instruments, Biorefinery, Bioeconomy, Climate Change and decision-making

INTRODUCTION

The year 2015 may eventually be considered the starting year of a new era for climate initiatives. Early that year, a series of international events including the International Conference on Financing for Development in Addis Ababa in July, the UN Summit to adopt the post-2015 Sustainable Development Goals in New York in September, the G20 Summit in Antalya in November, and finally the Climate Change Conference of parties (COP21) in Paris took place [1]. Thanks to the international agreement of COP21 in Paris, the global community has committed itself to international cooperation with the goal to obtain a global low-carbon economy, sustainable for green growth and a better climate [1]. Both China and the US, responsible for 40% of the global CO_2 emissions in 2012 [2], have ratified the agreement [3].

Within this unprecedented momentum and intention to move towards a low-carbon economy, the forestry sector is in a position to take advantage of these trends. However, there are many issues that need to be addressed such as: 1)

what the possible implications of the Paris agreement are for the forestry sector; 2) how the forestry sector can cope with the related political agenda; and 3) how the sector can integrate the policy cycle in their own agenda to achieve green growth objectives. Understanding the political agenda and regulations governing the forestry sector is challenging and the integration of their potential economic outcomes in strategic planning and decision-making is not obvious for leaders and stakeholders in the forestry sector. This paper intends to bring a thematic contribution through a discussion, and critical analysis of recent surveys held in forest sector. The first survey was realized by Janssen and Stuart [4], whereas the second was held by Chambost et al., [5].

Policy Issues its implication in Pulp and paper industry (including critical analysis 1)

On the one hand, Janssen and Stuart [4] carried out a panel workshop in which a group of industrial stakeholders, from both the Canadian and US forest sector, was asked to assess the importance of a set of drivers and barriers in their decision-making the for implementation of biorefinery strategies. This group of stakeholders gave low importance to the policy-related driver and barrier [6]. The authors concluded that industry wants to be independent of policy, but at the same time wants to know in detail what policies are in the making, thereby mitigating policy risk. However, experts in the field of energy and climate policies believe that policy instruments are essential in the transition to a low-carbon economy. As initiatives and government policy around climate change continue to promote the transition to a bio-based economy by promoting low-carbon technology and bio-based product development, the forestry sector cannot remain on the sidelines. They believe that existing companies will face competition from new players who will take advantage through a good understanding of the opportunities associated with future energy and climate policies [7]. Therefore, business leaders in the forestry sector should not wait for a clearly established policy, but should anticipate new policies by scanning and analyzing changes in the policy framework and business environment. They may then take strategic advantage of the opportunities that result from new policies once they have been implemented [8].

The forestry sector has a unique position due to its competitive access to biomass, and it can strengthen its position as a sustainable and major provider of fibre, energy (including electricity), chemicals and materials to meet the world's growing needs. Furthermore, the sector could be a major supplier of ecosystem services—the valuable benefits provided by nature—such as carbon storage and sustainable forest-based products [9]. However, in particular the Canadian forestry sector lags behind with advanced bioproduct development due to a lack of financial capital [10]. Therefore, it should move away from capital spending-oriented appropriation processes and low-value, high-volume products (commodities). The sector would also benefit of adopting a multi-dimensional vision that considers the environmental and social dimension in their decision-making process, besides the economic dimension. Environmental and social aspects are no longer constraints [11-14], but they are somehow, true valuable assets (i.e., under carbon pricing policies).

STRATEGIC DECISION-MAKING (INCLUDING CRITICAL ANALYSIS

On the other hand, Chambost et al., recently held a survey among forestry sector experts and stakeholders[5]. The results of this survey showed that approx. 47% of projects are evaluated and selected by decision makers using the usual capital spending-oriented appropriation process, whereas 20% of projects are selected using fast-track decision-making (i.e.: appropriation process for capital spending that addresses the specificity of a given project)[5]. Forestry companies evaluate biorefinery strategies on an ad-hoc basis without using a systematic analysis approach that, besides economic criteria, takes into account environmental and social criteria [5].

That approach focusing on the economic dimension has been in part the reason why, when the economic crisis hit the sector, the sector responded with strategies such as energy and process optimization, cost reduction, joint ventures, mergers and acquisitions. Those strategies revealed to be inefficient in the longer][15].

Due to current environmental and social concerns, as well as the emergence of new technologies and an unprecedented shift in consumer values, strategic decisions cannot be guided by considering only the economic perspective. Such decisions also need to take into account environmental and social aspects. Multi-criteria decision-making (MCDM) approaches such us Multi-Attribute Utility Theory (MAUT)[16] and Analytic Hierarchy Process (AHP) [17, 18] are well-established multi-criteria decision analysis method that can provide means to take into account multiple, oftentimes conflicting, objectives and make trade-offs between them [19, 20]. These approaches

help to sort and classify information in order to make it comprehensive and interpretable by stakeholders involved in the decision-making process. The final decision becomes a reflection of the values and preferences of decision makers vis-à-vis the specific context and objectives considered [21].

Although applying MCDM in the forestry sector is not obvious. Chambost et al., [5] recently surveyed a group of forestry sector stakeholders across Canada. The stakeholders were asked to identify and weight barriers and drivers to employing MCDM during strategic decision-making processes [5]. The stakeholders identified three main drivers to using MCDM: 1) MCDM has the capability to incorporate issues of risk into the biorefinery decision-making process; 2) to build a consensus between stakeholders regarding strategy projects; and 3) profitability alone cannot be the sole criterion to reflect desired outcomes.

The two main barriers that were identified were 1) the complexity of the MCDM process; and 2) the difficulty of dedicating time to such an activity. This survey showed that the Canadian forestry sector has some difficulties in recognizing MCDM as a practical tool to support strategic decision-making. However, forestry managers in other parts of the world have applied MCDM. Diaz-Balteiro & Romero [19, 20] showed that MCDM has been applied extensively in the forestry sector. An excerpt of this study (see figure 1) shows how over 9 different MCDM approaches have been applied in 9 different forestry topics.

The point is, if MCDM have been widely applied in the forestry sector and although this has been done in other part of the world, the review shows that MCDM is an important and known decision-making tool. Although MCDM is at the border of two disciplines, social sciences and mathematical sciences, and that its application requires a lot of time and commitment, but it is nonetheless true that MCDM is an effective tool that can largely help decision makers in the sector to make more balanced and better-informed decisions.

Depending on the context and the forest management field, one MCDM approach may appear more suitable than another approach. For example, data envelopment analysis (DEA) is the most used method in the forest industry field, while the analytic hierarchy process (AHP) has been used to evaluate forest biodiversity. Kangas et al. [22] summarized experiences gained by the Finnish Forest and Park Service in applying MCDM to produce large-scale natural resource plans. Steiguer et al. [23] also reviewed the use of MCDM in forestry and showed that it is used in different areas of the forest sector. However, the vast majority of these case studies were conducted within academia. There is still a gap in the exchange and transfer of knowledge on this subject between the academic community and the industry.

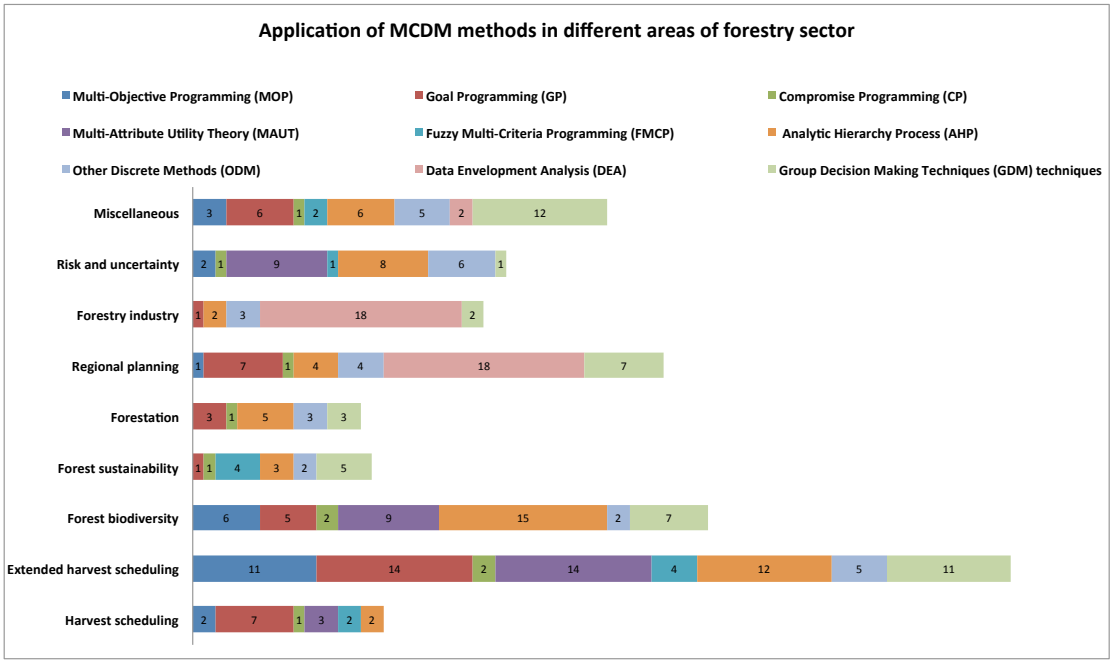


Figure 1: A review of MCDM applications in the forestry sector (based on data from Diaz-Balteiro & Romero [19])

As pointed out by Chambost et al [13], there are still some obstacles to practical and systematic use of MCDM in the forestry sector in general, and in the Canadian forestry sector in particular. The current study would does not elaborate on the choice of the suitable method, more specifically on the practical application of MCDM at the industrial level with stakeholders having various backgrounds as panel members.

Although the decision methods have their advantages and disadvantages, but MCDM methods could appear suitable in one context and less in the other. Nevertheless, multi-attribute utility theory (MAUT) is widely used in North America, but not necessarily in the forestry sector [24]. MAUT is a method developed in the seventies by Keeney and Raiffa [16]. The literature provides some other cases where the method has been applied [19, 20]. However, MAUT has been chosen and applied in this study. The study focus on the real-world application of MCDM method with industrial panel members having various back ground.

SYNTHESIS

In light of the above, this study aims at demonstrating to the forest stakeholders that policies are economic levers and are government instruments through which government can support and secure long-term economic growth, well-being when at the same time supporting energy transition, bio-based economy and clean growth. In fact, Canadian government just released its Pan-Canadian Framework on Clean Growth and Climate Change, in which, the major measure is to cut by 30% its GHG emissions by 2030[25]. The sub-measures coupled to the major one are clean power target by 2025, and coal-fired phased out target by 2030. In order to meet those targets the government need a clear policy framework in which favourable policy instruments are elaborated and put in place to support all sectors across the economy. Therefore, with the right policy in place, Canada can meet its targets. However, one can argue that with right policies, comes news opportunities for all sectors across the economy.

That being said, the forest industry can take advantage of future policy framework and help Canadian to meet its targets. In this regards, Forest Product Association Canada (FPAC), one of the major players in the forest sector has already moved towards the same direction. In fact FPAC plans are already under way with "30 by 30 targets", to keep up with it GHG emissions reduction target as part of ongoing efforts to support the government to meet its target [26]. This means that GHG reductions, which is an environmental dimension, need to be considering in any strategic investment decision by stakeholders, meaning that economic aspects and environmental aspect need to be considered equally, and have to be put on the equal footing.

OBJECTIVE

The overall objective of this study is presenting a systematic approach that incorporates policy instruments as input into the techno-economic modelling system, and applies multi-criteria decision-making (MCDM) to address the relevance of considering policy analysis and MCDM at the early-design of integrated forest biorefinery strategies taking an investor perspective. In order words, based on the above reviewed surveys, the study aims at: 1) demonstrating the limit of the current capital spending-oriented appropriation decision process used in the industry by comparing the results of single capital spending-oriented economic indicator (criterion), and a decision under MCDM, which includes more that one criterion including economic criteria and environmental criteria; and 2) demonstrating how policy instrument (although the forest sector would like to minimize its reliance on political instruments) can improve the economic performance of biorefinery strategies and can influence the decision, by contrasting the MCDM outcomes under no policy consideration with MCDM outcomes under policy consideration.

MATERIALS AND METHODS

Overall analysis framework

The analysis framework consists of a two-phased approach (see Figure 2). The Phase-I is presented with uncoloured boxes, and the Phase II is presented with coloured boxes. In Phase I, forest biorefinery strategies are evaluated without taking into account the policy. The phase I is a 5-step systematic approach summarized as follows:

1. First, the integration potential of the Kraft mill is evaluated and candidate biorefinery strategies are identified and assessed under business as usual conditions using life cycle assessment (LCA) and techno-

economic analysis (TEA). Four biorefinery technologies have been considered for the implementation at this mill, namely, organosolv treatment (OT), fast pyrolysis (FP), lignin precipitation (LP), and high-concentrated acid hydrolysis (HCAH). More detained information on life cycle assessment can be found here [27, 28] and detailed information on techno-economic analysis can be found here [27, 28];

2. Second, using the LCA and TEA results, environmental and economic decision criteria are developed;
3. Third, two MCDM different panel activities (MCDM No.1) and (MCDM No.2) are held consecutively in order to identify decision criteria that are the most important among environmental decision criteria, and the most important among economic criteria. The first panel involved in MCDM No.1 were mandated weight and rank environmental criteria, and the analyst identified 3 important criteria. Whereas the second panel involved in MCDM No.2 were asked to weight and rank economic criteria, and the analyst identified 5 important criteria;
4. Fourth, the third MCDM (MCDM No.3) was held, and panel member were asked to weight and rank retained economic criteria (5 criteria) plus the environmental criteria (3 criteria); and
5. Fifth, The overall score of each biorefinery strategy is calculated using the weights of each decision criterion. The overall enables to rank the alternatives in such a way that preferred strategies are identified.

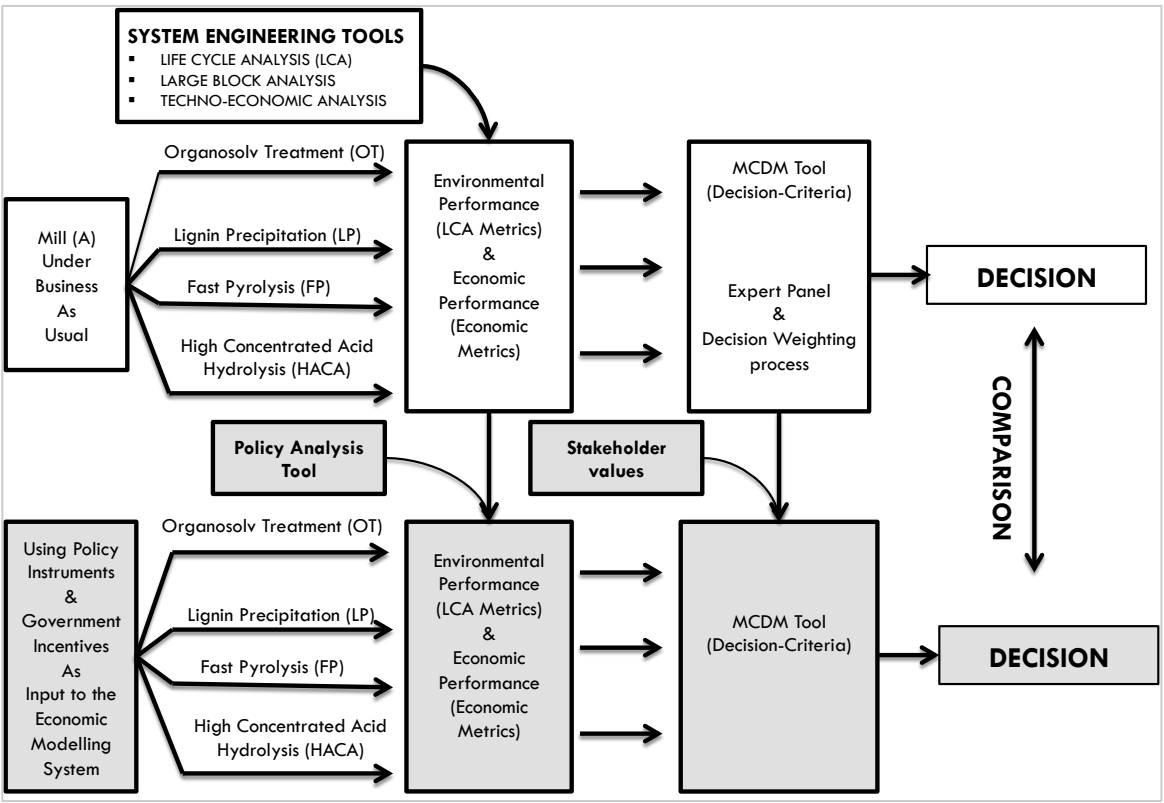


Figure 2: Analysis framework

The Phase II (see grey-coloured boxes in Figure 2) is a 3-step systematic approach summarized as follows:

1. First, based on a review, policy instruments supporting the bioeconomy are selected and used as an input into the analysis framework;
2. Second, the potential impacts of these policy instruments on the implementation of the selected biorefinery strategies are evaluated using the embedded economic LCA and policy analysis modelling tools [8]; and
3. Third, using the decision weights established during the MCDM No. 3 in phases I, the biorefinery strategies are ranked again, and this ranking is compared with the ranking obtained in Phase I. As such, the ranking of the biorefinery strategies under policy instruments is compared with their ranking under business-as-usual conditions.

It is important to remind that this paper focuses on presenting the methods and results related to the phase II (the phase that takes into account policy instruments), where policy instruments analyzed as new economic data input into the analysis framework model. While Phase I (uncoloured boxes) including all of its steps have been the subject of meticulous and detailed Life cycle assessment (LCA) as well as techno-economic analysis (TEA) conducted for the four forest biorefinery strategies. That ultimately resulted in presenting two papers including (Batsy & Stuart RP)[29] and (Sanaei & Stuart)[27]. However, basic data and necessarily results from Phase-I (uncoloured boxes) are presented in a straightforward manner to illustrate the reasoning and to confirm the arguments.

Case Study Context

The case study is a concrete assessment and integration of four-biorefinery technologies into the existing paper and paper mill. The Kraft pulp process produces about 1000 tonnes per day of pulp from about 2000 tonnes of softwood chips per day as input. The complete details and information related to this case study have been presented in previous papers including Sanaei et al., and Batsy et al., [8, 28-31]. The four-biorefinery technologies considered are the following: organosolv treatment (OT) technology, lignin precipitation (LP) technology, fast pyrolysis (FP) technology, and high concentrated acid hydrolysis (HCAH) technology. One of the main characteristics of the mill is that this particular mill is energy self-sufficient using its own electricity produced by the existing combined heat power (CHP) unit.

a. Lignin Precipitation (LP) Process

This technology enables to extract and precipitate lignin out of Kraft black liquor. The process extracts 15% of black liquor from the main stream, which the equivalent of 386 tonnes per day of black liquor extracted. The precipitated lignin is phenolated using phenolation process[32], which consists of activating phenolic group sites to get a reactive lignin that can replace fossil-based phenol as a feedstock in the production phenol-formaldehyde resins. The Lignin precipitation is linked the existing Kraft process through the black liquor stream.

b. Fast Pyrolysis (FP) Process

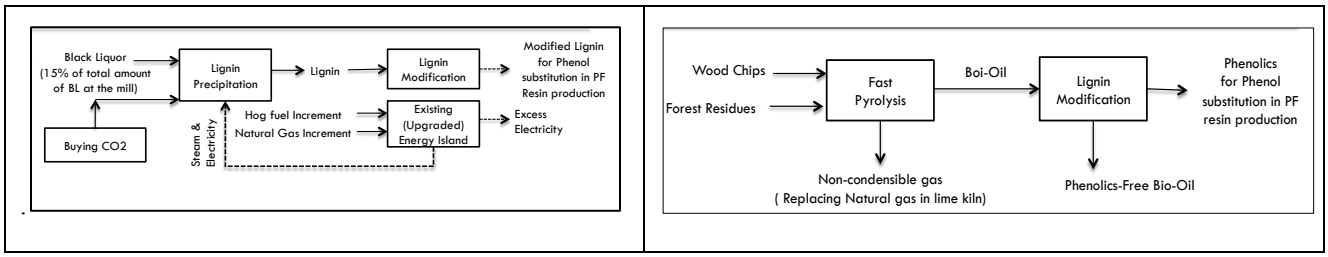
This technology consists of producing pyrolysis oil from the wood and forest residues. Ultimately, the pyrolysis liquid is transformed in Boi-oil derivatives: pyrolitic lignin and lignin free-boil obtained through methylolation process [32]. The process input capacity is 223 tonnes per day of wood chips and 642 tonnes per day of forest residues. The integration is done in parallel vis-à-vis the existing Kraft mill process.

c. High concentrated acid hydrolysis (HCAH) process

This technology enables to produce 3 products, which are precipitated lignin, acetic acid and ethanol. Lignin is phenolated using phenolation process, which consists of activating phenolic group sites to get a reactive lignin[32]. The modified or phenolated lignin can displace fossil-based phenol as a feedstock in the production of phenol-formaldehyde resins. The process input capacity is 223 tonnes per day of wood chips and 642 tonnes per day of forest residues. The integration is done in parallel vis-à-vis the existing Kraft mill process.

d. Organosolv treatment (OT) process:

This technology enables to produce 4 products, which are HP (High Purity) Lignin, acetic acid, ethanol and xylose from wood and forest residues. The lignin obtained from organosolv treatment is considered pure and good enough to displace Poly acrylonitrile (PAN) in the market segment of carbon fibre production. The process input capacity is 223 tonnes per day of wood chips and 642 tonnes per day of forest residues. The integration is done in parallel vis-à-vis the existing Kraft mill process.



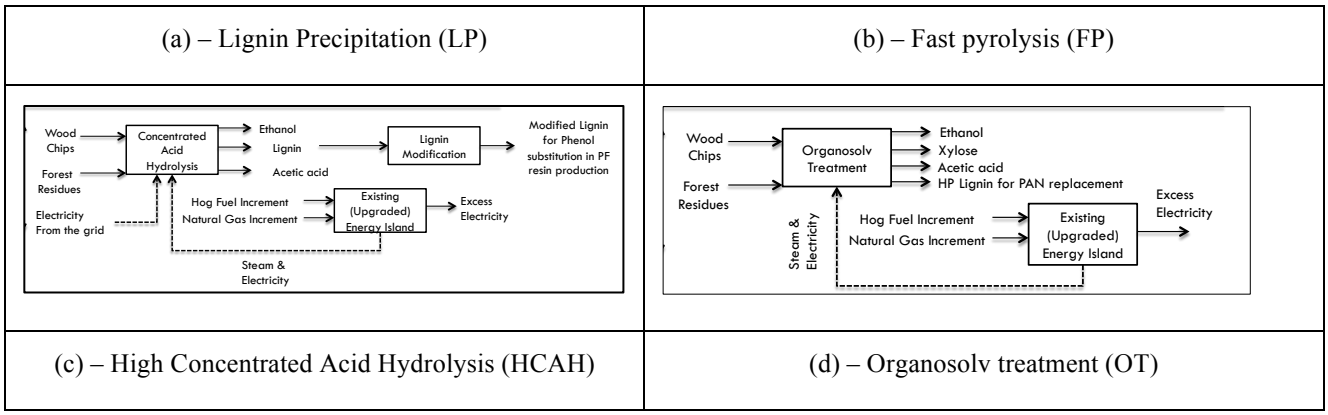


Figure 3: Illustration of biorefinery strategies: (a) Organosolv treatment; (b) Fast pyrolysis; (c) High concentrated acid hydrolysis; (d) Lignin precipitation

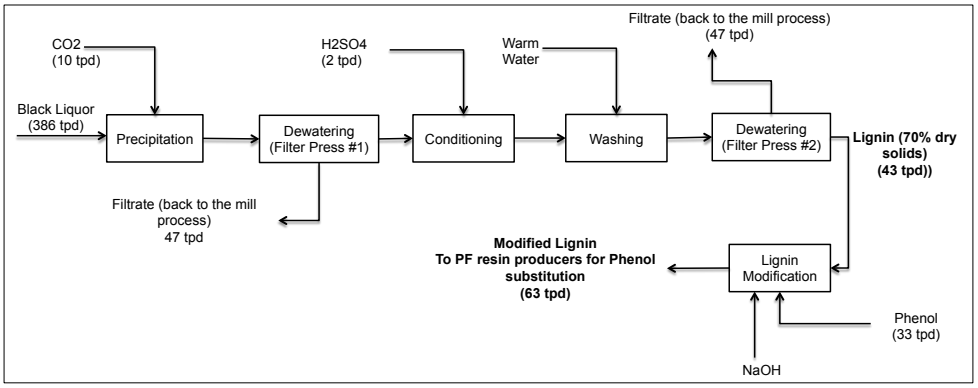
Process simulation – mass & energy balance

Simulating and modelling the process is important in order to get a good idea of how the process will work under certain conditions or physical constraint. To this end, suitable software must be used with an appropriate database under which the processes can be modelled. An appropriate database should include best thermodynamic data for separations and properties for wood components such as lignin, cellulose and hemicellulose. Simulating process cases allows solving situations with many components, many recirculation flows and different scenarios with relative ease. This is the main purpose of a computer simulation. The main simulation program that has been used is Aspen Plus V7.3 because of its simplicity and the fact that it now allows to simulate different biorefinery components such as lignin and cellulose. Reference simulation models were provided by NREL back up files including Aspen Plus and the Excel Spreadsheet [33, 34]. The US-DOE and US national laboratories have built one of the first biorefinery simulations with a complete set of Aspen plus physical property database for biofuels Components.

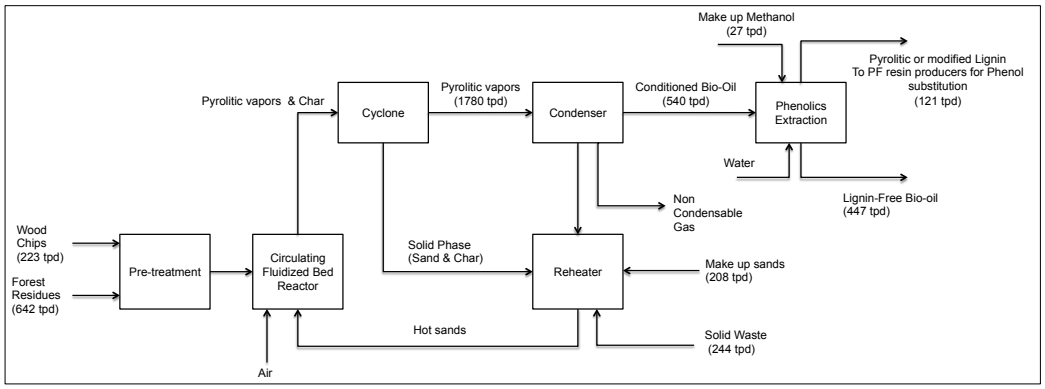
For the mass balance calculations, preliminary mass balances were calculated manually. Excel flow sheets were considered sufficient for the different scenarios because of the limited quantity of flows and components, and the few reactions occurring in the different processes. After completing the different Excel spreadsheets for each technology, the different biorefinery processes were modelled using Aspen. The mass balance results from the Excel spreadsheets were then compared to the results obtained by the simulations.

For the energy balances, the energy demand of different equipment's for each technology was evaluated using the Aspen simulations. This allowed obtaining results faster and in relative consistent manner for the energy balances. Once the energy balance values around each biorefinery equipment were computed, the data were integrated into the mill-based energy modelling system, which was provided by engineers working at the mill's energy department.

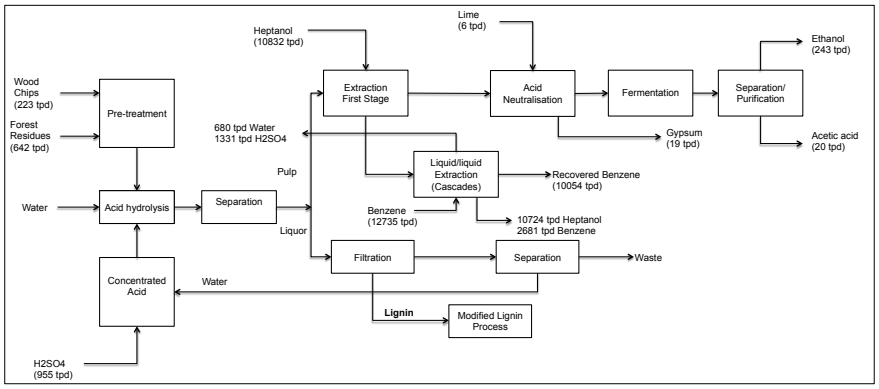
The mill's energy department provided the Excel spreadsheet to estimate the different types of steam need including High-Pressure steam (HP), Medium-Pressure (MP) steam and Low-pressure steam. These mill-based energy modelling system and Excel spreadsheet provided necessary data to estimate the amount of energy required from the integrated combined heat power unit.



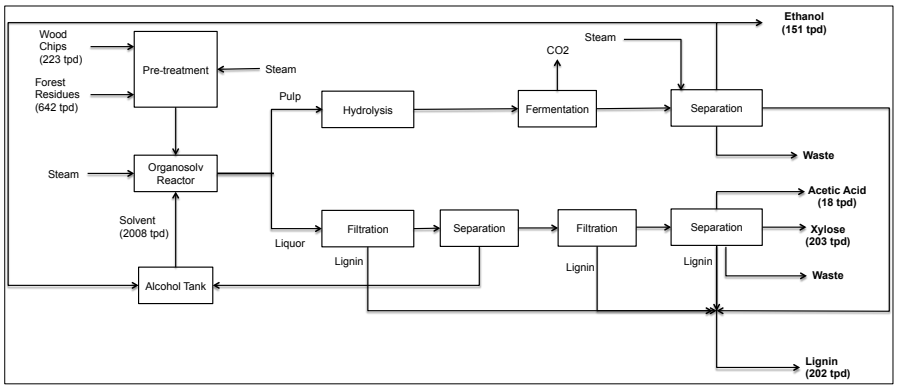
(a) – Detailed lignin precipitation diagram flow



(b) – Detailed fast pyrolysis process flow



(c) – Detailed high concentrated acid hydrolysis process flow



(d) – Detailed organosolv treatment diagram flow

Figure 4: Illustration of simplified process flows

Table 1: Summary of main mass inputs and outputs phase II

Forest Biorefinery Strategy	Main Inputs (Raw materials)	Main Outputs at Phase II (Products)
Organosolv treatment	▪ Wood (78 050 t/y) ▪ Forest residues (224 700 t/y) Organosolv solvent (702 800 t/y)	▪ Lignin (91700 t/y) ▪ Ethanol (53200 t/y) ▪ Xylitol (55419 t/y) ▪ Acetic acid (6300 t/y) Excess electricity produced (35200 MWh/y)
Fast pyrolysis	▪ Wood (78 050 t/y) ▪ Forest residues (224 700 t/y) ▪ Sand (72 800 t/y) ▪ Methanol (9450 t/y)	▪ Lignin-Free Boi-oil (156240 t/y) ▪ Pyrolitic lignin (43350 t/y) Excess electricity produced (16000 MWh/y)
Lignin precipitation	▪ Black liquor (134 100 t/y) ▪ CO2 (3500 t/y) ▪ H2SO4 (700 t/y)	▪ Kraft modified lignin (22050 t/y) Excess electricity (16600 MWh/y)
High concentrated acid hydrolysis	▪ Wood (78 050 t/y) ▪ Forest residues (224 700 t/y) ▪ Sulphuric acid (465 850 t/y)	▪ Modified Lignin (188790 t/y) ▪ Ethanol (77000 t/y) ▪ Acetic acid (7000 t/y) Electricity consumed from the grid (1600 MWh/y)

Table 2: Summary of balanced electricity produced to/or consumed from the grid

Forest biorefinery strategies	Excess electricity produced to the grid (MWh)	Excess electricity consumed from the grid (MWh)
Organosolv Treatment (OT)	35200	
Fast Pyrolysis (FP)	16600	
Lignin Precipitation	16000	
High concentrated acid hydrolysis		1600

Classical Techno-economic analysis and results summary

Techno-economic assessment is a conventional and well-established method that analyzes technical performance of a system via mass and energy balances, and uses those performance outcomes to assess economic performance of the system [35]. The details of major assumption used for the classical techno-economic assessment of the four-biorefinery technologies considered in this case study can be find here [27]. The table below presents the economic results under no policy consideration.

Table 4: Summary of baseline techno-economic analysis results [27].

Economic Metrics	Lignin Precipitation	Fast pyrolysis	High Concentrated Acid Hydrolysis	Organosolv Treatment
Capital Cost (CAPEX) (M$)	27	183	238	243
Annual Operating Cost (OPEX) (M$/y)	23	43	239	56
Annual Revenue (M$/y)	28	89	282	190
Internal Rate of return (IRR)	8%	11%	N/A	24%

Life cycle assessment (LCA)

A meticulous and detailed Life cycle assessment (LCA) was conducted for the four forest biorefinery strategies and was presented in other paper by (Batsy & Stuart RP)[29]. The authors evaluated the environmental impacts of current product portfolios. The authors used the "cradle-to-gate" approach. Beside the impact of each biorefinery product portfolio (bio-based), the authors identify the specific competing product portfolio. And then the author was able to address the environmental impact of processes and products avoided from the conventional production route. Using the SimaPro software and Ecoinvent date base, the authors assessed midpoint environmental impacts and endpoint environmental impacts, including net GHG emissions reductions for each biorefinery strategy.

Multi-attribute utility theory (MAUT)

Method

The method has three main characteristics, namely 1) preference; 2) the importance (weight); and 3) the utility function. The preference of the decision maker is a set of values, which characterizes the level of attributes u_i (x_i) of

the criterion (i) for all the alternatives considered (x_i). The importance is the degree of consideration given to an attribute after comparison (trade-off) with others. In other words, the importance that a decision maker attaches to one criterion with respect to another is in fact the weight (k_i) of an attribute for criterion (i). It is a comparison result within a single criterion. Whereas, the utility functions is a composite and discrete function that is used to calculate the utility values for each criterion. The composite and discrete function above presents a lower bound denoted x_{Lower} and an upper bound denoted x_{Upper}. In practice, this function means that if the alternative to the study obtains an evaluation lower than the lowest evolution agreed by the decision makers (namely lower bound) then its utility will be equal to zero and if it is greater than the highest evaluation fixed by decision makers then its utility value will be equal to 1. On the other hand, in the case where the evaluation of the utility by the decision makers is between the two bounds (lower bound &, then the utility value will be estimated using the appropriate utility function, in this case the function is a linear regression as shown the equation (2)

$$u_i(x_i) = \begin{cases} 0 \; if \; x \leq x^{Lower} \; (1) \\ mx_i + b \; if \; x^{lower} \leq x_i \leq x^{Upper} (2) \\ 1 \; if \; x_i \leq x^{Upper} \; (3) \\ where, m \; et \; b \; are \; linear \; regresion \; parameters \end{cases}$$

Using the utility function (ui (xi)) and the importance of each decision criterion (ki), the overall utility value U(x) of each design alternative, that in this study is calculated according to the following equation:

$$U(x) = \sum_{i=1}^{n} k_i \times u_i(x_i) \; (1)$$

$$\sum_{i=1}^{n} k_i = 1 \; et \; 0 \leq k_i \leq 1 \; (2)$$

The overall utility score is the weighted sum of utilities, as shown in Eqs. (1) and (2), 1) where k_i is the weighting factor of criterion *i*; 2) where (x_i) represents the alternatives, or in other words, it represents a given strategy; 3) where $u_i(x_i)$ is the attribute utility values for a given criterion *i*, across all alternatives considered (x_i); and finally 4) where $U(x)$ is the overall score of each strategy.

Panel activities and weighting process

Once all detailed data and results from LCA and results from TEA are collected, the MCDM panel activities can be carried out as the last step of the analysis framework presented above. The process of running an MCDM panel using MAUT methods enables: 1) to rationalize the design decision process; 2) to provide a systematic approach to design decision-making; and 3) to guide the decision maker(s) in coming to a rigorous and more balanced decision based on multiple decision criteria [36, 37]. As illustrated above, MAUT provides a sophisticate approach that uses advanced mathematical thinking to support decision makers (panel members) in making a more informed decision. Panel members are instructed to understand the difference between the importance of criteria (its weight) and the preference towards the attribute value of the criteria (its utility). The panel activities are subdivided into two phases termed as pre-panel activity and real panel activity.

In the pre-panel, the decision problem and weighting procedure are introduced to the panel. The members are made aware of the trade-offs that may need to be made between the criteria, and as a consequence, members are better equipped to address decisions. Once all criteria are completely understood and interpreted by the panel members, the weighting method is applied (trade-off method) to give a relative importance to each criterion.

In the second phase, which represents the real panel activity. The panel activity is performed in a full day meeting among the decision makers with the objective of interpreting the criteria and evaluating their relative importance in the context of the case study. The interpretation must bring a common understanding among the panel members; in other words, the interpretation is modified or retained until the consensus is achieved. Using that common understanding of those interpretations the trade-off process is launched taking into account the value of a criterion.

This generic procedure has been applied in several case studies involving key decision makers in the forestry industry [38][19, 20].

RESULTS

Reviewed policies

A complete review of policy instruments was done in Batsy et al. [8]. The authors reviewed the current state of policies put in place to support a sustainable transition to a low-carbon economy. The authors then identified and reviewed main drivers and barriers related to the implementation of successful biorefinery and bioproducts development in Canada. Through a comparative literature review, the authors reviewed a number of existing and past policies that are/or have been put in place in US and Canada to support the low-carbon economy objectives. Figure (Figure 5) summarizes the literature review process followed by the authors [8].

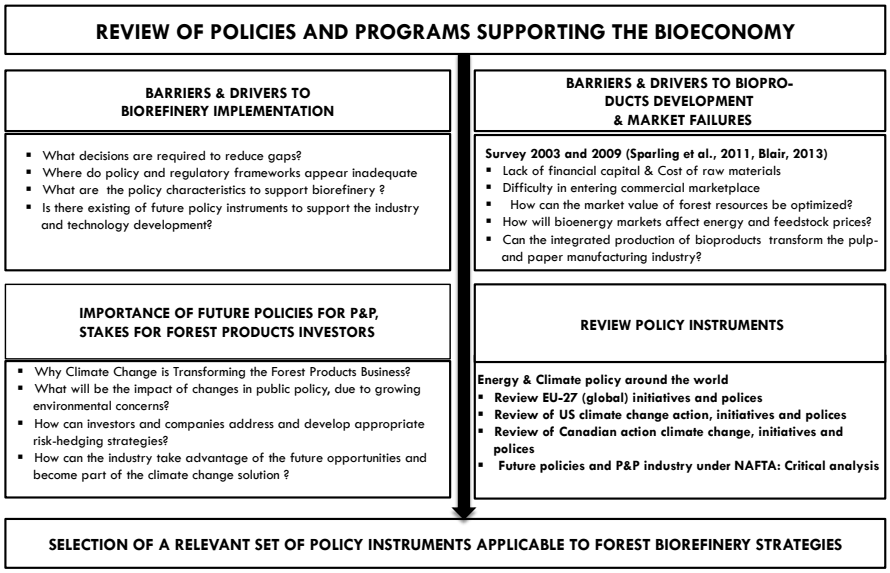


Figure 5: Review approach of policies and programs that support bioeconomy, adapted from Batsy et al., [8].

The research outcomes of the literature review are summarized respectively in the Table 5, Table 6 and Table 7. The Table 5 presents a relevant set of policy instruments that have a potential impact on forest biorefinery as well as on pulp and paper industry. The table 6 is set of combined policy instruments (incentives), in other words, it is a set of instruments that are cumulative concurrently within the same biorefinery project (strategy). Table 7 gives succinct explanation of how the selected policy instrument can impact the economic model of each biorefinery strategy. The Table 7 also explains the meaning of the point of impact. In fact, each policy instrument has economic parameter that can untimely affect one or more economic variable a biorefinery model (techno-economic model). For instance, Feed-in tariff is government instruments that allow clean power producers to get a 0.13$ for each kilowatt-hours produced as an incentive [39]. That incentive will increase the revenue of the clean power producer plants, thus the identified point of impact is the clean power revenue stream.

Table 5: Set of policy instruments used to evaluate the economic impact on forest biorefinery strategies, an excerpt from Batsy et al., [8].

n°	*Reference*	*Policy Instruments*
1	*[40, 41]*	***The Social Cost of Carbon (SCC)**: is an estimate of the economic damages associated with a small increase in (CO2) emissions, conventionally one metric ton, in a given year. Social Cost of Carbon representing the damages avoided on each metric ton of CO2 emission reduction (i.e.: 36 $/ metric ton (2007 $)). But the estimates are noted static because the cost takes into*

		account the consumer price index (CPI) as well as the social discount rate. In fact these estimates came from the work completed by EPA and the intergovernmental working Group. More detailed about SCC are provided in the appendix A.
2	*[39]* *[42]*	***Tariff Feed-In Tariff (FIT):*** *also known as* ***Advance Renewable Tariffs (ARTs)[43]****; or as* ***Renewable Energy Payments (REPs)[44]****. Through FIT, the incentive on the electricity price produced out of biomass power is $0.13/kWh. In US, FIT is known as US Generation Standard Contract Act (GSC Act), which is similar to PTC in different US-States with $22/MWh for first 10 years of operation for (Closed-loop biomass, wind, etc.); and $11/MWh for first 10 years of operation (for Open-loop biomass, landfill gas etc.)*
3	*[45]* *[46]* *[47, 48]*	***Production Tax Credit (PTC)*** *[45]****:*** *is a US federal programs that provides incentives for renewable fuels producers & renewable power producers. US-PTC is comparable to the Canadian production incentives such Canadian Program ecoEnergy for biofuel and Canadian Program ecoEnergy for renewable energy [48].*
4	[49] [50]	***ITC (Investment Tax Credit):*** *is investment tax credits that helps offset upfront investments in projects and provide an economic incentive to reduce capital investment cost. The equivalent to US-ITC in Canada is ITI (Income Tax incentive). There are three main Income tax incentives: ACCA (Accelerate Capital Cost allowance; CRCE (Canadian Renewable and Conservation Expense); and SR&ED (Scientific Research & Experimental Development)*
5	*[51, 52]*	***Canadian Renewable and Conservation Expense (CRCE):*** *Promotes the development and conservation of sources of renewable energy, and is able to include intangible expenses such as feasibility studies, negotiation, regulatory, site approval costs, site prep and testing, etc.*
6	*[53]*	***Accelerate Depreciation and Amortizement (ADA) or Accelerate Cost Allowance (ACCA):*** *The ACCA allows businesses to write-off these investments against taxable income more rapidly whereas ADA allows businesses to depreciate their investments completely over a three-year period, allowing them to deduct almost 42 cents more per dollar invested. This provides an additional return on capital of approximately 12-15 per cent.*

Table 6: Set policy scenarios as a combination of policy instruments, an excerpt from Batsy et al., [8].

n°	*A Combination of Policy Instruments as Policy Scenarios To Assess FBR Strategies*
A	*The combined policy Scenarios of* ***group A*** *includes FIT (Feed-In Tariff), PTC (Production Tax Credit), SCC (Social Cost of Carbon) and CRECE (Canadian Renewable and Conservation Expense)*

B	*The combined policy Scenarios of **group B** includes FIT (Feed-In Tariff), PTC (Production Tax Credit), SCC (Social Cost of Carbon) and ADA (Accelerate Depreciation and Amortizement)*

Table 7: Identified economic parameters that can impact the baseline economic model, an excerpt from Batsy et al., [8].

Identified Point of Impacts on the Baseline Economic Model (Economic Variables)
▪ ***The Social Cost of Carbon (SCC)****: has an impact on the revenues by increasing or decreasing the revenue stream from GHG credit or penalty (i.e. 36 $/ metric ton (2007 $). – (See Appendix A).* ▪ ***Tariff Feed-In Tariff (FIT):*** *has an impact on the revenues by increasing the revenue stream from electricity with 0,13$/kWh incentive.* ▪ ***Production Tax Credit (PTC):*** *has an impact on the revenues by increasing the revenue stream from bioethanol with 0,10$/L incentive.* ▪ ***ITC (Investment Tax Credit):*** *has an impact on the Capital Expenditures (CAPEX). This incentive depends on the type the project: 30% of qualified capital expenditures; or 10% of qualified capital expenditures.* ▪ ***Canadian Renewable and Conservation Expense (CRCE):*** *has an impact on the CAPEX (capital Expenditures) at least 50% or more tangible costs are reasonably expected to be allocated to different type of the assets (Class 43.1 or 43.2 Assets) and refunded* ▪ ***Accelerate Depreciation and Amortizement (ADA):*** *has an impact on the Capital Expenditures (CAPEX) by accelerating the depreciation rate, which 25% of CAPEX depreciated the first year, 50% second year, and 25% the third year*

Summary of policy analysis model and results

In order to evaluate the impact of a given policy instrument, each policy is considered and analyzed separately as the sole and new data input into the existing techno-economic model of a biorefinery (see coloured boxes in Figure 2).

First, the specific economic variables that characterize the policy instrument are identified, and as explain above, with Feed-in tariff incentive the point of impact would be the revenue stream coming from the excess electricity produced on-site by the combined heat power unit. Next (second), all other things remaining equal, the specific variables impacted by the policy under study are updated accordingly and incorporated into the techno-economic model. Third, the policy analysis model is run for each policy instrument separately, with the principle of: "all other things (meaning data) remain equal, except the targeted variables impacted by the policy instruments – which are updated eventually". Fourth, the set of selected policy instruments are classified into two groups. The policy instruments that are non-conflicting and non-mutually exclusive are combined together (see Table 6). Then, the FBR the policy analysis model enables to evaluate the impact of combined policy.

Summary of MCDM results

As explained above in the in the 5-step methodology of the analysis framework (phase I). Three MCDM were carried out, the expert panel evaluated 7 midpoint indicators and 10 economic criteria. The panel members chose to segment the task into a series of three activities. During the first activity (MCDM No. 1) the panel members weighted the environmental criteria and the three highest-ranked criteria were identified as the most important criteria by consensus. During the second activity (MCDM No. 2) the panel members weighted the economic criteria and the three highest-ranked criteria were identify as the most important criteria by consensus. The 3-most important criteria and the 5-most important criteria were retained for the next round of MCDM activities. Finally, the last event in the row, which is MCDM No. 3, enabled the panel members to evaluate, and weight both environmental and economic criteria using trade-off method see figure below (Figure 6).

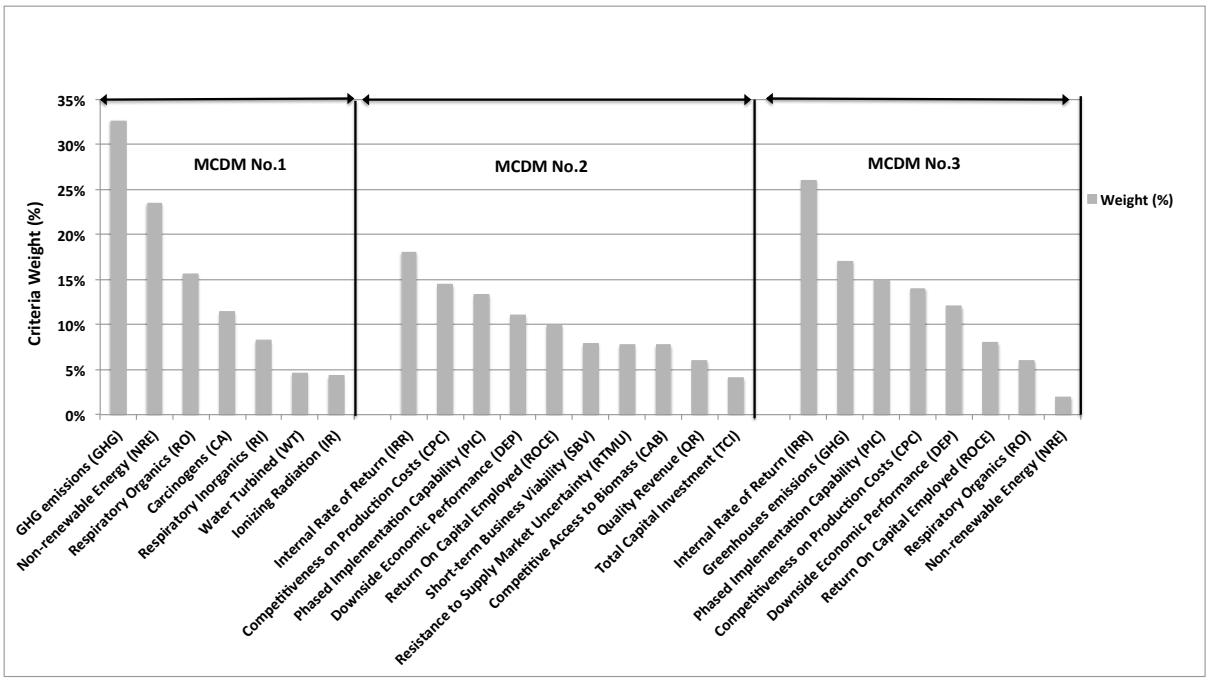


Figure 6: A Cascade of MCDM and related weighting factor of decision criteria

Table 8 presents a set of selected decision criteria that have been ranked and weighted by the expert panel. The set contains the most commonly used economic decision criteria to assess economic viability of biorefinery projects. The weighting factors have been used as decision matrix to evaluate the preference of biorefinery strategies (alternatives) under policy alternative as well as under policy no policy consideration.

Table 8: Economic and environmental decision criteria

Economic Criteria		Interpretation	Metric
NPV & IRR	Net present value & Internal Rate of Return	NPV measures overall project the profit. IRR measures profit /risk ratio under normal market conditions. This ratio should normally be greater than 11%, the minimum target for profitability to maintaining reasonable profitability under future policies and uncertain market conditions.	$\mathrm{NPV} = \sum_{t=0}^{22} \frac{\mathrm{CF_t}}{(1+\mathrm{IRR})^t} = 0$
GHG	Greenhouse Gas Emissions (Normalized)	GHG represents carbon footprint of the alternative in terms of CO2 equivalent compared to the established competitive existing product portfolio.	(%)

PIC	Phased Implementation Capability	PIC is an aggregated measure of technology risk that considers technology maturity (pilot demonstration etc.), scale-up requirement to commercial scale, and ability to execute the Phase I technology in 24 months.	PIC=0.5*maturity score+0.25*scalability score+0.25*implementation capability score
CPC	Competitiveness on Production Costs	CPC shows how competitive the biorefinery product portfolio production costs are relative to market prices (and thus pre-existing producers), and is an indication of the project to penetrate existing markets and achieve market share in the short term, to guaranty market position in the longer term.	$\text{CPC} = 100 * \left[1 - \frac{\text{Production Costs}}{\text{Revenue @ Poor market}}\right]$
DEP	Downside Economic Performance	ROCE measures the cash generated relative to the invested capital for a biorefinery strategy and is widely used as a measure by the investment community. It expresses the efficiency of the investment measured by how much the biorefinery strategy generates cash flow from investments. Higher ROCE is preferred because it indicates better return on invested capital.	$DEP = 0.04 * \left[\frac{EBIT}{Revenu\ @\ Poor\ market} / 12\right] + 0.08 * \left[\frac{EBIT}{Revenu\ @\ Normal\ market} / 12\right]$
RO	Respiratory Organics (Normalized)	This criterion shows the potential impact of VOCs and other contaminants emissions into air, having an effect on human health, specifically respiratory, compared to the competitive product portfolio.	(%)
NRE	Non Renewable Energy (Normalized)	This criterion shows the level of stress on NRE consumption compared to the competitive product portfolio. It also represents the level of dependency of the candidate biorefinery alternatives on fossil-based energy, which is a limited energy source	(%)
ROCE	Return on Capital Employed	Measures the cash flow that the project generates from its invested capital.	$\text{ROCE} = \frac{\text{EBIT}}{\text{Capital Employed}}$

COMPARISON OF DECISION-MAKING RESULTS UNDER NO/AND WITH POLICY CONSIDERATION

.

Analysis of Social Cost of carbon (SCC) on the alternative preferences

Figure 7 presents the overall score under no policy consideration and under Social Cost of Carbon (SCC) policy. Under SCC, the overall score of Organosolv Treatment (OT) and Fast Pyrolysis (FP) did not vary much, but those of Lignin precipitation (LP) and High concentrated acid hydrolysis (HCAH) varied significantly. Figure 7 shows to what extent SCC has an impact on the ranking of the biorefinery strategies. The FP strategy ranking score slipped from 3rd place to 4th place. This is due to the fact the GHG emissions of the LP strategy is much higher than that of the HCAH strategy. If the SCC policy imposes financial penalties on each tonne of CO2 emitted, the LP strategy has no other choice but to pay the high price, the direct consequences of its emissions level.

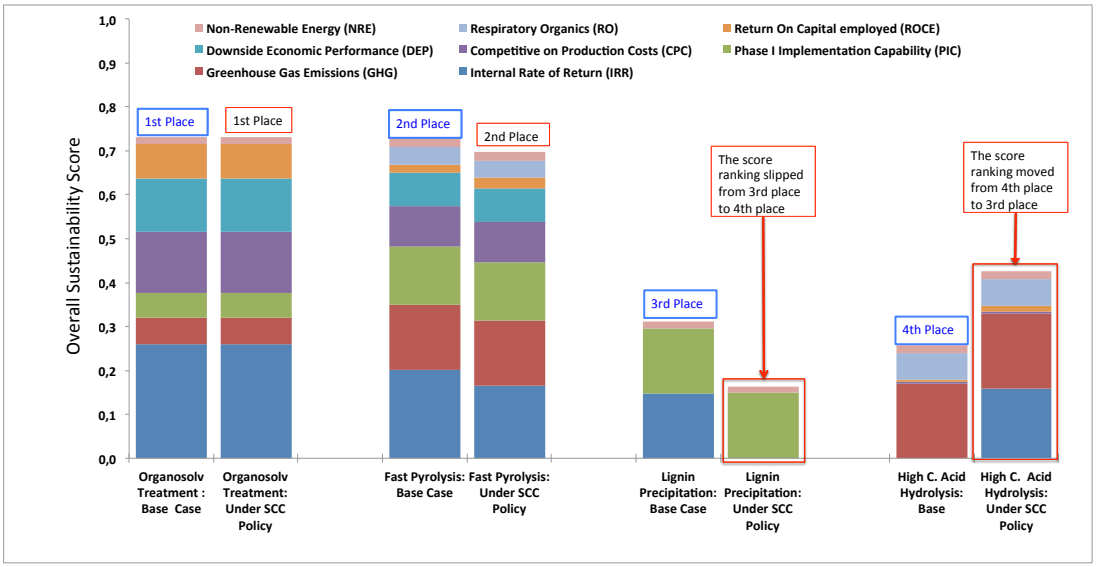


Figure 7: MCDM-Based Sustainability score of biorefinery strategies with Social Cost of Carbon (SCC1) consideration

[1] The data for social cost of carbon can be found in the appendix A

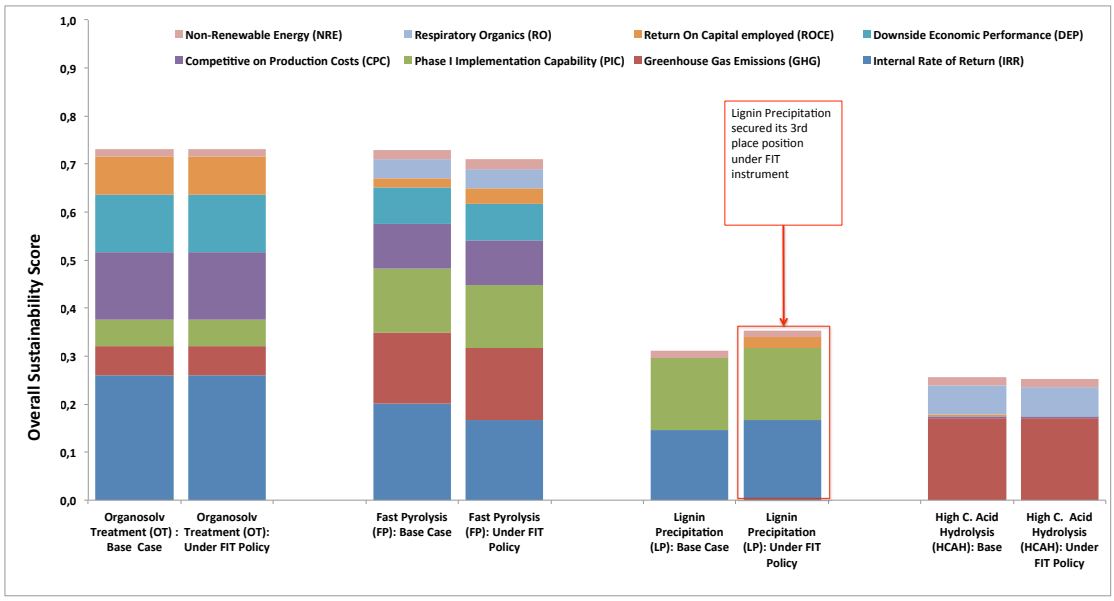


Figure 8: MCDM-Based Sustainability score of biorefinery alternatives with FIT policy consideration

Analysis of production tax credit on the alternative preferences

Figure 8 shows the overall scores of the biorefinery strategies under Feed-in Tariff (FIT) policy. Under FIT, the overall score of OT, FP and HCAH did not vary much, but those of Lignin precipitation (LP) varied slightly. This is due to the fact LP strategy produces excess electricity, which can be sold to the electricity grid according to terms offered by the FIT policy. The HCAH strategy also produces excess electricity, but not as much as the LP strategy. Under the FIT policy, the ranking of preferred strategies did not change compared to the previous ranking under no policy consideration.

Figure 9 shows the overall score of biorefinery strategies under Production Tax Credit (PTC) policy. Under PTC, the overall score of Organosolv Treatment (OT) and Fast Pyrolysis (FP) did not vary much, but those of Lignin precipitation (LP) and High concentrated acid hydrolysis (HCAH) varied significantly. As under the SCC policy, the LP and HCAH strategies switched positions in the ranking. The LP strategy ranking score slipped from 3rd place to 4th place again. This due to the fact that the HCAH strategy produces a huge amount of ethanol for biofuels compared to the amount of excess electricity produced by the LP strategy. This means that, under the ecoEnergy policy for biofuels (a variant of PTC), the tax credit revenue generated by each liter of biofuel is much bigger than the tax credit revenue generated by each kWh of excess electricity under the ecoEnergy policy for renewable energy (another variant of PTC).

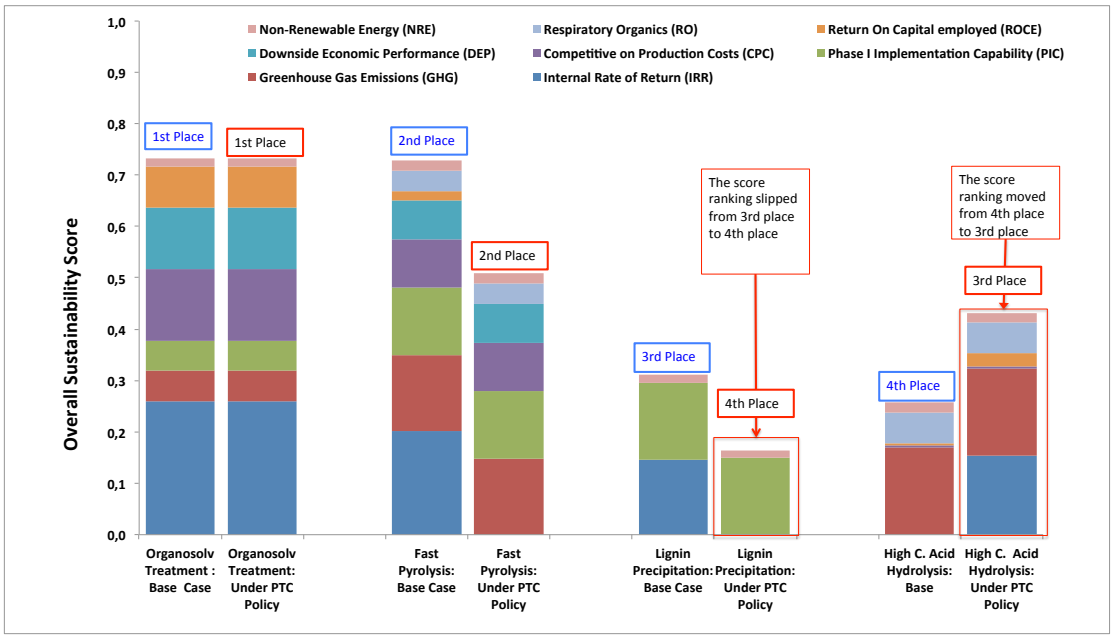


Figure 9: MCDM-Based Sustainability score of biorefinery alternatives with PTC policy consideration

The impacts of other policies such as those of Investment tax credit policy (ITC), Canadian Renewable and Conservation Expense policy (CRCE) and Accelerated Cost Allowance policy (ACCA or ADA) are presented in appendix B. Under the ITC and CRCE policies, the scores showed the same changes as in Figure 8 and 10. Under both ITC and CRCE policies, the LP and HACH strategies switched positions.

Analysis of combined set policies

Two groups of combined policy scenarios were analyzed. The first group (group A) consists of SCC (Social Cost of Carbon), FIT (Feed-In Tariff), PTC (Production Tax Credit), and CRECE (Canadian Renewable and Conservation Expense) whereas the second group (group B) consists of SCC (Social Cost of Carbon), FIT (Feed-In Tariff), PTC (Production Tax Credit), and ADA (Accelerate Depreciation and Amortization).

Figure 10 shows the overall scores of biorefinery strategies under the combined policy scenarios. Under the combined policy scenarios, the overall scores of Organosolv Treatment (OT) and Fast Pyrolysis (FP) strategies do not vary much compared to those of Lignin precipitation (LP) and High concentrated acid hydrolysis (HCAH) strategies. Under both combined policy scenarios, the overall score of LP decreased significantly whereas the score of HACH strategy increased significantly. As a consequence, the LP and HACH strategy switched ranks. Furthermore, the HACH and FP strategies now share the 2nd place.

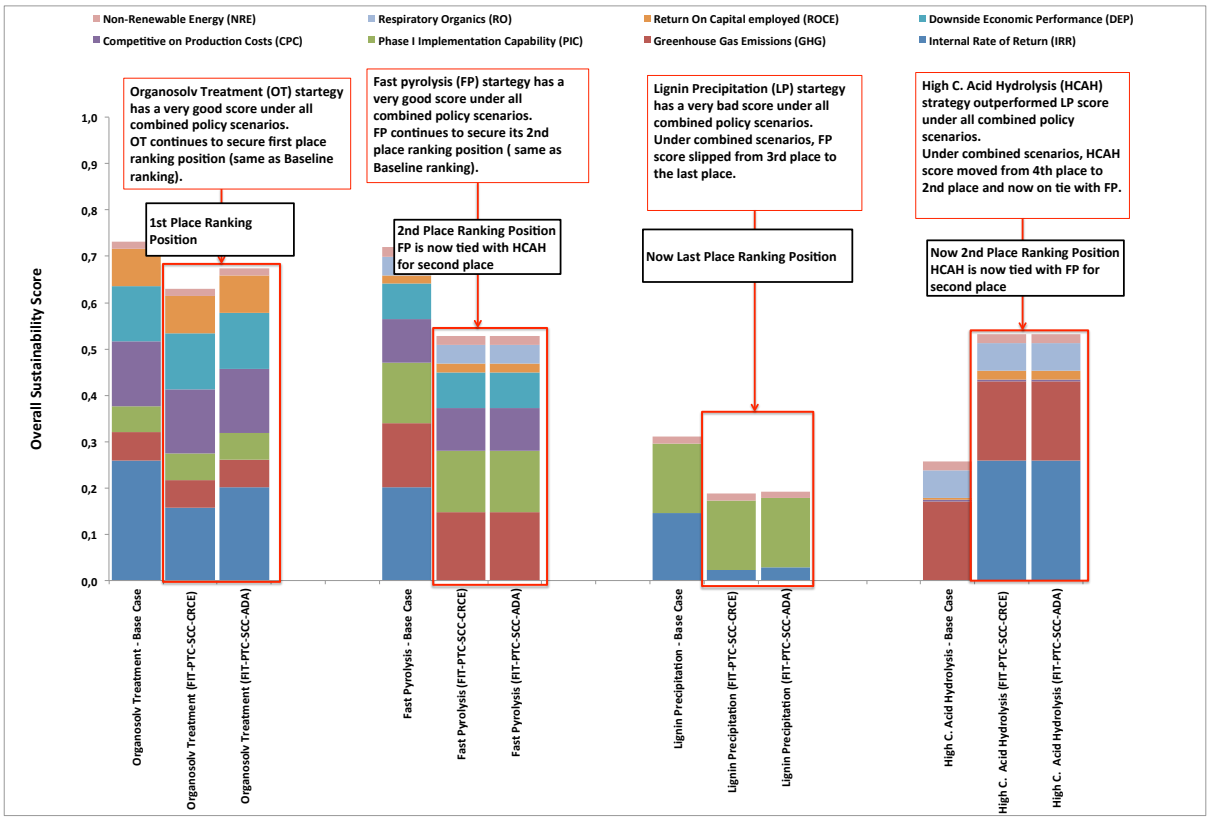


Figure 10: MCDM-based Sustainability score for biorefinery strategies under policy consideration

Comparing capital spending-oriented appropriation decision

The last survey by Chambost et al. [5], revealed that approx. 47% of projects are evaluated and selected by decision makers using the usual capital spending-oriented appropriation decision process. In response to that, one can argue that the spending-oriented appropriation decision is not a wise, informed and appropriate decision process do for long-term and strategic decision. In fact, focusing a decision process around capital spending can mislead decision makers in their decision process because other aspects (such as carbon credit, GHG emissions) of the project that might create value are not taken into account. For instance, under carbon pricing policy such as social cost of carbon (SCC) a project like high concentrate acid hydrolysis (HCAH) with its good environmental performance including GHG emissions reduction, HCAH can outperform lignin precipitation (see Figure 10) when other decision criteria are integrated in the decision process.

The authors concluded that industry wants to be independent of policy, thereby wants to minimize its reliance on government policy, but the figure (Figure 11) shows there are some opportunities linked to government policy instruments. A project like HCAH has a very bad economic performance with high capital cost and high operating cost, which can eventually lead at its rejection at early design. However, with good policy framework in place, incentives such as production tax credit (PTC), feed-in tariff (FIT), carbon pricing (i.e., carbon tax), and accelerated cost allowance (ACA or ADA), HCAH can thrive, can outperform lignin precipitation, fast pyrolysis and eventually can achieve market-driven prices to reach commercial scale.

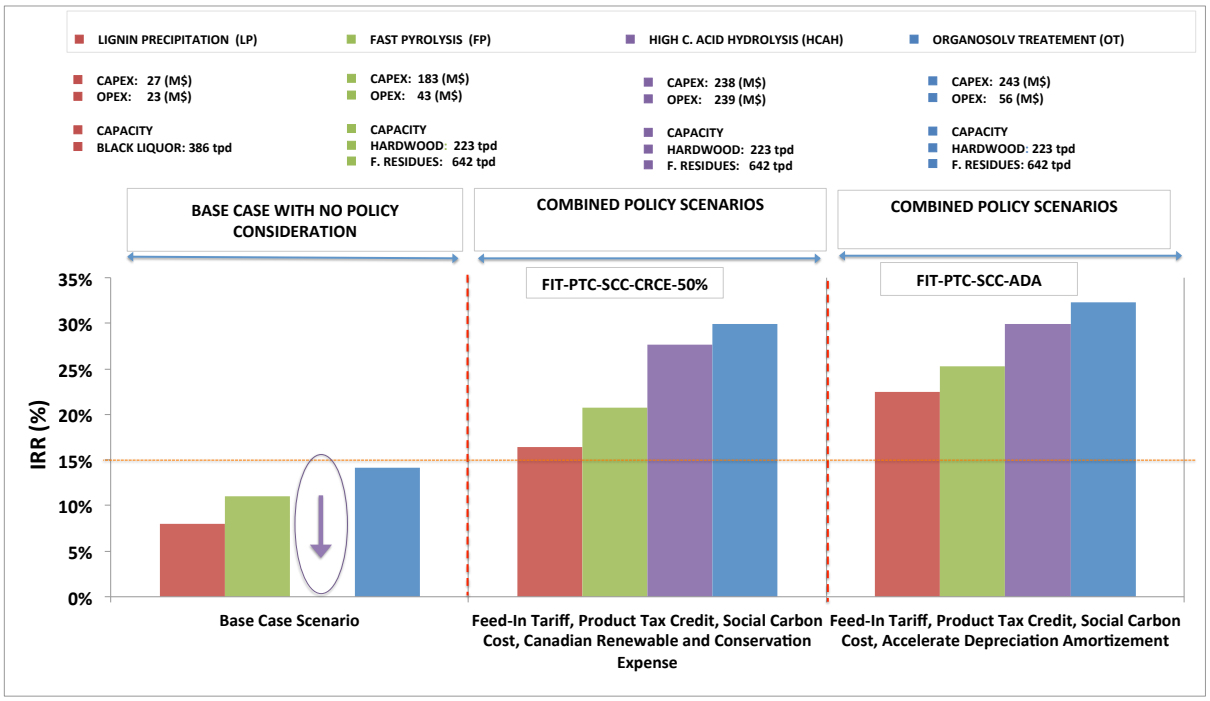


Figure 11: Capital spending-oriented appropriation decision considering policy analysis

DISCUSSION AND CONCLUSION

This paper presented how policy instruments are incorporated as inputs in a systematic methodological framework and how policies can influence strategic decision-making. A set of 6 policy instruments and a set of 2 combined policy scenarios were applied in a Kraft mill case study. The policy review shows that policy instruments could fill the economic and investment gap in the area of bioproduct developments through strong financial programs and incentives.

The analysis shows that HCAH, the most capital-intensive technology [27], can be competitive with the support of government through subsidies and other financial instruments. In the baseline MCDM process (the baseline MCDM realized under NO policy consideration), HCAH was ranked as the least preferred technology (4th place). That last ranking place was especially due to its bad economic performance (high capital cost). But with regards to policy instruments, HCAH outperformed lignin precipitation, and has tied the performance of fast pyrolysis under combine policy scenarios.

The model that incorporates policy analysis results and economic performances into the multi-criteria decision-making (MCDM) process shows the extent to which the overall sustainability score and the ranking of preferred biorefinery strategies could change. The HCAH strategy, one of the least preferred among the biorefinery strategies under business-as-usual conditions, becomes the second most preferred strategy when policy instruments are taken into account. This means decision makers could have rejected HCAH strategy at first glance, missing at the same time the real potential of HCAH and hidden opportunity hold by government instruments. Finally, the analysis showed that government could foster the development of bioproduct and bioeconomy through various support including financial program and incentives. The forestry industry can be revitalized. The momentum generated by climate change, COP21 and the shift in consumer values are creating unprecedented demand of low-carbon ecosystem products and services.

ACKNOWLEDGEMENT

This study was funded by Value Chain Optimization Network through its VCO International Internship Program and by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC) Environmental Design Engineering Chair in the Chemical Engineering Department at École Polytechnique in Montreal. The authors would like to thank Sanaei for her contribution to this work.

REFERENCES

[1] The Global Commission on the Economy and Climate, "Seizing the Global Opportunity: Partnerships for Better Growth and A Better Climate," World Resource Institute (WRI), Managing Partner, Washington ISBN: 978-0-9906845-9-6, 2015.

[2] U.S. Energy Information Administration (U.S. EIA), "International Energy Outlook 2016," U.S. Energy Information Administration, Washington, DC 205852916.

[3] CITEPA. (2016, 10/10). *Paris Agreement - China and the US formally ratify* Available: http://www.citepa.org/en/news/2425-3-september-2016-paris-agreement-china-and-the-us-formally-ratify

[4] M. Janssen and P. Stuart, "Drivers and Barriers for Implementation of the Biorefinery," *Pulp & Paper Canada,* 2010.

[5] V. Chambost and A. Mariano, "Effective Decision-Making for Selecting Promising Biorefinery Pathways," presented at the Paper Week Montreal, 2014.

[6] Janssen M. and Stuart P., "Drivers and Barriers for Implementation of the Biorefinery. ," *Pulp&Paper Canada. ,* vol. 111, pp. 5-6, 2010.

[7] James Collins, Michael Moore, and C. Johnson, "Understanding the Future Energy System," Accenture management consulting, technology services and outsourcing company2010.

[8] D. R. Batsy, M. A. Brown, and P. Stuart, "Title," unpublished|.

[9] A. Aulisi, A. Sauer, and F. Wellington, "Trees in the greenhouse: Why Climate Change is Transforming the Forest Products Business?," World Resources Institute (WRI), Washington, DC 20002, USA2008.

[10] S. Canada, "The Bioproducts Production and Development Survey 2009 " Statistics Canada, Ottawa2009.

[11] U. M. Diwekar, H. C. Frey, and E. S. Rubin, "Synthesizing optimal flowsheets: applications to IGCC system environmental control," *Industrial & Engineering Chemistry Research,* vol. 31, pp. 1927-1936, 1992.

[12] E. W. Crabtree and M. M. El-Halwagi, "Synthesis of environmentally acceptable reactions. ," presented at the AIChE Symposium series, 1994.

[13] A. A. Linninger and A. Chakraborty, "Synthesis and optimization of waste treatment flowsheets," *Computers & Chemical Engineering,* vol. 23, pp. 1415-1425, 1999.

[14] M. Hostrup, P. M. Harper, and R. Gani, "Design of environmentally benign processes: integration of solvent design and separation process synthesis," *Computers & Chemical Engineering,* vol. 23, pp. 1395-1414, 1999.

[15] S. P. Wising Ulrika, "Identifying the Canadian forest biorefinery," *Pulp and paper Canada,* 2006.

[16] R. L. Keeney, "Feature Article--Decision Analysis: An Overview," *Operations research,* vol. 30, pp. 803-838, September 1, 1982 1982.

[17] T. L. Saaty, "How to make a decision: The analytic hierarchy process," *European Journal of Operational Research,* vol. 48, pp. 9-26, 1990/09/05 1990.

[18] T. L. Saaty, "An Exposition on the AHP in Reply to the Paper "Remarks on the Analytic Hierarchy Process"," *Management Science,* vol. 36, pp. 259-268, 1990.

[19] L. Diaz-Balteiro and C. Romero, "Making forestry decisions with multiple criteria: A review and an assessment," *Forest Ecology and Management,* vol. 255, pp. 3222-3241, 5/15/ 2008.

[20] L. Diaz-Balteiro and C. Romero, "Multiple Criteria Decision-Making in Forest Planning: Recent Results and Current Challenges," in *Handbook Of Operations Research In Natural Resources*, A. Weintraub, C. Romero, T. Bjørndal, R. Epstein, and J. Miranda, Eds., ed Boston, MA: Springer US, 2007, pp. 473-488.

[21] M. Y. Stefan Hajkowicz, *Supporting Decisions: Understanding natural resource management assessment techniques*: Natural Resource Management Economics, 2000.

[22] J. Kangas, A. Kangas, P. Leskinen, and J. Pykäläinen, "MCDM methods in strategic planning of forestry on state-owned lands in Finland: applications and experiences," *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis,* vol. 10, pp. 257-271, 2001.

[23] S. J. E., L. Leslie, S. Albert, and H. Bruce, "Multicriteria decision models for forestry and natural resources management: an annotated bibliography.," USDA, Newtown Square, PA 19073-3294November 12, 2002 2003.

[24] B. Roy and D. Bouyssou, *Aide Multicritère à la décision: Méthodes des cas*. Paris, 1993.

[25] Government of Canada, "Pan Canadian Framework on Clean Growth and Climate Change: Canada's Plan to Address Climate Change and Grow the Economy," Government of Canada, Ottawa2016.

[26] Forest Products Association of Canada (FPAC). (2016, March 23). *The "30 by 30" Climate Change Challenge was*. Available: http://www.fpac.ca/forest-products-industry-launches-30-by-30-climate-change-challenge/

[27] S. Sanaei, "Sustainability Assessment of Biorefinery Strategies Under Uncertainty and Risk Using Multi-Criteria Decision-Making " PhD Thesis, Chemical Engineering, Ecole Polytechnique, Montreal, 2014.

[28] D. R. Batsy, R. Samson, and P. Stuart, "Title," unpublished|.

[29] D. R. Batsy, R. Samson, and P. Stuart, "Title," unpublished|.

[30] S. Sanaei, "Sustainability assessment of biorefinery strategies under uncertainty and risk using multi criteria decision-making (MCDM) approach," PhD, Chemical Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montreal, 2014.

[31] D. R. Batsy, M. A. Brown, and P. Stuart, "Title," unpublished|.

[32] L. Hu, H. Pan, Y. Zhou, and M. Zhang, "Methods to improve lignin's reactivity as a phenol substitute and as replacement for other phenolic compounds: a brief review," *BioResources; Vol 6, No 3 (2011),* 2011.

[33] D. Humbird, R. Davis, L. Tao, C. Kinchin, D. Hsu, A. Aden*, et al.*, "Process design and economics for biochemical conversion of lignocellulosic biomass to ethanol: dilute-acid pretreatment and enzymatic hydrolysis of corn stover," National Renewable Energy Laboratory (NREL), Golden, CO.2011.

[34] L. Tao and R. Davis, "Process Design for Biochemical Conversion of Biomass to Ethanol," NREL, NREL2011.

[35] M. S. Peters, K. D. Timmerhaus, R. E. West, K. Timmerhaus, and R. West, *Plant design and economics for chemical engineers* vol. 4: McGraw-Hill New York, 1968.

[36] G. A. Hazelrigg, "A Framework for Decision-Based Engineering Design," *Journal of Mechanical Design,* vol. 120, pp. 653-658, 1998.

[37] G. A. Hazelrigg, "An Axiomatic Framework for Engineering Design," *Journal of Mechanical Design,* vol. 121, pp. 342-347, 1999.

[38] Janssen Matty, "Retrofit design methodology based on process and Product modeling," Unpublished doctoral dissertation, Chemical engineering, Université de montréal, 2007.

[39] Ontario Ministry of Energy. (2016, 09/008). *Feed-in Tariff (FIT) and MicroFIT Program*. Available: http://www.energy.gov.on.ca/en/fit-and-microfit-program/

[40] Environmental Protection Agency (EPA), "Fact Sheet: Social Cost of Carbon," 2013.

[41] Interagency Working Group, "Technical Support Document: Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis - Under Executive Order 12866," EPA Management Agency2010.

[42] Ontario Ministry of Energy, "Ontario's Feed-in Tariff Program: Two-Year Review Report," Ministry of Energy, Ontario2012.

[43] Public Service Commission of Wisconsin. (2016, 09/09). *Overview of Advanced Renewable Tariffs (ARTs) for renewable electricity*. Available: http://www.renewwisconsin.org/policy/arts.htm

[44] Columbia University - School of International and Public Affairs, "Renewable Energy Payements: A Policy Guide to Feed-in Tariffs in America," EarthAction & the Alliance for Renewable Energy, New York, NY 100272009.

[45] US Department of Energy (US-DOE). (2016, 09/09). *ENERGY.GOV: Renewable Electricity Production Tax Credit (PTC)*. Available: http://energy.gov/savings/renewable-electricity-production-tax-credit-ptc

[46] North Carolina Clean Energy Technology Center (NCCETC). (2014). *Database of State Incentives for Renewables & Efficiency (DSIRE)*. Available: http://www.dsireusa.org/about-us/

[47] Clean Energy Technology Center. (2016, 09/09). *Program Overview: Renewable Electricity Production Tax Credit (PTC)*. Available: http://programs.dsireusa.org/system/program/detail/734

[48] Natural Resources Canada. (2016, 09/09). *ecoENERGY for Renewable Power*.

[49] Canada Revenue Agency (CRA). (2016, 09/09). *SR&ED Investment Tax Credit Policy*. Available: http://www.cra-arc.gc.ca/txcrdt/sred-rsde/clmng/srdnvstmnttxcrdt-eng.html

[50] US Department of Energy (US-DOE). (2016, 09/09). *Business Energy Investment Tax Credit (ITC)*.

[51] Greg P. Shannon, "Canadian Renewable & Conservation Expense (CRCE) - Clean Energy Tax Incentive," Miller Thomson Lawyers, LLC, Calgary, AB T2P 3V4 2016.

[52] N. R. Canada, "Technical Guide to Canadian Renewable and Conservation Expenses (CRCE)," CanmetEnergy ISSN 1929-3313, 2012.

[53] C. R. A. (CRA). (2016, 09/09). *Claiming capital cost allowance (CCA)*. Available: http://www.cra-arc.gc.ca/tx/bsnss/tpcs/slprtnr/rprtng/cptl/hw-eng.html

ANNEXE E – ARTICLE – 5: EVALUATING THE IMPACT OF CANADIAN REGIONAL ELECTRICITY SUPPLY MIX AND CARBON TAX ON STRATEGIC DECISION-MAKING FOR FOREST BIOREFINERY PROCESSES: A CASE STUDY AT A PULP AND PAPER MILL

EVALUATING THE IMPACT OF CANADIAN REGIONAL ELECTRICITY SUPPLY MIX AND CARBON TAX ON STRATEGIC DECISION-MAKING FOR FOREST BIOREFINERY PROCESSES: A CASE STUDY AT A PULP AND PAPER MILL

Dieudonné R. Batsy[1], Marilyn Brown[2], Réjean Samson[3], *Paul Stuart[1]

[1]NSERC Chair in Environmental Design Engineering at École Polytechnique de Montréal
[2]School of Public Policy at Georgia Institute of Technology

[3]International Reference Centre for the Life Cycle of Products, Processes and Services (CIRAIG™)

*Contact and corresponding author

paul.stuart@polymtl.ca
École Polytechnique de Montréal
Chemical Engineering Department
C.P.6079, Succ. Centre-Ville, Montréal (QC)

ABSTRACT

Emissions from fossil fuel combustion in the energy sector accounted for 81 per cent of Canadian GHG emissions in 2013. Given the prevalence of fossil fuels in the Canadian and global energy mix, energy use and GHG emissions are directly linked. Given federal and provincial initiatives to reduce coal-fired power production including other fossil fuel combustion, experts believe that the energy sector will continuously reduce its footprint over the next decades. This will result in boosting and promoting a sustainable competitive low-carbon economy while creating more direct and indirect jobs. Because GHG emissions from the energy sector are projected to decrease over the next decades, it can be assumed that GHG emissions from high-energy-intensity projects such as biorefinery projects will tend to decrease over the next decades because of the strong correlation between energy input and overall GHG emissions of companies.

Four integrated biorefinery strategies have been assessed in this study: organosolv treatment (OT), fast pyrolysis (FP), lignin precipitation (LP), and high-concentration acid hydrolysis (HCAH). The paper presents a two-step methodology. First, regional supply mix scenarios are reviewed and incorporated as environmental data inputs into a systematic life-cycle assessment (LCA) modelling system. The paper then illustrates how electricity supply mix scenarios can significantly change the environmental profiles of biorefinery strategies and their decision ranking under selected decision-making criteria and criteria-weighting matrix models. Second, carbon tax scenarios are incorporated as economic data inputs into a systematic techno-economic model. The paper then illustrates how future carbon tax can influence strategic decision-making and preferences for biorefinery alternatives.

A model that incorporates regional electricity supply mix scenarios into an LCA model and a decision-making model (weighting matrix model) shows the extent to which the overall score and ranking of preferred biorefinery strategies could change under certain regional supply mix scenarios. As a matter of fact, the fast pyrolysis strategy, which ranked as the second most preferred among the biorefinery strategies, becomes the most preferred strategy (ranked as number one) under Quebec, Ontario, and Canada supply-mix scenarios. However, under carbon tax scenarios, the final ranking of alternatives remains unchanged from the initial ranking made in the base-case context by decision-makers during real-world multi-criteria decision-making (MCDM) panel activities. The paper concludes that overall environmental production profiles and economic competitiveness depend greatly on the quality of the electricity supply mix portfolio and the region where the technology is implemented.

Furthermore, the model enables to analyze the impact of government coal-fired power plants phased-out policy. The findings show that between 2015 and 2030, the average GHG emissions of each biorefinery considered will decrease by 40% if located in Alberta, by 15% if located in Ontario, by 9% under average Canadian supply mix and by 0% in Quebec. The "0% GHG reduction if located in Quebec" can be explained by the fact that Quebec has already the cleanest supply mix, and does not intend to change its supply mix portfolio between 2015 and 2030.

Keywords: Biorefinery, electricity, grid mix supply, GHG emissions, life-cycle assessment (LCA), decision-making (MCDM),

INTRODUCTION

The era of worldwide momentum in climate initiatives and political action is said to have begun in 2015. In fact, the momentum started early that year with a series of critical international events, including the international conferences that culminated with the Paris agreement in December 2015 under the auspices of the United Nations Framework Convention for Climate Change (UNFCCC). However, 2016 could be considered as a year of significant and major political moves for UNFCCC with global ratification and implementation of the Paris agreement [1].

At the Canadian level, 2016 has been the most important year ever for climate policy development in Canada. On the heels of the UN climate summit in Paris, the federal Prime Minister and Canada's provincial and territorial premiers met in Vancouver to discuss climate change mitigation and clean economic development. That meeting culminated in the Vancouver Declaration on Clean Growth and Climate Change (DCGCC) [2]. The DCGCC was considered as a precursor of a future Pan-Canadian Framework on Clean Growth and Climate Change (PCFCGCC). The DCGCC represented unprecedented political consensus across all members of the Canadian federation on the need for Canada to live up to its international climate obligations. Federal and provincial governments have, for the first time, aligned their objectives, including a commitment to 30% or more GHG reduction by 2030 compared to 2005 emissions levels.

The Canadian government has committed to reduce its environmental footprint to meet the Kyoto Protocol target of a 6% reduction in GHG emissions compared to 1990 levels between 2008 and 2012 [3]. Unfortunately, not only did the Canadian government fail to meet this reduction target, but Canada also failed to develop and produce a credible action plan during the same period. After decades of stagnation and inaction in Canada's fight against climate change, the new Liberal government has committed to produce a credible action plan. Canada has recently ratified the Paris agreement and has committed to reduce its GHG emissions by 30% by 2030 compared to 2005 levels [1].

Through various policies and initiatives, Canada continues to strengthen its position as a global leader and a major producer of clean energy. Moreover, its energy presence in the global market is quite impressive. The energy sector has been credited as one of the main dynamic and driving forces of its economy in recent decades [4]. The sector is also considered to be the fifth largest energy producer in the world [5].

Thanks to its hydrographical network and resources, Canada ranks third in the world in hydroelectricity generation [6], which is used to power 63% of domestic demand [7]. Canada is also not on the sidelines in terms of low-carbon technology and innovation. Ranked as the fifth largest producer of ethanol in the world [8] and as the seventh worldwide wind power producer, Canada has installed wind power facilities estimated at about 55,000 megawatts, which could produce about 20% of its domestic demand [9, 10]. Canada is the fifth largest producer of natural gas in the world [11]. With 173 billion barrels, Canada has the world's third largest oil reservoir after Venezuela and Saudi Arabia [12]. Canada has the second largest uranium reserve in the world after Kazakhstan [13]. Finally, about three-quarters of its electricity generation comes from low- or zero-carbon emitting sources, which helps to support long-term low-carbon economy and climate change objectives [14].

In 2012, the federal government introduced new regulations under the 1999 Canadian Environmental Protection Act (CEPA) [15]. The regulations apply a performance standard to new coal-fired electricity generation units and units that have reached the end of their useful life. The performance standard came into effect on July 1, 2015. In addition, the federal government recently announced, under its PCFCGCC, its target of speeding up the plan to phase out coal-fired power plants by 2030 [15].

Recently, Batsy *et al*. [16] reviewed government policy instruments. The authors analyzed and evaluated how policy instruments, including the social cost of carbon [17], can impact the economic potential of integrated forest biorefinery strategies. The authors then concluded that government policies have a huge potential to foster the economic viability of biorefinery projects and to sustain a competitive low-carbon economy over the long term. Therefore, the aim of this study is to address how the CEPA Act and government initiatives to phase out coal-fired plants by 2030 can impact the GHG emissions profiles of biorefinery strategies. Furthermore, this paper will demonstrate for each biorefinery process the economic implications of GHG reduction benefits under the recently announced nation-wide implementation of a carbon tax in Canada. In other words, and unlike ordinary macroeconomic assessments of the carbon tax at national and regional levels [18-23], the objective of this research has been to perform a credible and comprehensive microeconomic assessment of carbon taxes in the pulp and paper

industry. The results of this work will support other companies seeking to take advantage of carbon credits and carbon taxes.

LITERATURE REVIEW

Canada's emissions

To meet its reduction targets, the federal government has committed to coordinate national initiatives with provincial initiatives. Moreover, the federal government has recently promised to implement a new climate change action plan and a national carbon tax. The carbon tax is intended to engage Canadian provinces specifically to exert pressure on other provinces that have not yet implemented their own action plan and carbon tax to harmonize with other provinces [24]. However, not all provinces have applauded the federal carbon tax initiative. Several provinces and territories, including Saskatchewan, Nova Scotia, and Newfoundland and Labrador, reacted angrily. The Premier of Saskatchewan believes that a higher carbon tax would devastate his province's economy. The Premier of Nova Scotia says that his province is leading the country in greenhouse gas reductions by cutting emissions in the electricity sector, but does not want to impose higher taxes on gasoline and diesel fuels [25].

However, it is important to note that some Canadian provinces such as Quebec, Ontario, and British Columbia are much more advanced in their GHG reduction initiatives than the federal government. They have already put in place their own carbon taxes, well before the federal government decided to implement a tax harmonization plan for 2018. In addition, these provinces have much more ambitious GHG reduction targets than those of the federal government.

The federal government, through its environment and climate change department, produces every year the Canadian greenhouse gas (GHG) inventory report in accordance with the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC). Their recent national inventory report, published in early 2016, shows that the transportation sector has the largest sectorial emissions, with a contribution of 23% to national emissions. However, the GHG emissions distribution according to the IPCC's sector analysis shows that the energy sector (energy and transport, combustion of stationary sources, and fugitive sources) contributes to more than 81% of national emissions (see Figureand Figur)[26, 27].

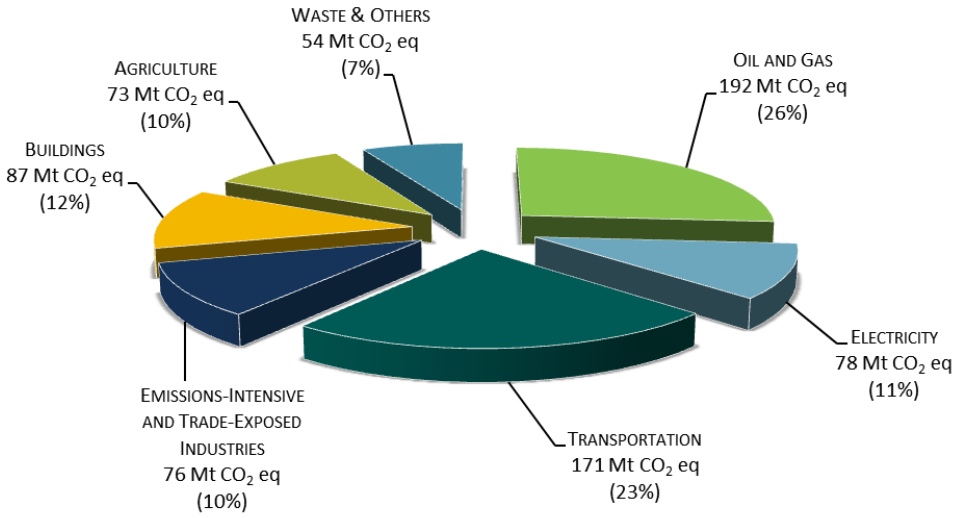


Figure 1: Canada's Emissions Breakdown by IPCC Sector (2014) [26].

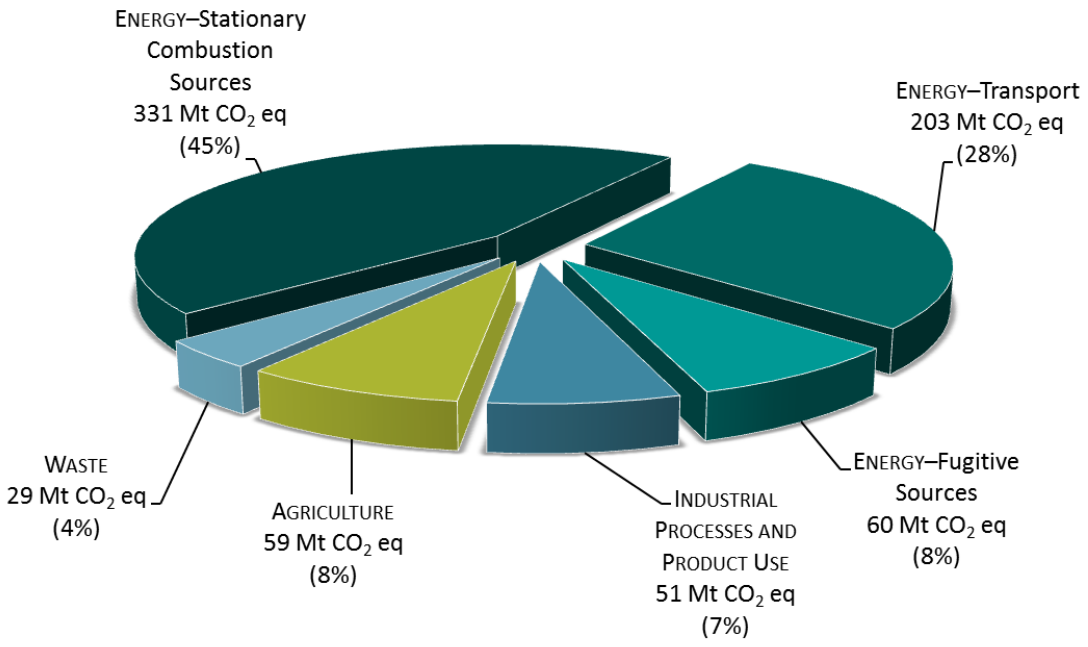


Figure 2: Canada's Emissions Breakdown by GHG (2014) [26]

The federal government and provinces are aware that significant reductions in national GHG emissions can be achieved by a general overhaul of energy production systems in conjunction with drastic measures to reduce fossil fuel consumption. Therefore, Canadian provinces, including Quebec and Ontario, have taken drastic measures since 2005 to eliminate coal use.

Ontario, for example, has reduced its dependence on fossil fuel and coal over the years. Indeed, the province phased out its last coal-fired power plant in April 2014 [28]. Quebec, on the other hand, uses its high-efficiency natural gas-fired power plants only for back-up supply [29].

Joint efforts among the provinces and the federal government in the electricity generation sector resulted in a significant emissions reductions of approximately 30% between 2005 (121 MtCO2eq) and 2013 (85 MtCO2eq) (Figure) [26]. This 30% GHG emissions reduction in the energy sector has resulted in a reduction of about 3% of total national GHG emissions since 2005. This can be explained by the fact that electricity alone accounts for about 11% of Canada's overall national emissions (Figure) [30, 31]. However, during the same period, national electricity generation capacity has increased only from 553 TWh in 2005 to 556 TWh in 2013. This means that the national GHG reduction that occurred during this period is due mainly to the increasing share of renewable electricity produced from renewable sources.

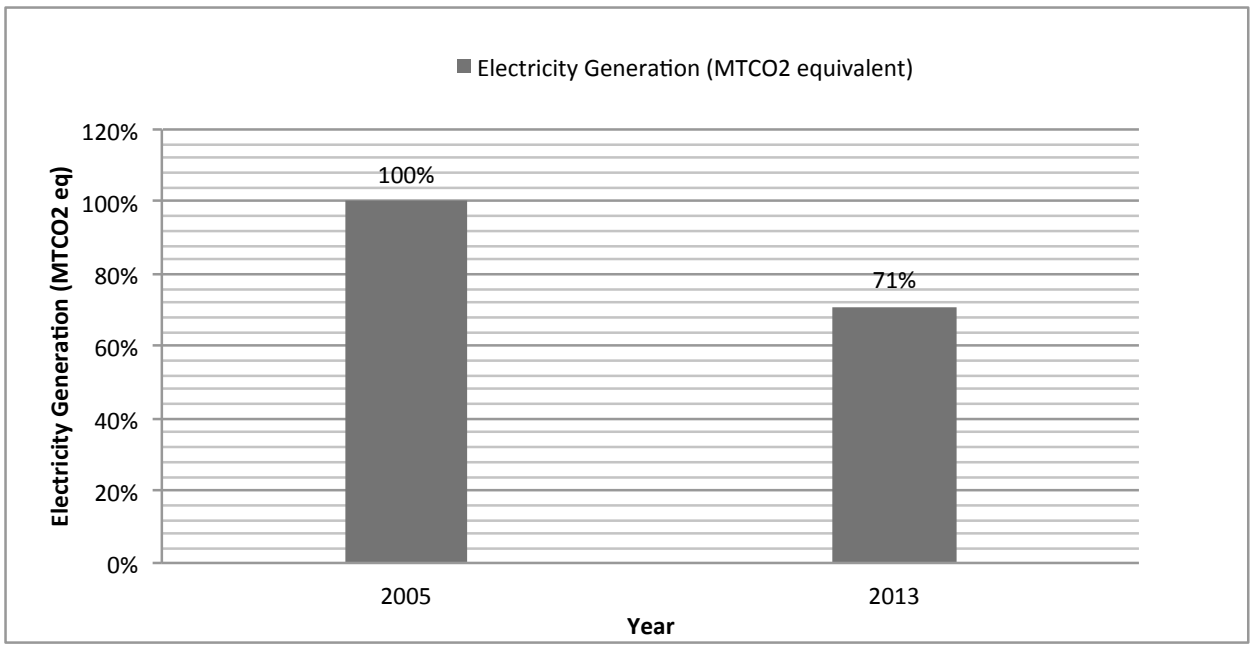


Figure 3 : Illustration of electricity sector GHG emissions reduction between 2005 (121 $MtCO_2eq$) and 2013 (85 $MtCO_2eq$) [31]

Canada's energy mix portfolio

Utilities and authorities in Canada have been engaged in a joint and continuous effort to increase electricity production from renewable sources at the regional and national levels. This common effort has led to an increase in the share of electricity from renewable sources (clean electricity) in the overall grid mix. This increase (change) inevitably has an impact on overall GHG emissions reduction in small and medium enterprises. Overall GHG reduction is undoubtedly very significant for high-energy-intensity industrial operations such as pulp and paper mills. The objective of this study is to demonstrate this assertion through a case study and to show to what extent GHG emissions from biorefinery projects can be reduced from 2005 to 2030 through clean power technology and production only. The secondary objective is to show how these projects' emission reductions are reflected and correlated from one provincial (regional) grid mix to another (e.g., Quebec, Ontario, Alberta).

Since 2005, some Canadian provinces, such as Quebec and Ontario, have taken strong action to improve their energy profiles, whereas other provinces have not implemented the same types of measures. On the contrary, the latter seem to have resigned themselves to less stringent measures. However, each province wants to do better by 2030. Quebec, Ontario, and Alberta have recently published their energy plans for 2030[32-35].

Quebec, for example, with 96% of its electricity coming from hydroelectric power stations since 2005, has not made any significant changes in these proportions of the energy mix, and the proportion are not expected change significantly between now and 2030 [32, 33]. The reason for this conservation of proportions is that the province still needs thermal power plants to serve autonomous networks and isolated regions such as the Magdalen Islands [29].

Alberta has significantly reduced its dependence on coal between 2005 and 2015 by reducing coal's share of electricity generation from 66% to 51%. The province is aiming to put an end to coal use in these facilities by 2030 by replacing coal-fired power plants with much less polluting gas-fired power plants [35-37]. Ontario plans to improve its energy mix portfolio by reducing its dependence on nuclear energy while increasing the quota of renewable energy sources by 2030 [34]. Canada's national energy mix reflects the efforts and improvements made

jointly by all Canadian provinces. The future energy plan for 2030, published recently, is quite ambitious, but it will not involve major changes in the proportions or contributions of each type of energy [31].

Pan-Canadian Framework for Clean Growth and Climate Change

The Pan-Canadian Framework for Clean Growth and Climate Change (PCFCGCC) represents a historic agreement among federal, provincial, and territorial premiers. It is the result of a broad consensus across the country, taking into account the contributions of all citizens, including the remarkable leadership of indigenous peoples. Civil society, municipalities, and Canadian businesses have been involved in the agreement. The Pan-Canadian Framework is based on four main pillars: 1) the pricing of carbon pollution; 2) complementary measures to reduce emissions further across the economy; 3) measures to adapt to the impacts of climate change, build resilience; and 4) actions to accelerate innovation, support clean technology, and create jobs. The major challenge of this framework is to achieve a consensus around carbon-pricing project resilience [38, 39]. All stakeholders are aware that carbon pricing is an effective way to reduce GHG emissions and encourage innovation. To achieve Canada's 2030 target, a certain number of actions must be taken to grow the economy while reducing GHG emissions. These measures and actions include efforts:

1) To develop new building codes to ensure that buildings use less energy and save money for households and businesses (by expanding federal building codes and Quebec building energy conservation codes);
2) To deploy more electric charging stations to support zero-emission vehicles, which are an integral part of the future of transportation;
3) To expand clean electricity systems, promoting interconnections and using smart grid technologies to phase out the use of coal, use existing energy sources more efficiently, and attain greater use of renewable energy (under the CEPA Act and the coal phase-out target by 2030);
4) To reduce methane emissions from the oil and gas sector; and
5) To reduce emissions from government operations and activities (Federal building codes, Quebec building energy conservation policies, and clean transportation standards) [38, 39].

However, the PCFCGCC lacks details on how the 44 Mt tonne reductions remaining to meet the 2030 target will be achieved, how coordination with Indigenous communities will unfold, and how oil-sands infrastructures will meet the new emissions cap of 100 Mt.

Carbon pricing

There are three main instruments of carbon pricing: the social cost of carbon (SCC), emission trading systems (also known as cap-and-trade), and carbon taxes. The social cost of carbon (SCC) proposes justified social costs of CO_2eq emissions, but these costs are estimated with regard to social issues under appropriate assumptions and context related to the potential damages caused by GHG emissions. Hence, depending on the region and according to government targets, the carbon tax can equal, triple, or quadruple the current estimates of the social cost of carbon (SCC) by the US-EPA [17]. Unlike SCC, cap-and-trade is a system that sets a cap or limit on a portion of domestic emissions, enabling industry sectors and companies to buy and sell GHG emissions rights and permits below a certain ceiling. These emission permits or allowances are designated as credits. On the other hand, the carbon tax is a fiscal instrument that collects tax revenues to influence the abusive use of fossil resources in fossil-fuel-burning cars, coal-fired power plants, etc. The instruments just described have the effect of raising the consciousness of users (companies, industries) about more responsible use of non-renewable resources. The three instruments are very similar and can be used in tandem. They are considered particularly effective as instruments for internalizing the external costs of GHG emissions [40, 41]. In Canada, SCC is not a popular instrument and is not used as much as in the United States by U.S. federal agencies to assess the social cost of carbon associated with a given project. ETS is a well-known carbon-pricing instrument in Canada, but only a few provinces have implemented ETS, including Quebec and Ontario, which are both linked to California's cap-and-trade markets. Carbon tax and cap-and-trade are often seen as promising policy instruments that can encourage countries to achieve their own national GHG emissions reduction targets. However, Batsy et al. carried out a review of the social cost of carbon (SCC) and of ETS. The SCC instrument has been assessed using a concrete case study [16]. This paper focuses on one of the three instruments, specifically the carbon tax.

Carbon tax

To meet its reduction targets, the federal government has committed to coordinate national initiatives with initiatives by the provinces. Moreover, the federal government has recently promised to implement a new climate change action plan and a national carbon tax. The carbon tax is intended to engage Canadian provinces more specifically to exert pressure on other provinces that have not yet implemented their own action plan and carbon tax to harmonize with other provinces [24]. However, not all provinces have applauded the federal carbon tax initiative. Several provinces and territories, including Saskatchewan, Nova Scotia, and Newfoundland and Labrador, reacted angrily. The Premier of Saskatchewan believes that a higher carbon tax would devastate his province's economy. The Premier of Nova Scotia says that his province is leading the country in greenhouse gas reduction by cutting emissions in the electricity sector, but does not want to impose higher taxes on gasoline and diesel fuels [25].

However, it is important to note that some Canadian provinces such as Quebec, Ontario, and British Columbia are much more advanced in their GHG reduction initiatives than the federal government. They have already put in place their own carbon taxes, well before the federal government decided to implement a tax harmonization plan for 2018. In addition, these provinces have much more ambitious GHG reduction targets than those of the federal government. Alberta, for example, introduced a carbon tax in 2016, known as Bill 20 [42]. The purpose of this bill is to impose a tax on all sales and imports of fossil fuels across all sectors and throughout the whole value chain. The taxes depend on the type of fuel, but they are all based on an overall tax of $20 per tonne of CO_2 in January 2017, which will rise to $30 per tonne in January 2018. The tax will then continue to increase in subsequent years following inflation and the consumer price index (CPI) [42].

Meanwhile, at the federal level, the government introduced a carbon tax bill at the national level with the goal of harmonizing the carbon tax throughout Canada.

Through this bill, the federal government is putting pressure on provincial governments so that they can take the lead in setting up their own carbon trading or carbon tax systems. Provinces such as Saskatchewan, Nova Scotia, and Newfoundland and Labrador, which have not yet adopted a real policy in this area, will have to adopt their own plans within the next two years. However, they will be charged $10 per tonne from 2018 onwards. The tax bill will start at $10 per tonne in 2018, with a continuous increase of $10 per year to reach $50 per tonne in 2022 [24].

Elsewhere, particularly in Europe, some countries such as Sweden and France have higher tax rates than those foreseen for Canada. Sweden, for example, has the oldest and highest carbon tax in Europe, amounting to 118€ per tonne (approximately 172$ / tCO_2eq) [43]. On the other hand, in France, the tax amounted to 14.50€ / tonne of CO_2 in 2015 and will rise to 30.5 €/ tonne of CO_2 in 2017. However, under its energy transition policy, France will put in place a carbon tax of 56€ / tonne of CO_2 in 2020 (approximately 81$ / tCO_2eq) and 100 € / tonne of CO_2 in 2030 (approx.145$ / tCO_2eq) [44, 45].

CRITICAL ANALYSIS

Given numerous joint initiatives by the federal and provincial governments, industry experts believe that the emissions reduction trend will continue over the next decade, and they estimate that GHG emissions in the electricity sector will decrease by 41% between 2005 and 2020 [46]. Several provinces have adopted measures that will substantially contribute to reducing GHG emissions in the electricity sector. These measures converge on the same principle, which involves gradually reducing coal-fired electricity production. This convergence has led the Canadian government to introduce regulations that came into force in 2015 [15]. The regulations aim at reducing emissions from coal-fired power plants. These regulations apply a stringent technological performance standard to new coal-fired generation units and existing coal-fired power plants that have reached the end of their operational life cycle.

Over the long term, these regulations will facilitate a permanent transition to non-emitting or low-emitting types of production, such as renewable energies or high-yield natural gas-fired power plants. With these regulations in place, Canada is the first coal-using country to prohibit the construction of new coal-fired power plants for electricity generation, with the goal of phasing out all coal-fired power plants by 2030. The government goal is to make Canada's electricity 90 percent non-emitting by 2030 [47].

Canada already has one of the cleanest electricity systems in the world, with about three-quarters (75%) of its electricity supply coming from non-emitting facilities using renewable resources [14]. Through these regulations, Canada is further strengthening its global position as a world leader in clean electricity production.

Economic and demographic growth is predicted to lead to an increase in energy demand, as well as an expected increase in electricity production until 2020. Canada will face the demand with its various available energy sources, focussing on hydroelectric power, nuclear, and renewable sources like wind, with the aim of steadily reducing coal use [9]. Hydropower generation is expected to increase in most Canadian provinces. At the national level, emissions from coal-fired power production are expected to decrease by 46 Mt from 2005 to 2020 [46].

Most GHGs emitted in Canada result from combustion of fossil fuels because these fuels provide the vast majority of the energy used to heat homes and businesses, transport goods and people, and power industrial equipment and operations. As stated above, emissions from fossil-fuel combustion in the energy sector accounted for 81 percent of Canadian GHG emissions in 2013. Given the prevalence of fossil fuels in the Canadian and global energy mix, energy use and GHG emissions are directly related. In the context of federal and provincial initiatives to reduce coal-fired power production and combustion of other fossil fuels, the energy sector will continuously reduce its footprint over the next decades [31]. This will result in boosting and promoting a sustainable low-carbon economy while creating million jobs by 2050[48, 49]. Consequently, all industry sectors, including the forest sector (pulp and paper as well as forest biorefineries) will benefit from using cleaner energy and electricity sources. Because GHG emissions from the energy sector are projected to decrease over the next decades, it can be assumed that the GHG emissions of high-energy-intensity projects such as biorefinery projects will also tend to decrease because of the correlation between energy inputs and overall industrial GHG emissions.

The correlation and impact energy consumption on the economic performance of the high-intensity companies have been subject to various studies [50-52] including the study by Ashok et al.,[53] who implemented the electricity load schedule in such a way that electricity use is diverted from on-peak to off-peak period. The finding shows that a smart scheduling can provide cost benefits to the companies. Whereas the contribution of electricity consumption to the environmental impacts of companies has been also a subject to several studies [54-56], including Cornejo et al., [57] who demonstrated through a case study the change in GHG emissions profiles of a pulp and paper mill under different mixed energy input scenarios using an LCA. The study shows that the scenario where the primary source of electricity mix production is based on fossil fuels and nuclear the GHG emissions profile are less attractive than the GHG profiles from the scenario where the primary source of electricity mix production is based on hydropower. Therefore, the aim of this paper is to demonstrate how government initiatives to phase out coal-fired plants while increasing the share of electricity from renewable energy sources will not only change the GHG emissions profiles of biorefinery strategies, but will also impact corporate strategic decision-making in forest sector companies.

OBJECTIVES

The first objective of this study is to assess the impact of future national and regional grid mix supply improvements under the CEPA Act and coal-fired power generation phase-out initiatives by 2030 on the overall GHG reduction achieved by integrated forest biorefinery strategies. The second objective is to demonstrate, for each biorefinery strategy, the economic implications of GHG reduction benefits under future nation-wide implementation of a carbon tax using a set of carbon tax scenarios.

METHODOLOGY

The proposed methodology consists of two steps. The first is related to the first component of the case study framework (Figu). The first part of the case study considers certain regional energy mix scenarios in each province for 2005, 2015, and 2030. Each scenario is then used as an environmental data input for the existing LCA model for the sole purpose of calculating new values to update the environmental decision criteria in the decision matrix. The updated criteria including Greenhouses gas emissions (GHG), respiratory organics, and Non-Renewable energy (NRE) are used as new inputs in the decision matrix model to calculate and update the overall scores of each biorefinery strategy (see Table). The economic criteria are kept constant because the regional scenarios were analyzed only from the environmental point of view. As a result, the outcomes of the decision-making profiles are illustrated as a function of the regional energy mix and each profile's respective environmental performance. The second step of the methodology is related to the second component of the case study framework (Figu). The second part of the case study considers the carbon tax scenarios; the analysis of each carbon tax scenario uses the price per tonne of carbon as an input to the basic techno-economic model for the sole purpose of calculating and updating the decision-making criteria. The updated decision criteria are then used as new inputs to the decision matrix model to calculate and update the global scores for each biorefinery strategy. This approach makes it possible to reassess the economic potential associated with future carbon tax scenarios. As a result, the decision-making profiles are

illustrated and presented as a function of the carbon tax scenarios. The results are presented to answer the following question: to what extent can the economic potential of carbon tax scenarios change the initial decisions made by decision-makers in the base-case context?

Case study description

The case study framework summarizes the two-step approach. The first step is coded with uncoloured boxes, and the second step is coded with grey-coloured boxes. The overall score of each strategy calculated using the weights of each decision criterion enabled the ranking of all biorefinery strategies, from the most to the least preferred [16].

The first component of the case study framework (see Figu) is completed using a five-step approach. First, regional electricity supply mix scenarios from 2005 to 2030 are reviewed and incorporated into the system as environmental data inputs. Second, the impacts of each supply mix scenario on the environmental profiles of the integrated forest biorefinery are evaluated using the existing LCA model developed by Batsy et al. in [16]. Third, using the new environmental performance and outcomes, the base-case decision criteria that resulted from the baseline assessment are upgraded and incorporated into the decision-making model [16]. Fourth, using weighting factors chosen by stakeholders, a new decision ranking is produced and compared with the baseline decision ranking. The upgraded (or new) decisions under supply mix scenarios are compared with the previously preferred biorefinery strategies evaluated under business-as-usual conditions.

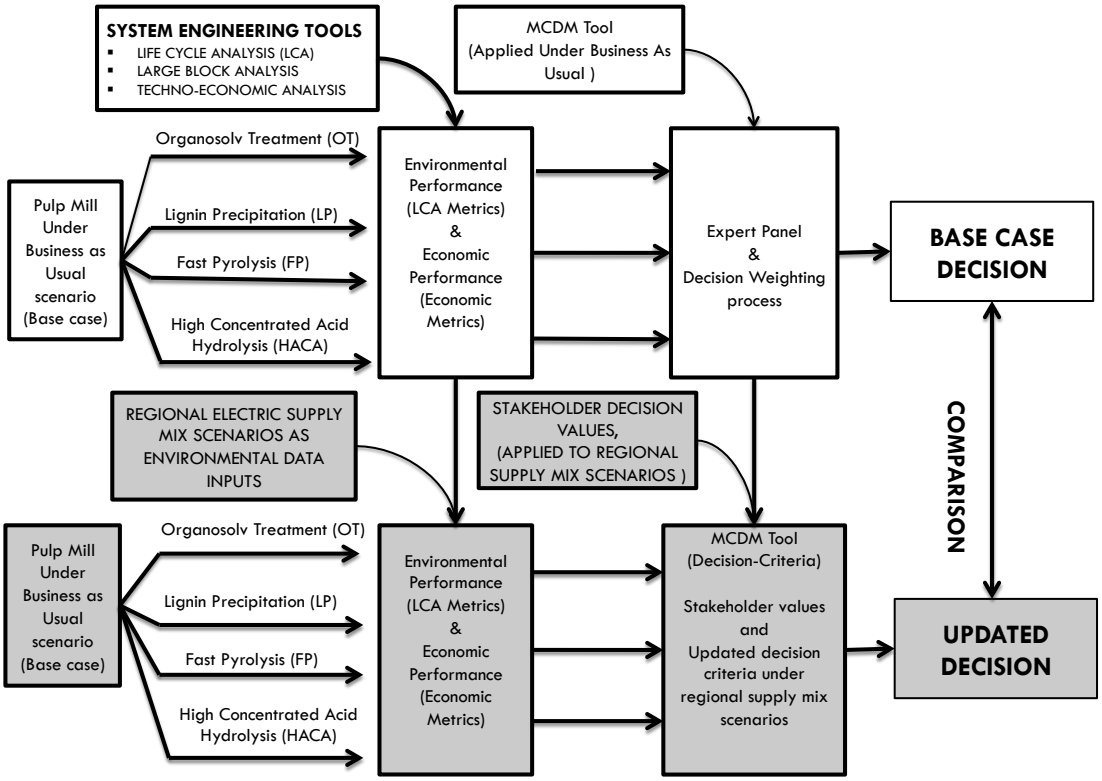


Figure 4: First component of the case study framework (Part One of case study).

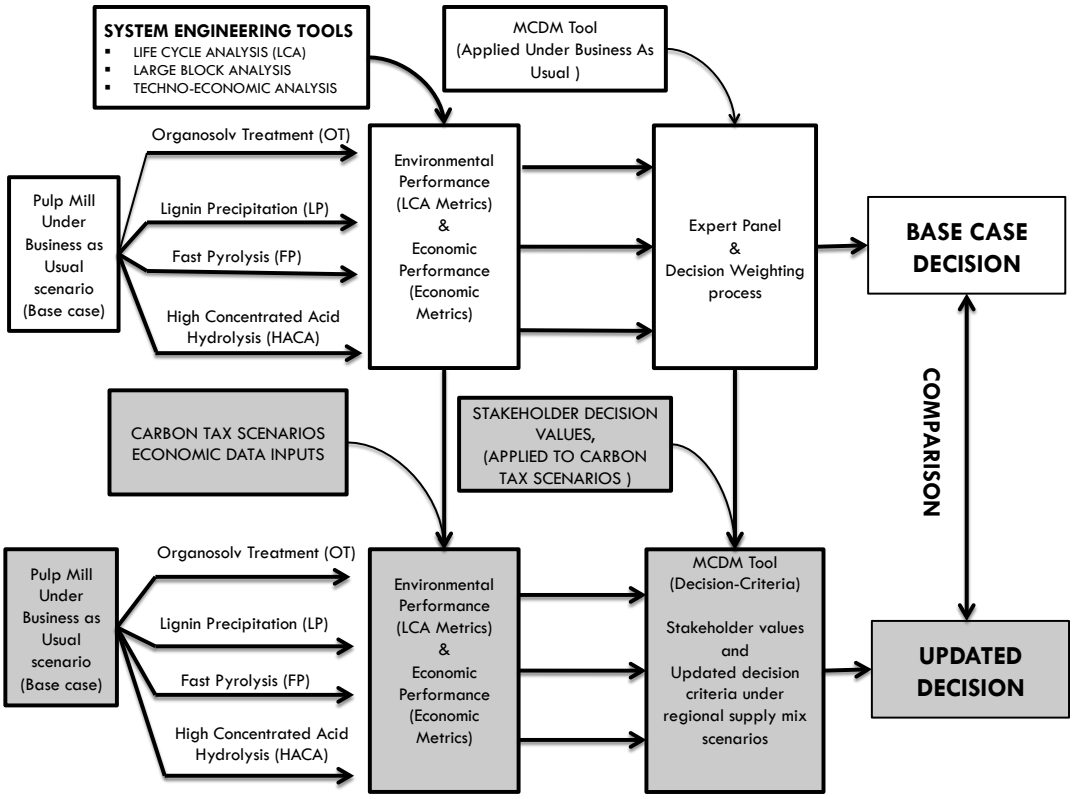


Figure 5: Second component of the case study framework (Part Two of case study).

The second component of the case study framework is completed using a five-step approach (Figu). First, fiscal instruments supporting a carbon tax to boost a low-carbon economy are reviewed and incorporated as economic data inputs into the system. Second, the potential impacts of carbon tax scenarios on the integrated forest biorefinery are evaluated using the embedded economic and scenario analysis modelling tool developed by Batsy et al. in [16]. Third, the economic performance of each carbon tax under each biorefinery strategy is evaluated separately. Fourth, using the new economic performance and outcomes, the base-case decision criteria resulting from the baseline assessment are upgraded and incorporated into the decision-making model including carbon tax. Fifth, using weighting factors chosen by stakeholders, a new decision ranking is produced and compared with the baseline (or base-case) decision ranking. This means that upgraded (or new) decisions under carbon tax scenarios are compared with the previously preferred strategies obtained under business-as-usual conditions.

Existing Kraft mill and biorefinery process integration

The case study is a concrete assessment and integration of four-biorefinery technologies into the existing paper and paper mill. The Kraft pulp process produces about 1000 tonnes per day of pulp from about 2000 tonnes of softwood chips per day as input. The complete details and information related to this case study have been presented in previous papers including Sanaei et al.,[58] and Batsy et al.,[16]. The four-biorefinery technologies considered are the following: organosolv treatment (OT) technology, lignin precipitation (LP) technology, fast pyrolysis (FP) technology, and high concentrated acid hydrolysis (HCAH) technology. One of the main characteristics of the mill is that this particular mill is energy self-sufficient using its own electricity produced by the existing combined heat power (CHP) unit.

Biorefinery process integration

e. Lignin precipitation (LP) process

This technology enables to extract and precipitate lignin out of Kraft black liquor. The process extracts 15% of black liquor from the main stream, which the equivalent of 386 tonnes per day of black liquor extracted. The precipitated lignin is phenolated using phenolation process [59], which consists of activating phenolic group sites to get a reactive lignin that can replace fossil-based phenol as a feedstock in the production phenol-formaldehyde resins. The Lignin precipitation is linked the existing Kraft process through the black liquor stream.

f. Fast pyrolysis (FP) process

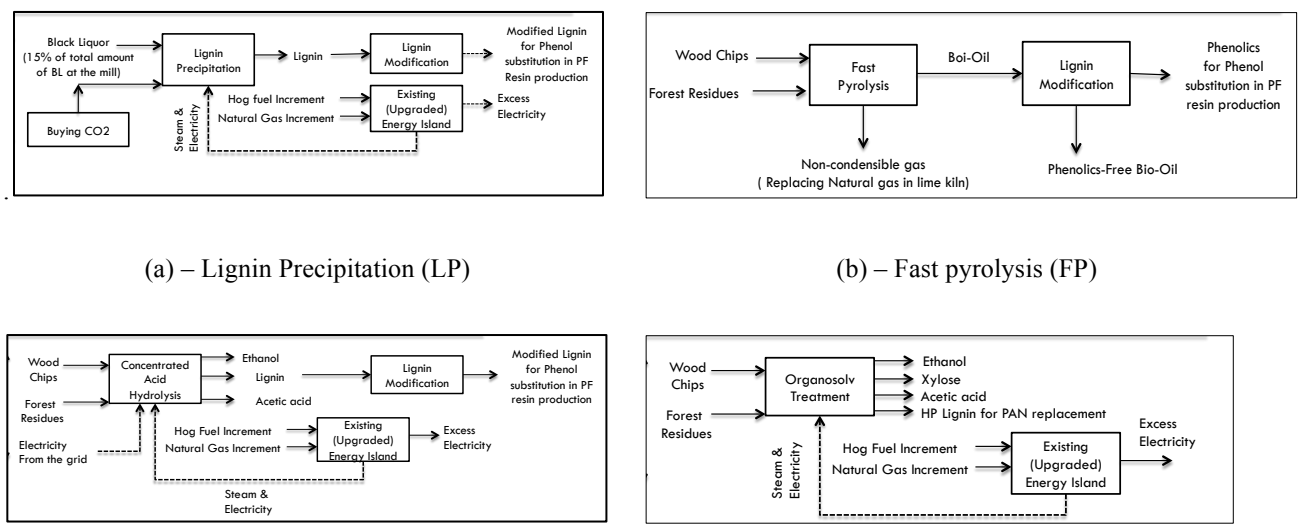
This technology consists of producing pyrolysis oil from the wood and forest residues. Ultimately, the pyrolysis liquid is transformed in Boi-oil derivatives: pyrolitic lignin and lignin free-boil obtained through methylolation process [59]. The process input capacity is 223 tonnes per day of wood chips and 642 tonnes per day of forest residues. The integration is done in parallel vis-à-vis the existing Kraft mill process.

g. High concentrated acid hydrolysis (HCAH) process

This technology enables to produce 3 products, which are precipitated lignin, acetic acid and ethanol. Lignin is phenolated using phenolation process, which consists of activating phenolic group sites to get a reactive lignin[59]. The modified or phenolated lignin can displace fossil-based phenol as a feedstock in the production of phenol-formaldehyde resins. The process input capacity is 223 tonnes per day of wood chips and 642 tonnes per day of forest residues. The integration is done in parallel vis-à-vis the existing Kraft mill process.

h. Organosolv treatment (OT) process:

This technology enables to produce 4 products, which are HP (High Purity) Lignin, acetic acid, ethanol and xylose from wood and forest residues. The lignin obtained from organosolv treatment is considered pure and good enough to displace Poly acrylonitrile (PAN) in the market segment of carbon fibre production. The process input capacity is 223 tonnes per day of wood chips and 642 tonnes per day of forest residues. The integration is done in parallel vis-à-vis the existing Kraft mill process.



(a) – Lignin Precipitation (LP)

(b) – Fast pyrolysis (FP)

(c) – High Concentrated Acid Hydrolysis (HCAH)

(d) – Organosolv treatment (OT)

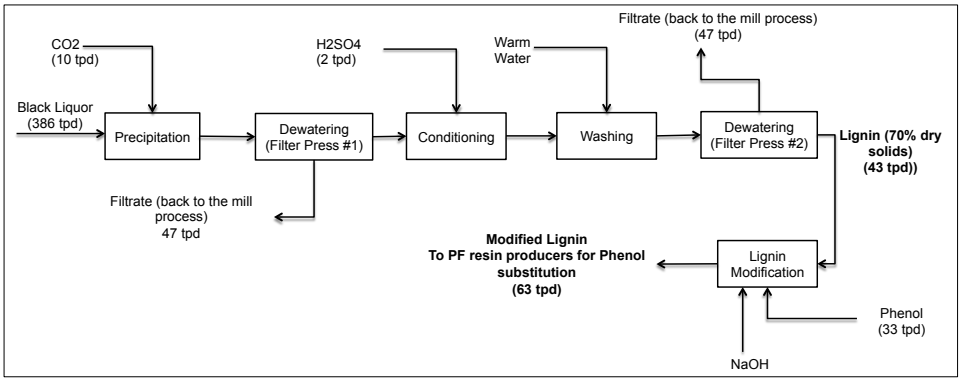
Figure 6: Illustration of biorefinery strategies: (a) Organosolv treatment; (b) Fast pyrolysis; (c) High concentrated acid hydrolysis; (d) Lignin precipitation

Process simulation – mass & energy balance

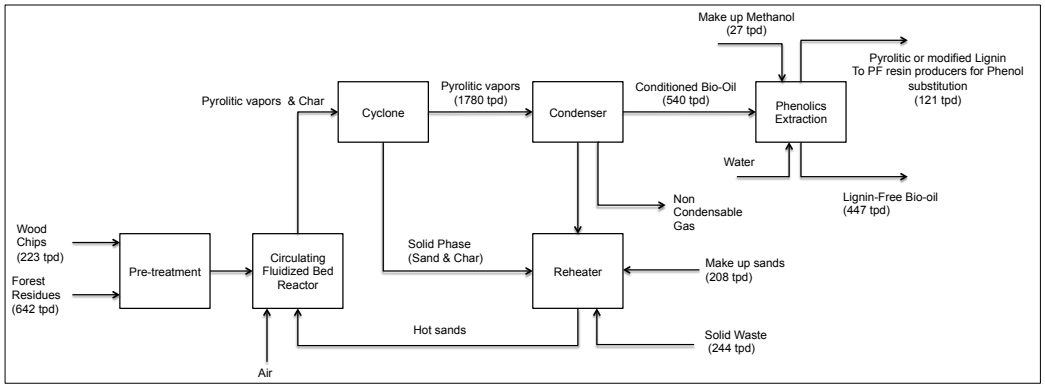
Simulating and modeling the process is important in order to get a good idea of how the process will work under certain conditions or physical constraint. To this end, suitable software must be used with an appropriate database under which the processes can be modeled. An appropriate database should include best thermodynamic data for separations and properties for wood components such as lignin, cellulose and hemicellulose. Simulating process cases allows solving situations with many components, many recirculation flows and different scenarios with relative ease. This is the main purpose of computer simulation. The main simulation program that has been used is Aspen Plus V7.3 because of its simplicity and the fact that it now allows to simulate different biorefinery components such as lignin and cellulose. Reference simulation models were provided by NREL back up files including Aspen Plus and the Excel Spreadsheet [60, 61]. The US-DOE and US national laboratories have built one of the first biorefinery simulations with a complete set of Aspen plus physical property database for biofuels Components.

For the mass balance calculations, preliminary mass balances were calculated manually. Excel flow sheets were considered sufficient for the different scenarios because of the limited quantity of flows and components, and the few reactions occurring in the different processes. After completing the different Excel spreadsheets for each technology, the different biorefinery processes were modeled using Aspen. The mass balance results from the Excel spreadsheets were then compared to the results obtained by the simulations. For the energy balances, the energy demand of different equipment's for each technology was evaluated using the Aspen simulations. This allowed obtaining results faster and in relative consistent manner for the energy balances. Once the energy balance values around each biorefinery equipment were computed, the data were integrated into the mill-based energy modeling system, which was provided by engineers working at the mill's energy department.

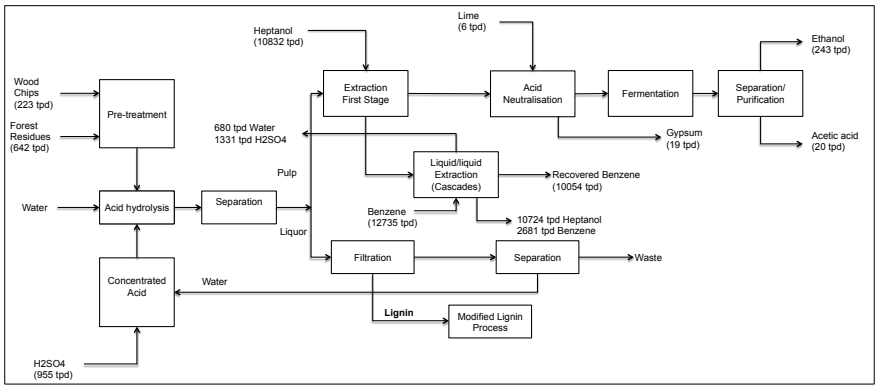
The mill's energy department provided the Excel spreadsheet to estimate the different types of steam need including High-Pressure steam (HP), Medium-Pressure (MP) steam and Low-pressure steam. These mill-based energy modeling system and Excel spreadsheet provided necessary data to estimate the amount of energy required from the integrated combined heat power unit.



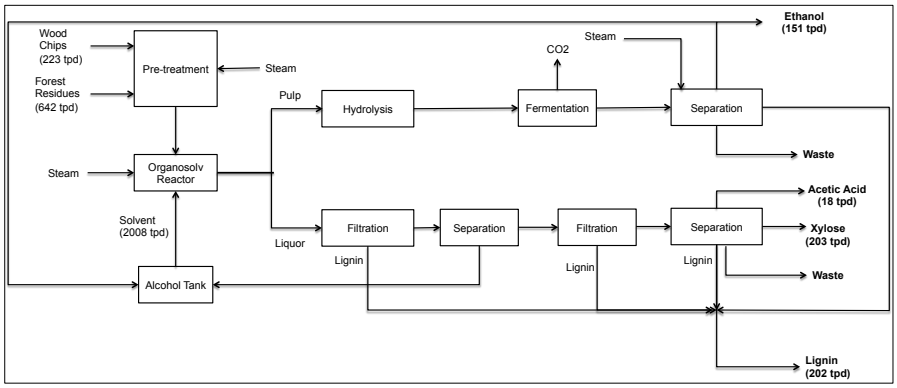
(a) – Detailed lignin precipitation diagram flow



(b) – Detailed fast pyrolysis process flow



(c) – Detailed high concentrated acid hydrolysis process flow



(d) – Detailed organosolv treatment diagram flow

Figure 7: Illustration of simplified process flows

Table 1: Summary of main mass inputs and outputs

Forest Biorefinery Strategy	Main Inputs (Raw materials)	Main Outputs at Phase II (Products)
Organosolv treatment	▪ Wood (78 050 t/y) ▪ Forest residues (224 700 t/y) ▪ Organosolv solvent (702 800 t/y)	▪ Lignin (91700 t/y) ▪ Ethanol (53200 t/y) ▪ Xylitol (55419 t/y) ▪ Acetic acid (6300 t/y) Excess electricity produced (35200 MWh/y)
Fast pyrolysis	▪ Wood (78 050 t/y) ▪ Forest residues (224 700 t/y) ▪ Sand (72 800 t/y) ▪ Methanol (9450 t/y)	▪ Lignin-Free Boi-oil (156240 t/y) ▪ Pyrolitic lignin (43350 t/y) Excess electricity produced (16000 MWh/y)
Lignin precipitation	▪ Black liquor (134 100 t/y) ▪ CO2 (3500 t/y) H2SO4 (700 t/y)	▪ Kraft modified lignin (22050 t/y) Excess electricity (16600 MWh/y)
High concentrated acid hydrolysis	▪ Wood (78 050 t/y) ▪ Forest residues (224 700 t/y) ▪ Sulphuric acid (465 850 t/y)	▪ Modified Lignin (188790 t/y) ▪ Ethanol (77000 t/y) ▪ Acetic acid (7000 t/y) Electricity consumed from the grid (1600 MWh/y)

Table 2: Summary of balanced electricity produced to/or consumed from the grid

Forest biorefinery strategies	Excess electricity produced to the grid (MWh)	Excess electricity consumed from the grid (MWh)
Organosolv Treatment (OT)	35200	
Fast Pyrolysis (FP)	16600	
Lignin Precipitation	16000	
High concentrated acid hydrolysis		1600

Classical Techno-economic analysis and results summary

Techno-economic assessment is a conventional and well-established method that analyzes technical performance of a system via mass and energy balances, and uses those performance outcomes to assess economic performance of the system [62]. The details of major assumption used for the classical techno-economic assessment of the four-

biorefinery technologies considered in this case study can be find here [58]. The table below presents the economic results under no policy consideration (see Table 3).

Table 3: Summary of baseline techno-economic analysis results [58].

Economic Metrics	Lignin Precipitation	Fast pyrolysis	High Concentrated Acid Hydrolysis	Organosolv Treatment
Capital Cost (CAPEX) (M$)	27	183	238	243
Annual Operating Cost (OPEX) (M$/y)	23	43	239	56
Annual Revenue (M$/y)	28	89	282	190
Internal Rate of return (IRR)	8%	11%	N/A	24%

GHG emissions assessment using consequential life-cycle assessment (CLCA)

This case study, in particular this life-cycle analysis, is a continuation of the work already carried out by Batsy *et al*. [16]. Indeed, the authors have in their previous work laid down the methodological basis for consequential life-cycle analysis of the current product portfolios under study.

Because this paper is a continuation of previous work, the added value of this paper is consistent with its use of the previous LCA model to analyze the specific impact of the new government policy for phasing out coal-fired power plants by 2030. The model is adapted to assess the benefits of this policy at the pulp and paper company level between 2015 and 2030.

The difference between the two models is at the level of energy inputs. The previous model was developed in the context of "business as usual", in which biorefinery processes were supposed to be implemented in Ontario using regional 2012 electricity mix data. However, in this paper, the new LCA models are in fact variants of the previous model, except that this time the energy inputs, specifically the regional electricity mix data, are adjusted accordingly from one region to another depending on provincial response to the policy through release of their regional electricity mix projections by 2030.

For example, although the macro assessment states that between 2016 and 2030, 86 Mt (11.6%) of GHG emissions reduction will come from electricity-related measures, including coal phase-out by 2030, the question is how the national macro assessment can be reflected at the industry and company levels, especially at the integration level of Ontario's pulp and paper industry [Ref: Pan-Can].

The approach used in this paper attempts to break down the macro analysis into a microanalysis to reflect coal phase-out policy outcomes at each biorefinery process level. The expected outcomes should illustrate the extent of GHG emissions reductions between 2015 and 2030. To express the outcomes in terms of expected values, these outcomes should be normalized using a reference basis for LCA normalization. The normalization is adjusted accordingly as follows:

$$\text{Normalization (i)} = \frac{\text{GHG emissions of biorefinery(i)}by\ 2015 - \text{GHG emissions of biorefinery (i)}by\ 2030}{\text{GHG emissions of biorefinery (i)}by\ 2015}$$

Equation 2: Normalization using process emissions in 2015 as a reference for comparison.

The groundwork of the LCA analysis reported by Batsy *et al*. serves a basis for analysis of the coal phase-out policy [39]. Hence, all the economic and environmental reference flows remain unchanged, including mass and energy balances and techno-economic analyses. Table 1 and Table 2 summarize main mass balance data and energy balance

information related to each process. Table 3 presents major economic data. The electricity balance is computed based on mill energy demand before integration and overall mill demand after integration of biorefinery processes. However, as mentioned above, the mill is energy self-sufficient because its electricity comes from the integrated combined heat and power (CHP) unit. In the business-as-usual scenario, the mill does not produce excess electricity for the grid. This means that from the viewpoint of the mill system boundary, before mill modification (integration of the biorefinery process), a zero amount of grid mix electricity goes in, and a zero amount of CHP electricity goes out. However, after integration and depending on the intrinsic electricity demand of the biorefinery technology, the overall electricity demand of the modified mill plus biorefinery may be positive or negative. A positive balance means that excess electricity from the CHP unit can be sold to the grid. A negative balance means that there is a gap or deficit, meaning that the CHP unit is not producing enough electricity for the mill and the biorefinery (the gap is covered by regional grid mix electricity). The capital investment costs and operating costs of each biorefinery project are summarized in Table 2; more details on economic analysis are provided in Sanaei et al. [58].

Alberta, Ontario, Quebec, and Canada current and future electricity mix supply portfolio

This section presents the electricity data input information for the LCA model. Since the implementation of new regulations under the 1999 Canadian Environmental Protection Act (CEPA) combined with the federal coal-fired power phase-out policy, provincial and federal governments are working together in tandem to meet the Canadian targets. Figures below (Figu and Figu) present the results of some provinces' efforts to improve their regional energy mix profiles. Among the provinces considered, two of them, Quebec and Ontario, are already in compliance with the coal phase-out policy. However, Alberta will not be able to meet the target by 2030. According to the energy plan released by the power authority association, 14% of Alberta electricity will still come from coal-fired plants in 2030. As a result, the Canadian electricity mix portfolio as a whole will not be totally coal-free by that date. The case study could have covered the electricity mixes of all Canadian provinces, but instead, only three provinces were chosen. Ontario was chosen because the host mill is located there. Quebec was chosen because with 96% of its electricity coming from hydropower, it has the best and the greenest electricity mix portfolio in the country. Alberta was chosen because its electricity mix portfolio is among the worst in the country for GHG emissions. This approach provides the case study with a much larger spectrum of data in terms of GHG emissions reductions while contrasting the worst and best electricity mix portfolios.

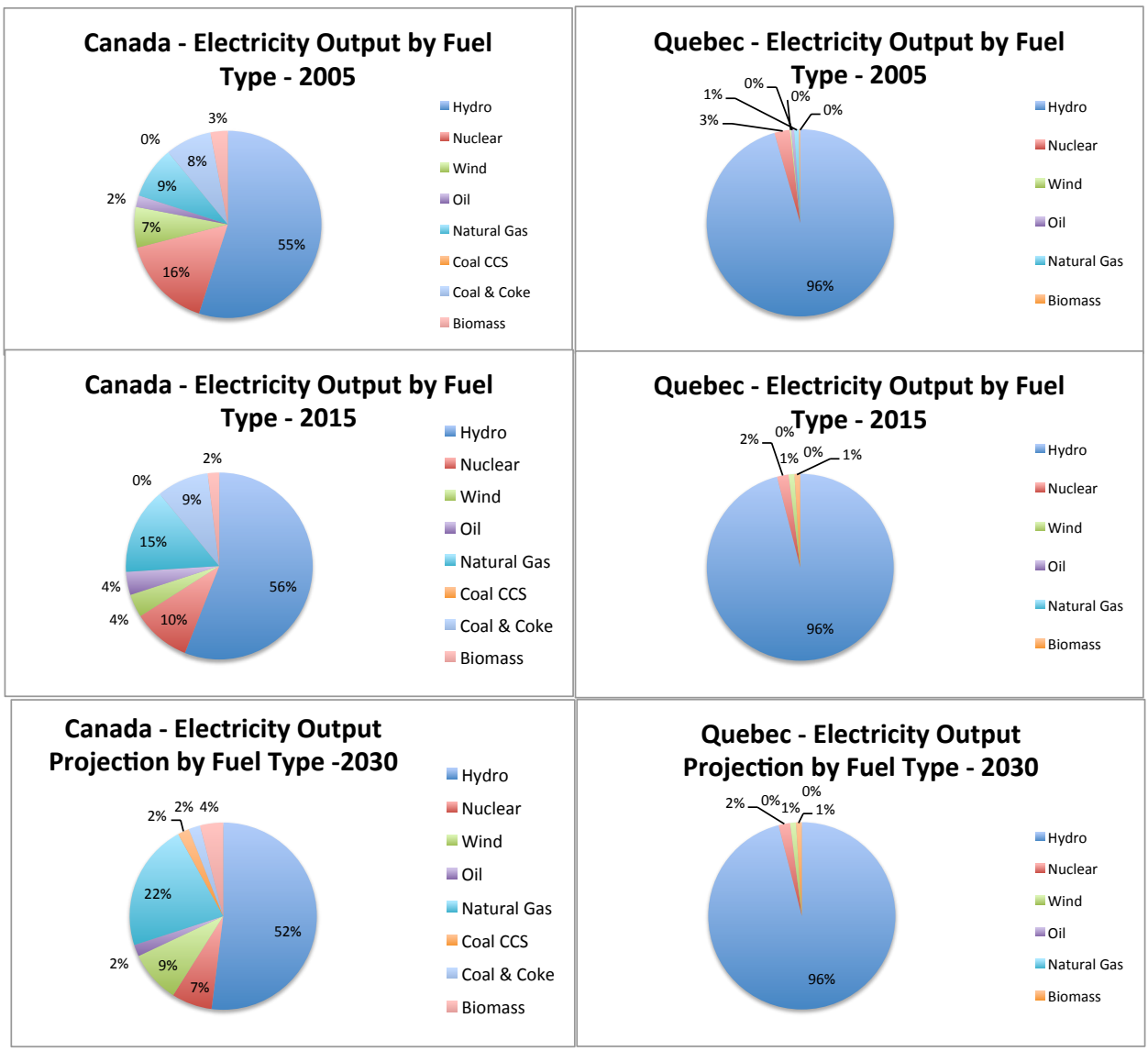


Figure 8: National and provincial electricity supply mix portfolios [32-35]

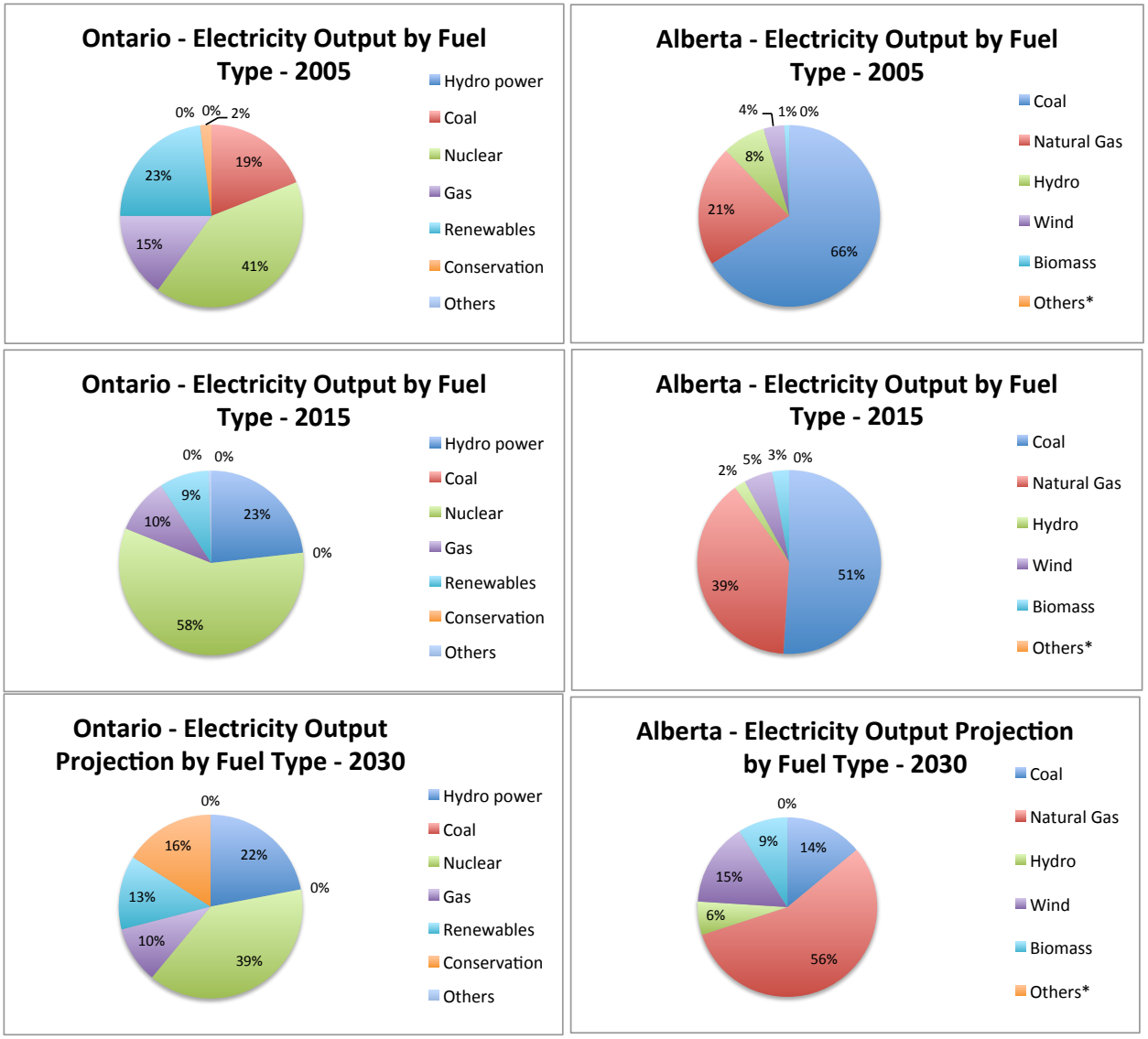


Figure 9: Provincial electricity supply mix portfolios [32-35]

Carbon tax scenario analysis method

This section presents the carbon tax scenario analyses. The carbon tax is a fiscal instrument used by government to collect revenue based on the price of carbon. The specific details of how that revenue stream is used differ from one government to another depending on priorities. How this fiscal instrument is administered is beyond the scope of this paper.

A company can take advantage of the carbon tax as a fiscal instrument that can be fully offset by reductions in other taxes. In general, not all GHG emissions reductions are admissible as carbon credits. For example, in the biorefinery field, producing bioethanol for biofuel and succinic acid as a chemical product, which is equivalent to avoiding GHG emissions generated by conventional means of producing fossil-based gasoline, is granted as a carbon credit. In contrast, the GHG emissions avoided by conventional means of producing succinic acid are not granted as carbon credits. However, an assumption has been made to simplify the carbon credit accounting process. The authors assume that all products included in the biorefinery product portfolios are designed to replace their equivalent fossil-based products, and that therefore all the GHG emissions avoided are granted as carbon credits for the company.

The carbon credits are used as a discount that can be offset by reductions in other taxes. This is how the fiscal instrument has been assessed in this case study.

Equation 2 shows how the GHG avoided and its normalized value are evaluated. Table 4 presents a set of carbon tax scenarios considered for application in this case study. The scenarios proposed are essentially baseline scenarios based on real carbon tax experiences from Sweden, France, Canada, and Canada's provinces. The four scenarios can cover a much wider spectrum of carbon price, going from 10$ /t CO_2eq in 2018 with the Canadian federal carbon tax to 200$ /tCO_2eq with the Swedish carbon tax in 2030. Considering these real-world tax scenarios provides a more credible insight into the case study as well as the necessary hindsight to achieve appropriate carbon pricing.

$$\text{GHG Impacts avoided} = \text{GHG Impacts of fossil based portfolio} - \text{GHG Impacts of biorefinery based portfolio}$$

Equation 2: Using avoided impact as measure of GHG and as a basis for carbon credits.

Table 3: Carbon tax overview in Canada and Europe.

Year	2016	2017	2018	2022	2030
Carbon tax in Alberta (scenario 1) [42].	S/O	20$/ t$CO_2$eq	30$/ t$CO_2$eq +CPI/ year	50$/ t$CO_2$eq + CPI/year	30$/ t$CO_2$eq +CPI/year
[24]Carbon tax in Canada (scenario 2)	S/O	S/O	10$/ t$CO_2$eq +10$/t/year	50$/ t$CO_2$eq	120$/ t$CO_2$eq +10$/t/year
Carbon tax in France (scenario 3) [44, 45].	22 €/ tCO_2 (31$/ t$CO_2$)	Linear interpolation interpolation	Linear interpolation	56 €/ tCO_2 (81$/ t$CO_2$)	100 €/ tCO_2 (145$/ t$CO_2$)
Carbon tax in Sweden (scenario 4) [43].	118 €/ tCO_2 (172$/ t$CO_2$)	Linear interpolation	Linear interpolation	126 €/ tCO_2 (184$/ t$CO_2$)	136 €/ tCO_2 (200$/ t$CO_2$)

RESULTS AND IMPLICATIONS

GHG emissions assessment of excess and consumed electricity balance

One of the main characteristics of the mill under study is that it is energy self-sufficient on a stand-alone basis. The excess of electricity produced on-site after integration brings economic benefit due to the feed-in tariff policy that enables producers to obtain an incentive from each kilowatt-hour of electricity produced from renewable resources. In the context of this case study, excess electricity produced on-site also yields another type of quantifiable benefit. In fact, according to the life-cycle analysis approach, producing an excess of electricity leads to avoiding production of the same quantity of electricity by conventional means. Hence, for every kilowatt-hour produced on-site and exported to the grid, some CO_2eq emissions coming from conventional processes are avoided.

Figures Figure 10 Figure 11 and Figure 12 illustrate the correspondence in terms of CO2eq credits, i.e., CO2eq emissions saved or avoided by producing an excess of 4.4 MW, 2.1 MW, and 2 MW respectively by the TSO, PR, and PL strategies. Figure 13 illustrates the amount of GHG emitted by the highly concentrated acid hydrolysis technology in relation to the number of kilowatt-hours of electricity consumed annually.

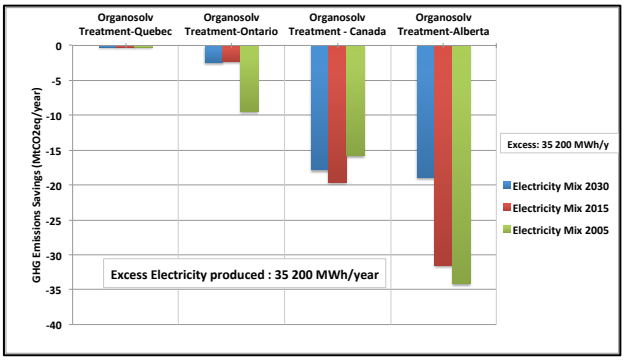


Figure 10: Impact of excess electricity produced by the organosolv treatment strategy as a function of regional supply mix.

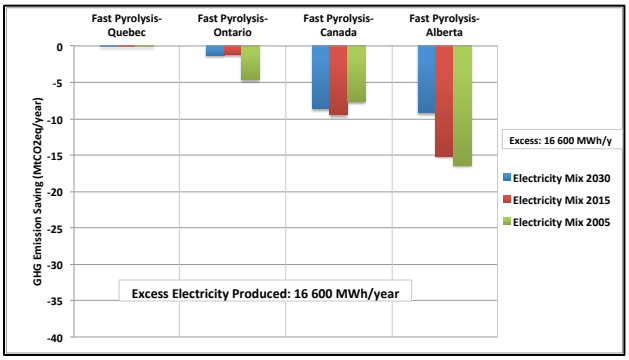


Figure 11: Impact of excess electricity produced by the fast pyrolysis strategy as a function of regional supply mix.

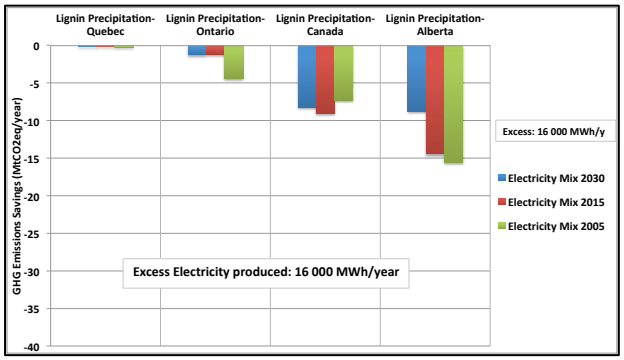


Figure 12: Impact of excess electricity produced by the lignin precipitation strategy as a function of regional supply mix.

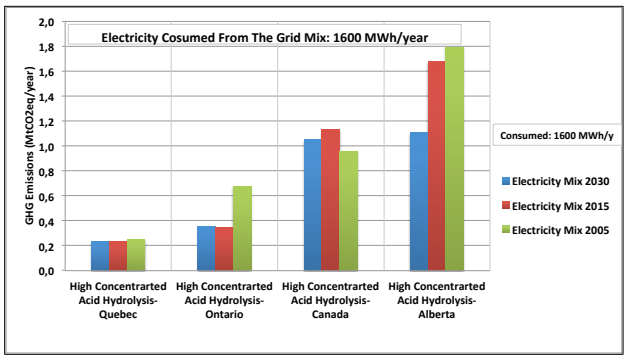


Figure 13: Impact of excess electricity consumed by the highly concentrated acid hydrolysis strategy as a function of regional supply mix.

Indeed, figures above (Figure 10 Figure 11 and Figure 12) show the same trend from one figure to another. Negative values in the graphs express environmental gains in terms of GHG avoided. Depending on the province and its electricity mix, the GHG credit may be higher or lower. For example, in the case of Alberta, its electricity mix in 2005 and 2015 was dominated by coal (66 per cent in 2005 and 51 per cent in 2015), which is a major source of GHG emissions. By 2030, coal-fired plants in Alberta will be replaced by 56 per cent natural gas-fired power plants, involving another fossil resource with a very similar GHG emission profile to that of coal. Producing one megawatt-hour in Alberta will generate more GHG emissions in Alberta than in Ontario and Quebec. The contrary is also true: avoiding the production of one megawatt-hour in Alberta will generate more GHG credit than in Ontario and Quebec.

The interpretation of the three figures can be summarized as follows: because the Alberta electric mix is a large emitter of GHGs, a biorefinery capable of producing one of these MWh of electricity would save millions of tons of GHGs. On the other hand, the biorefinery would obtain much less carbon credit in Quebec for the simple reason that Quebec's electricity mix is essentially made up of hydroelectricity (96% of the mix), a source of clean energy.

The energy balances show that certain processes (OT, FP, and LP) produce an excess of electricity on-site, but the HCAH energy balance shows additional consumption of electricity from the grid. Figu shows the GHG emissions profile associated with an electricity consumption balance of the highly concentrated acid treatment process. However, it is important to note that, depending on the regional electricity mix portfolio, the same number of megawatt-hours consumed by a particular process may have a very good environmental profile, as with the Quebec

electricity mix, or a very high environmental impact, as illustrated by the Alberta electricity mix. From a broad perspective, emissions continue to improve year after year as the provinces have striven to improve their proportion of renewable resource-based electricity since 2005.

However, in all figures, the environmental profile of the electricity mix for Canada was much better in 2005 than in 2015. Moreover, according to projections, the electricity mix in 2005 also appears to be better than it will be in 2030. This situation has arisen because in recent years, less and less electricity has been generated from nuclear power plants. Although nuclear power plants have a much better carbon footprint than gas-fired power plants, Canada has chosen to replace its share of nuclear power plants with gas-fired plants. This change has mainly been due to the general trend of public opinion and scepticism related to potential dangers with regard to human error and mismanagement of nuclear reactors (e.g., the Fukushima and Chernobyl disasters). In 2005, the proportions of electricity generation were 16% nuclear and 9% gas, whereas in 2015 and 2030, they are respectively 10% nuclear versus 15% gas and 7% nuclear versus 25% gas. As Canada gradually reduces its dependence on nuclear power, it offsets this reduction with natural gas power plants. In conclusion, the environmental profile of the 2005 Canadian mix is much better than in 2015, but the 2015 profile is better than the 2030 projection (if the trend continues). However, in Quebec, the supply mix remained more or less stable between 2005 and 2030, and therefore the environmental profile of each technology assessed is expected to remain constant between 2005 and 2030 in Quebec.

Coal phase-out policy analysis between 2015 and 2030

The PCFCGCC predicted that electricity measures, including coal phase-out, would lead to a substantial GHG reduction of 86 Mt between 2016 and 2030[39]. That reduction represents an almost 11.6% reduction in national GHG emissions compared to current levels. Figure (Figure 14) illustrates how the coal phase-out policy is reflected at the biorefinery process integration level using the normalization equation (Equation 1). These figures show that the policy will enable all biorefinery processes to cut their GHG emissions by almost 40% on the average basis if the processes were implemented in Alberta. In contrast with Quebec the cleanest portfolio, there is no change between 2015 and 2030 in terms of GHG emissions reduction, because Quebec's electricity portfolio is already coal-free, and its portfolio will remain relatively unchanged during between 2015 and 2030. At the Canadian level, the impact of the policy shows that the GHG emissions of all biorefinery processes are expected to be cut by 9% on the average basis. Although Ontario has already a coal-free electricity mix portfolio, however, GHG emissions of biorefinery processes are expected to be cut by 15%, if implemented in Ontario.

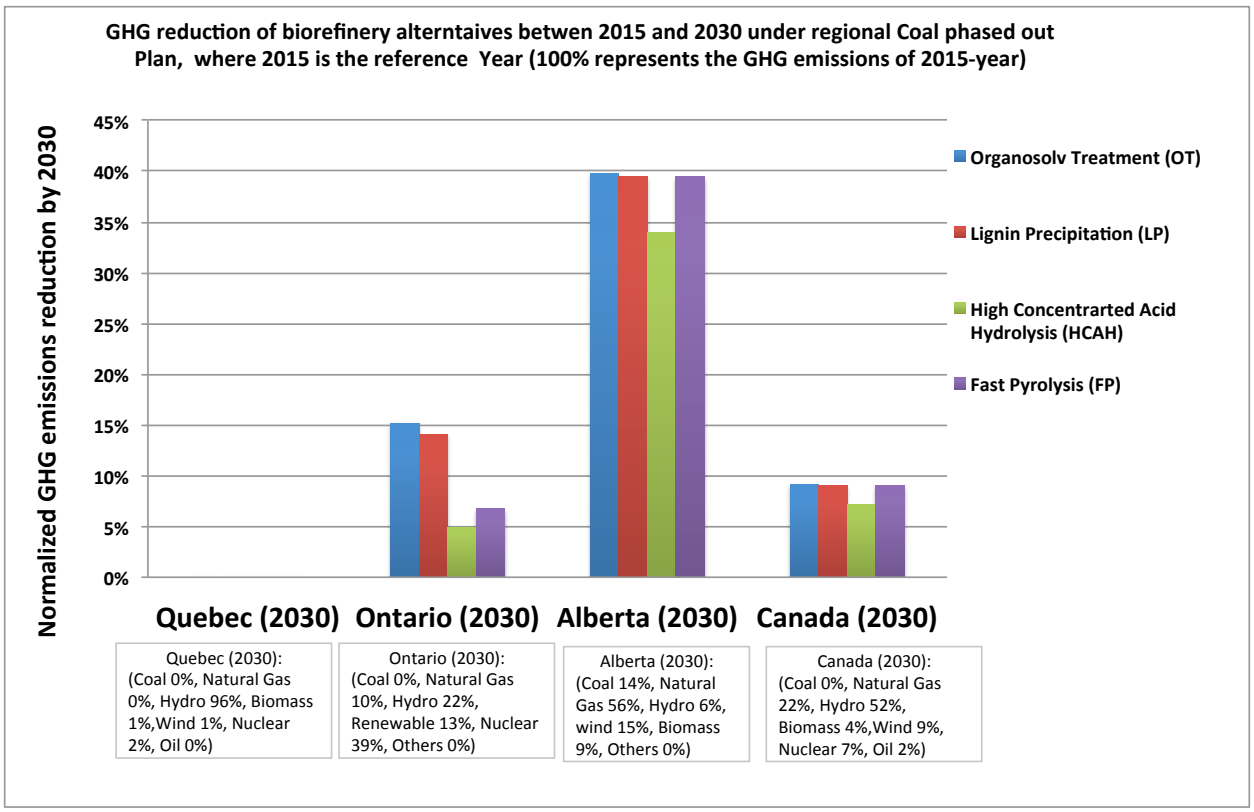


Figure 14: GHG emissions reduction of biorefinery alternatives between 2015 and 2030, under coal phased out policy

Implication of decision-making criteria and the weighting matrix

To present more effectively the results associated with decision-making in this context, which considers variations in the proportions of the regional energy mix, it is important to recall the outline of the method used to carry out this evaluation. The regional supply mixes of each province for 2005, 2015, and 2030 were considered as scenarios. Each scenario was used as an input to the LCA model for the sole purpose of calculating new values to update the environmental decision criteria (see Table).

Table 4: Combined economic and environmental decision criteria.

Overall Decision-Making: Decision criteria weighting and ranking		
Ranking	Criterion	Weight (%)
1	Internal rate of return (IRR)	26
2	GHG emissions (GHG)	17
3	Phased implementation capability (PIC)	15
4	Competitiveness on production costs (CPC)	14
5	Downside economic performance (DEP)	12
6	Return on capital employed (ROCE)	8
7	Respiratory organics (RO)	6

8	Non-renewable energy (NRE)	2

Implications of the decision criteria and weighting matrix for electricity mix supply scenarios

The figures below (Figure 16 and Figure 17) present the results of the multi-criteria decision-making analysis. They show that the technologies considered preferable by decision-makers under the base-case context have not changed. Organosolv treatment and fast pyrolysis strategies maintain the best overall scores despite variations in the period covered and the regional energy supply mix.

For the Quebec regional mix, for example, the overall scores for each alternative remain virtually constant from one scenario to another. This reflects the expectation that Quebec's energy mix will remain relatively constant until 2030. Note, however, that fast pyrolysis scored higher than organosolv treatment. Hence, the graph shows a new ranking, which results in the inversion of initial positions between the best strategy and the second.

On the other hand, according to the Ontario mix in 2015 and 2030, rapid pyrolysis appears to score much higher than organosolv treatment. The same holds true for the Canadian mix in 2005, 2015, and 2030 and the Alberta mix in 2030. Finally, the two preferred strategies remained the same (rapid pyrolysis and organosolv).

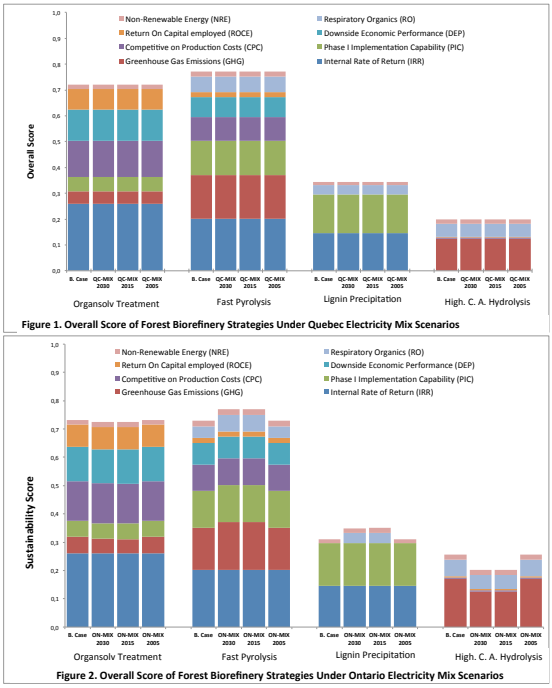


Figure 15: Overall decision-making as a function of regional supply mix: a) Quebec and b) Ontario.

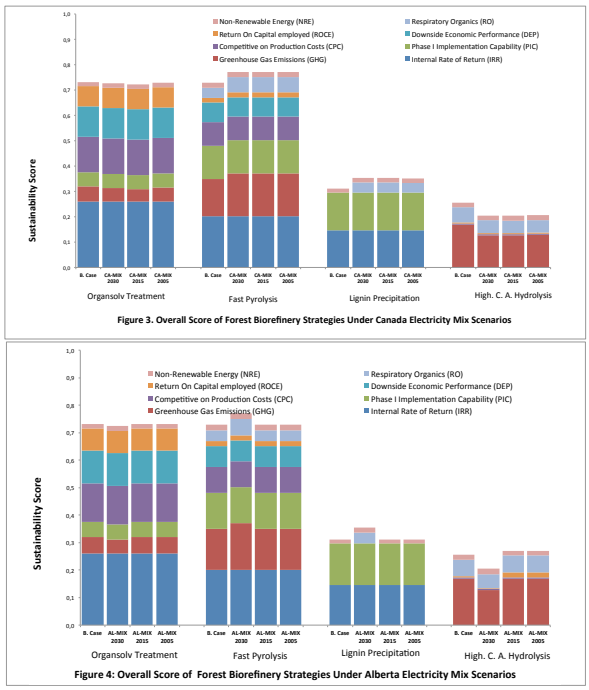


Figure 16: Overall decision-making as a function of regional supply mix: a) National (Canada) and b) Alberta.

In conclusion, it seems quite clear that the supply mix scenarios did not greatly affect the initial decisions made by decision-makers under the base-case context. Nevertheless, the scenarios revealed the true environmental potential of rapid pyrolysis, which in some cases exhibited much better performance than the organosolv strategy.

However, it is important to emphasize the peculiarities of this case study, in the sense that integration strategies enable on-site cogeneration of heat and electricity. However, even if a plant does not cogenerate heat and electricity,

choosing a particular province based on its supply mix portfolio can become a strategic choice for the sake of the overall environmental footprint of a biorefinery strategy. In other words, for the same process energy consumption, choosing a province that presents a better supply mix portfolio will inevitably lead to a smaller process environmental footprint.

Implication of decision criteria and weighting matrix on carbon tax scenarios

To present more clearly the results associated with decision-making in this particular context, considering carbon tax scenarios, the analysis of each carbon tax scenario uses the price per tonne of carbon as an input to the basic techno-economic model for the sole purpose of calculating and updating the decision-making criteria. The updated decision criteria are then used as new inputs to the decision matrix model to calculate and update the global scores for each biorefinery strategy. Indeed, this approach makes it possible to reassess the economic potential associated with future carbon tax scenarios.

The Figure 17Figu shows the overall scores of biorefinery strategies under carbon tax scenarios. Under these carbon tax scenarios, the overall scores of fast pyrolysis (FP) and highly concentrated acid hydrolysis (HCAH) did not vary much compared to the base case. However, the overall scores of organosolv treatment (OT) and lignin precipitation (LP) varied slightly compared to the base case.

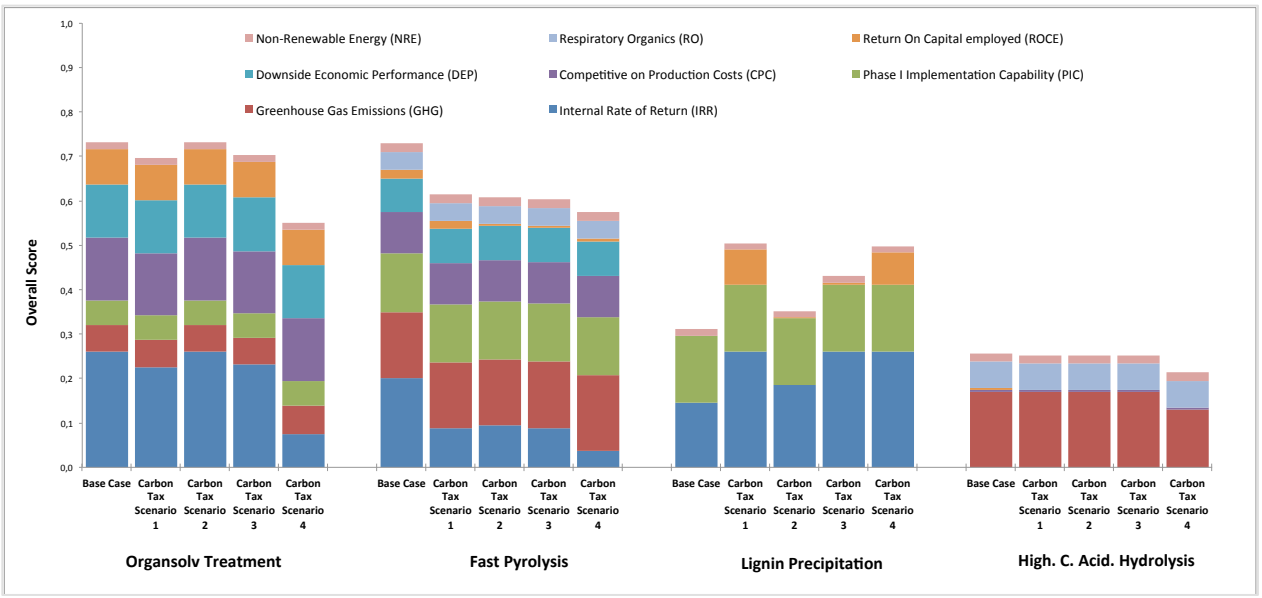


Figure 17: Overall decision-making results as a function of carbon tax scenarios.

In conclusion, it seems quite clear that among the scenarios considered, none of the carbon tax scenarios can change the final ranking of the biorefinery technologies. This means that the final ranking under each scenario remains the same as the initial decision made by decision-makers under the base-case context. Nevertheless, the carbon tax scenarios revealed the true economic potential of lignin precipitation, which attained a much better score than its base-case performance.

CONCLUSIONS

This paper has presented a two-step methodology. First, regional supply mix scenarios have been reviewed and incorporated as environmental data inputs to a systematic life-cycle modelling system. The paper then illustrated how electricity supply mix scenarios can significantly vary the environmental performance of biorefinery strategies and their decision ranking under MCDM analysis. Second, carbon tax scenarios were incorporated as economic data inputs to a systematic techno-economic model. The paper then illustrated how future carbon taxes can influence strategic decision-making and the ranking of biorefinery strategies.

As a result, the model that incorporates regional electricity supply mix scenarios into the multi-criteria decision-making (MCDM) process shows the extent to which the overall score and ranking of preferred biorefinery strategies could change under certain regional supply mixes. As a matter of fact, the fast pyrolysis strategy, which was ranked as the second most preferred among the biorefinery strategies, became the most preferred strategy (ranked as number one) under Quebec, Ontario, and Canada supply mix scenarios. However, under carbon tax scenarios, the final decision ranking remained the same as the initial decision made by decision-makers in the base-case context.

REGIONAL CLEAN MIX ELECTRICITY PORTFOLIO AS AN ATTRACTIVE ELEMENT FOR CHOOSING WHERE TO IMPLEMENT A BIOREFINERY PROJECT

A broad view of this study shows that overall economic and environmental competitiveness depends greatly on the quality of the electricity supply mix portfolio of the region where the technology is physically implemented. For example, integration of technologies such as organosolv treatment and fast pyrolysis in Quebec or Ontario will result in a greater GHG reduction than competing (more likely fossil-based) technologies that can produce the equivalent product portfolios. With the international environmental product declaration policy (EPD)[63] which is subject to ISO 14025 standards, the electricity supply portfolios of Quebec and Ontario with net-zero coal-based electricity GHG emissions can offer greater environmental footprint benefits and can play a major role when decision-makers must choose whether to build a physical biorefinery infrastructure in one region or another.

In addition, considering globalization and free trade agreements such as the North American Free Trade Agreement (NAFTA) and more recently the Canada-Europe Free Trade Agreement (CETA), the environment profile of products will increasingly become a major issue for carbon tax under trade agreements. In addition, COP21 and COP22 have generated unprecedented momentum around the international harmonization of global carbon market prices.

ACKNOWLEDGEMENTS

The Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC) funded this work. The authors would like to thank all those at the mill who provided required information and expertise to this case study. The authors would like also to acknowledge support and constructive feedback from analysts at CIRAIG (International Reference Center for the Life Cycle of Products, Processes, and Services). The constructive feedback provided by colleagues at the NSERC Environmental Design Chair and anonymous reviewers is gratefully acknowledged. Any errors are solely the responsibility of the authors.

REFERENCES

[1] Conference of parties (COP 21). (2015, 06/06/2016). *Préserver la planète, protéger les hommes : La COP 21*. Available: http://www.cop21.gouv.fr/le-point-sur-le-processus-de-ratification/

[2] Canadian Intergovernmental Conference Secretariat. (Jan 11). *"Vancouver Declaration on clean growth and climate change*. Available: http://www.scics.gc.ca/english/conferences.asp?a=viewdocument&id=2401

[3] United Nations (UN), "Kyoto protocol to the United Nations framework convention on climate change," 1998.

[4] The Council of the Federation, "Canadian Energy Strategy 2015," The Council of the Federation, Winnipeg, Manitoba2015.

[5] International energy data and analysis. (2015, May 21,). *U.S. Energy Information Agency, 2014*. Available: http://www.eia.gov/beta/international/?fips=ca.

[6] Canada – Canada Statistics. (2014, Jan 11). *International Hydropower Association, 2014*. Available: http://www.hydropower.org/country-profiles/canada.

[7] Vision 2050. (Jan 11). *The Future of Canada's Electricity System," Canadian Electricity Association*. Available: http://www.electricity.ca/resources/publications/vision-2050-the-future-of-canadas-electricity-system.php

[8] Renewable Fuels Association, "World Fuel Ethanol Production 2014," Renewable Fuels Association2014.

[9] Global Wind Energy Council (GWEC), "Global Wind Report: Annual Market update," Global Wind Energy Council (GWEC)2015.

[10] Canada Wind Energy Association (CanWea), "Canada Vision 2025: Powering Canada's Future,"" Canada Wind Energy Association (CanWea)2015.

[11] US Energy Information Administration (US-EIA), "International energy data and analysis," 2012.

[12] International Energy Agency (IEA), "world Energy Outlook (WE2012)," International Energy Agency (IEA),, London2011.

[13] W. N. Association. (2015, Jan 12). *Uranium in Canada*. Available: http://www.world-nuclear.org/information-library/country-profiles.aspx

[14] Canadian Electricity Association (CEA), "Including hydro, nuclear, tidal, wind, and solar generation: Key Canadian Electricity Statistics," Canadian Electricity Association (CEA),2015.

[15] Environment and Climate Change Canada, "Canadian Environmental Protection Act (CEPA): Coal-Fired Electricity Generation Regulations - Overview," in *Coal-Fired Electricity Generation Regulations - Overview*, ed. Ottawa: Environment and Climate Change Canada, 2015.

[16] D. R. Batsy, M. A. Brown, and P. Stuart, "Title," unpublished|.

[17] US Environmental Protection Agency (EPA), "Fact Sheet: Social Cost of Carbon," 2013.

[18] K. Hamilton and G. Cameron, "Simulating the distributional effects of a Canadian carbon tax," *Canadian Public Policy/Analyse de Politiques,* pp. 385-399, 1994.

[19] N. Rivers. (2014, 23/03). *The case for a carbon tax in Canada*. Available: http://canada2020.ca/canada-carbon-tax/

[20] K. Harrison, "The political economy of British Columbia's carbon tax," *OECD Environment Working Papers,* p. 0_1, 2013.

[21] S. Speck, "Energy and carbon taxes and their distributional implications," *Energy policy,* vol. 27, pp. 659-667, 1999.

[22] S. Elgie and J. McClay, "Policy Commentary/Commentaire BC's carbon tax shift is working well after four years (attention Ottawa)," *Canadian Public Policy,* vol. 39, pp. S1-S10, 2013.

[23] B. Murray and N. Rivers, "British Columbia's revenue-neutral carbon tax: A review of the latest "grand experiment" in environmental policy," *Energy Policy,* vol. 86, pp. 674-683, 2015.

[24] Marie-Renée Grondin, "13 choses à savoir sur la taxe carbone du gouvernement Trudeau," in *Taxe carbone: 10 $ la tonne dès 2018, 50 $ en 2022*, A. QMI, Ed., ed. Quebéc: Le Journal de Québec, 2016.

[25] S. McCarthy and D. Leblanc, "Liberal government's carbon tax plan provokes anger from provinces ", T. G. a. Mail, Ed., ed. Montreal and Ottawa The Globe and Mail 2016.

[26] Environnement et Changement climatique Canada, "Rapport d'inventaire national 1990-2014 : sources et puits de gaz à effet de serre au Canada," Environnement et Changement climatique Canada Gatineau, Canada2016.

[27] Environment and Climate Change Canada, "National Inventory Report 1990-2014: Greenhouse Gas Sources and Sinks in Canada," Environment and Climate Change Canada2016.

[28] Minister of the Environment and Climate Change, "Ontario's Action Plan On Climate Change," ed. Ontario, 2007.

[29] Hydro-Québec Production. (2016, 30/10). *Centrales thermiques*. Available: http://www.hydroquebec.com/production/centrale-thermique.html

[30] Office National de l'Énergie, "Avenir énergétique du Canada en 2016," Office national de l'énergie, Ottawa, Canada2016.

[31] National Energy Board, "Canada's Energy Future 2016: Energy Supply and Demand Projections to 2040," National Energy Board, Ottawa, ON2016.

[32] G. o. Quebec, "The 2030 Energy Policy," 2017.

[33] G. d. Quebec. (2017, 23/03). *Lancement de la politique énergétique*. Available: https://mern.gouv.qc.ca/2016-04-07-politique-energetique/

[34] Ontario Ministry of Energy. (2017, 23/03). *Planning Ontaro's Energy Future*. Available: http://www.energy.gov.on.ca/en/ltep/2017-discussion-guide/

[35] Alberta Energy System operator (AESO), " 2016 Long-term Outlook," Alberta Energy System operator (AESO), Calgary2016.

[36] Alberta Energy (AE). (2016, Jan 15,). *Electricity Statistics : Electricity Supply*. Available: http://www.energy.alberta.ca/Electricity/682.asp

[37] Alberta Governement. (2016, Jan 15). *Phasing out coal pollution*. Available: https://www.alberta.ca/climate-coal-electricity.aspx

[38] Catherine Abreu, "Analysis and Summary of Pan-Canadian Framework on Climate Change," Climate Action Network, Ottawa2016.

[39] Government of Canada, "Pan Canadian Framework on Clean Growth and Climate Change: Canada's Plan to Address Climate Change and Grow the Economy (PCFCGCC)," Government of Canada, Ottawa2016.

[40] Ryan D. Hottle. (2008, May 16). *Cap-and-trade vs. carbon tax: formulating an effective carbon accounting system*. Available: http://www.energybulletin.net/node/46527

[41] Commission of the European Communities, "Taxation of passengers cars in the European Union – options for action at national and Community levels," European Union, Brussels2002.

[42] Paula Olexiuk, Lorne Carson, Dana Saric, Komal Jatoi, and Kevin Lemke, "Taxe sur le carbone de l'Alberta - Le projet de loi 20 : la Climate Leadership Implementation Act," in *Plan de lutte contre les changements climatiques.*, H. H. L. Osler, Ed., ed. Toronto: Osler, Hoskin & Harcourt LLP, 2016, p. 2.

[43] Real Melo. (2013, Jan 15). *A Quick Look At Sweden's Carbon Tax*. Available: http://blogs.ubc.ca/realmelo/2013/03/06/a-quick-look-at-swedens-carbon-tax/

[44] Enerdata Enerfuture. (2014, 23/03). *France introduces carbon tax as of 1 April 2014*. Available: https://www.enerdata.net/publications/daily-energy-news/france-introduces-carbon-tax-1-april-2014.html

[45] Ministère de l'environnement de l'énergie et de la mer. (2016). *Donner un prix au carbone : un outil pour réduire les émissions de CO2*. Available: http://www.developpement-durable.gouv.fr/La-fiscalite-carbone.html

[46] Environment Canada, "Canada's Emissions Trends 2014," Environment Canada, Gatineau En81-18/2014E-PDF, 2014.

[47] Ethan Lou, "Canada speeds up plan to phase out coal power, targets 2030," Reuters, Ed., ed. Toronto: REUTERS, 2016.

[48] Smart Prosperity, "Canada's Roadmap to Smart Prosperity," 2016.

[49] G. o. Canada, "Canada's mid-century long-term low-greenhouse gas development strategy," 2016.

[50] A. D. Hawkes and M. A. Leach, "Cost-effective operating strategy for residential micro-combined heat and power," *Energy,* vol. 32, pp. 711-723, 2007.

[51] W. E. Brumsickle, R. S. Schneider, G. A. Luckjiff, D. M. Divan, and M. F. McGranaghan, "Dynamic sag correctors: cost-effective industrial power line conditioning," *IEEE Transactions on Industry Applications,* vol. 37, pp. 212-217, 2001.

[52] C.-C. Lee and C.-P. Chang, "The impact of energy consumption on economic growth: evidence from linear and nonlinear models in Taiwan," *Energy,* vol. 32, pp. 2282-2294, 2007.

[53] S. Ashok and R. Banerjee, "Load-management applications for the industrial sector," *Applied energy,* vol. 66, pp. 105-111, 2000.

[54] X. Ou, X. Zhang, S. Chang, and Q. Guo, "Energy consumption and GHG emissions of six biofuel pathways by LCA in (the) People's Republic of China," *Applied Energy,* vol. 86, pp. S197-S208, 2009.

[55] J. Tzilivakis, D. J. Warner, M. May, K. A. Lewis, and K. Jaggard, "An assessment of the energy inputs and greenhouse gas emissions in sugar beet (Beta vulgaris) production in the UK," *Agricultural Systems,* vol. 85, pp. 101-119, 2005.

[56] D. Weisser, "A guide to life-cycle greenhouse gas (GHG) emissions from electric supply technologies," *Energy,* vol. 32, pp. 1543-1559, 2007.

[57] R. F. A. Cornejo, "Using life cycle assessment (LCA) as a tool to enhance environmental impact assessment (EIA) with a case study application in the pulp and paper industry," Master Thesis Unpublished doctoral dissertation, Ecole Polytechnique de Montreal, Montreal, 2005.

[58] S. Sanaei, "Sustainability Assessment of Biorefinery Strategies Under Uncertainty and Risk Using Multi-Criteria Decision-Making " PhD Thesis, Chemical Engineering, Ecole Polytechnique, Montreal, 2014.

[59] L. Hu, H. Pan, Y. Zhou, and M. Zhang, "Methods to improve lignin's reactivity as a phenol substitute and as replacement for other phenolic compounds: a brief review," *BioResources; Vol 6, No 3 (2011),* 2011.

[60] D. Humbird, R. Davis, L. Tao, C. Kinchin, D. Hsu, A. Aden*, et al.*, "Process design and economics for biochemical conversion of lignocellulosic biomass to ethanol: dilute-acid pretreatment and enzymatic hydrolysis of corn stover," National Renewable Energy Laboratory (NREL), Golden, CO.2011.

[61] L. Tao and R. Davis, "Process Design for Biochemical Conversion of Biomass to Ethanol," NREL, NREL2011.

[62] M. S. Peters, K. D. Timmerhaus, R. E. West, K. Timmerhaus, and R. West, *Plant design and economics for chemical engineers* vol. 4: McGraw-Hill New York, 1968.

[63] A. M. Fet and C. Skaar, "Eco-labeling, Product Category Rules and Certification Procedures Based on ISO 14025 Requirements (6 pp)," *The International Journal of Life Cycle Assessment,* vol. 11, pp. 49-54, 2006.

ANNEXE F – ARTICLE – 6: PRODUCT PORTFOLIO SELECTION AND PROCESS DESIGN FOR THE FOREST BIOREFINERY

1

Product Portfolio Selection and Process Design for the Forest Biorefinery

Dieudonné R. Batsy, Charles C. Solvason, Norm E. Sammons, Virginie Chambost, David L. Bilhartz, II, Mario R. Eden, Mahmoud M. El-Halwagi, and Paul R. Stuart

ABSTRACT

This chapter provides the reader with an overview of the design process. It accounts for the special features of the biorefinery and illustrates how these may affect the design process. Here, the biorefinery is presented, not as a project, but as a strategy. The reader will obtain answers to the following questions: (a) how product and process design tools can support the definition of successful business strategies, (b) how the technology strategy can best serve the business model, and (c) how the model should be incorporated into the decision-making process.

The chapter is organized into seven sections. Key concepts of the biorefinery and its characteristics are introduced in the first section. Objectives are presented in the second. A literature review for the concepts of Product Design and Process Design is presented in the third section, highlighting the general aspects applicable in the biorefinery context. A review of classical methodologies is carried out, and the limitations of conventional approaches are presented. Design methods are reviewed in the fourth section, and a systematic approach to evaluating the product portfolio is proposed. A case study which

illustrates the integration tools and concepts is presented in the fifth section. The sixth and seventh sections summarize and discuss the concepts presented and their influence on the future of sustainability and scenario planning.

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

1.1 Introduction

Economic development in today's world demands energy. However, a favorable response to the demand for energy must respect sustainability. Sustainable development can be defined as, "development that meets present needs without compromising the ability of future generations to meet their own needs" (p. 16) [1]. To align the world's manufacturing activities with these new environmental objectives, governments, nongovernmental organizations (NGOs), scientists, researchers, and authorities will need to be involved in a convergence of resources. As part of *Agenda 21*, an action program for the twenty-first century adopted by the summit participants in Rio de Janeiro in 1992, the intelligent use of constrained resources will be of paramount importance, and a number of principles, objectives, and policy instruments that emphasize renewable resources will need to be implemented to achieve this goal [2]. Fortunately, many types of primary renewable resources are available and can be used to produce energy. The rise to prominence of renewable energy sources can be attributed in part to the increased visibility of climate change. Climate change has been correlated with massive emissions of greenhouse gases (GHGs) from fuels derived from fossil resources, which are used in energy production. Today, several options are being considered to replace existing fuels and fossil-based products with biofuels and bioproducts. Bioproducts can have molecular structures similar or dissimilar to those of conventional fossil-based products. They are, respectively, called *replacement* (similar structure) and *substitution* (dissimilar structure) products and are produced from renewable biomass. As a result, biomass-derived products and fuels have the capability to respond positively to increasing energy demand while potentially considerably reducing environmental impact (e.g., GHG emissions). The exploitation of this primary raw material resource involves the concept of *biorefining*.

As the demand for sustainable products has risen, an unrelated rapid decline in the North American forestry industry has occurred, which has freed up biomass-handling equipment and manufacturing capability. The decline in the industry is due to the rising cost of energy and raw materials and has been compounded by strong competition on the international market from emerging countries in Asia and Latin America. To overcome this crisis while remaining competitive in the global market, pulp and paper companies have opted to combine or optimize their technologies for the production of their current product portfolios [3]. Unfortunately, these strategies cannot be effective over the long term. For these companies to thrive, new strategies based on sustainable products must be developed. Among these strategies, the forest biorefinery (FBR) platform represents an excellent option.

A biorefinery is defined by the National Renewable Energy Laboratory (NREL) as a "facility that integrates biomass conversion processes and equipment to produce fuels, power, and chemicals from biomass" [4]. There are currently four categories of biorefinery; they are classified as first, second, third, and fourth generation and are shown in Table 1.1 [5].

The first-generation biorefinery produces biofuels from agricultural biomass (e.g., corn, starch, vegetable oils, sugar cane). This kind of biomass is rich in sugar, which results in high production yields. Although it presents substantial advantages, this technology raises

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

TABLE 1.1

Classification of Biorefineries Based on Their Technology Generations

Generation	Feedstocks	Examples
First-generation biorefineries	Sugars, starch, vegetable oils, or animal fats	Bioalcohols, vegetable oil, biodiesel, biosyngas, biogas
Second-generation biorefineries	Nonfood crops, wheat straw, corn wood, solid waste, energy crop	Bioalcohols, bio-oil, bio-DMF, biohydrogen, bio-Fischer–Tropsch diesel
Third-generation biorefineries	Algae	Vegetable oil, biodiesel
Fourth-generation biorefineries	Vegetable oil, biodiesel	Biogasoline

environmental and social concerns such as: (1) the risk of creating a competition between food consumption and biorefinery processes for the same biomass, and (2) the risk of deforestation by overuse of land as well as environmental risk by the widespread use of fertilizers and pesticides. Furthermore, the life-cycle assessment (LCA) cost of a first-generation biorefinery exceeds, in many cases, that of biofuels from fossil petroleum [6]. The second-generation biorefinery uses mainly lignocellulosic biomass and is commonly called the *forest biorefinery*. Unlike the first generation, the second-generation biorefinery improves the environmental balance, and the biomass used does not compete with food production. Moreover, this biomass is so abundant that the input purchase cost is low, and therefore the production costs are reduced. The caveat for this generation is that the technologies needed to execute it are still under development. The third-generation biorefinery uses aquatic biomass like algae. This category has advantages in terms of yield and land use compared to a first-generation biorefinery. The Aquatic Species Program (ASP) reported that, "two hundred thousand hectares (less than 0.1% of climatically suitable land areas in the United States) could produce one quad of fuel" (p. 13) [7]. Like the second-generation technology, this technology is also still under development. The fourth-generation biorefinery uses biomass from municipal waste vegetable oils. It solves the recurring problem of treatment and management of this waste. The technology for this category is thermochemical, and most of the thermal and physical processes involved are already in use on an industrial scale.

A company seeking to switch to a biorefinery platform will also need to decide whether the biorefinery will be *brownfield*, *greenfield*, or *retrofit*. A project is described as *brownfield* when it uses infrastructure, equipment, or land abandoned by another manufacturer. The risk of a brownfield is the presence of potentially hazardous substances, pollutants, and contaminants from its previous use [8]. However, because this type of project addresses environmental issues, revitalizes life in its neighborhood, and brings new jobs and higher tax revenues to the local community, it is generally supported in the United States by the Environmental Protection Agency (EPA) and other federal partners. With the right incentives, these former economic engines can once again generate value for both private and public sectors [8]. A *greenfield* project is a project developed and implemented from scratch, and a *retrofit* project is an integration of new technology within an existing operating plant structure. For example, retrofitting biorefinery technology within an existing manufacturing facility can improve energy efficiency while at the same time diversifying the product portfolio and reducing emissions. Such integration presents many advantages, including the use of the existing supply chain (leading to synergy in feedstock supply and sales) and of existing facilities, which will undoubtedly lead to a reduction in initial capital costs [9].

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

This chapter will focus on the second-generation biorefinery, FBR, in a retrofit context. This approach enables pulp and paper manufacturers to continue to produce traditional forestry products while also diversifying their portfolio to make other value-added products such as biofuels, specialty chemicals, and pharmaceuticals [10]. There is a real opportunity to consider the FBR as an alternative to improving the existing pulp and paper business model, but some risks and difficulties exist. Biorefinery technologies are still under development and have not yet reached maturity, which represents a significant challenge for developers. These technological challenges inevitably lead developers into competition, which results in the protection of information and nondisclosure of relevant advances in the field for intellectual property reasons. As for new product development, the options for diversification are also considerable. Diversification of the existing product portfolio to range from commodities to specialty products can lead to potential revenue creation and margin improvement. However, the identification of the most promising products and related market strategies is not obvious given the current economic stalemate in the industry. Researchers developing design tools to assist decision-making are often forced to make assumptions based on heuristics to fill up the information gap when data are limited [11], which often creates uncertainty in the solution. There are many sources of uncertainty (e.g., future prices of energy, products, and feedstocks, climate policies, and process scaleup). Some of the uncertainties are outside the manufacturer's control and may include one or more of the following:

- What product/process combination offers the best value proposition?
- Does it lead to value creation and potential value retention over the long term?
- What are the associated competitive advantages over the long term?
- How might market dynamics, that is, the business cycle, impact on the profitability potential?
- What are the business strategies associated with the targeted value chain with respect to the market?
- Who would be the best collaboration partner to penetrate existing and mature value chains?
- Will the technology be efficient enough to compete?
- Is there enough capital available for investment?

Other uncertainties are within the manufacturer's control. These may include one or more of the following:

- Does the manufacturer have an appropriate business model?
- Does the manufacturer have the appropriate management leadership and expertise to execute the business model?
- Which product or family of products should the manufacturer produce?
- Which technology platform and process should the manufacturer use to produce the product?

Simultaneously managing these uncertainties is best performed using a method to screen out unsustainable technologies early in the development process. A review of one such method is presented in this chapter.

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

1.2 Objective

The objective of this chapter is to present a systematic approach to evaluating the appropriate product portfolio for biomass-derived products for an industry seeking to diversify from an ethanol-centric market. To meet this objective, this chapter first presents an overview of product and process design. This is followed by a discussion on the limitations of the current state of the art in managing portfolio design. A method is then proposed for integrating a portfolio design approach into an integrated product/process design framework. Special attention is paid to defining a business model for the forest biorefinery (FBR).

1.3 Literature Review

To consider a new business model aiming at new product/process introduction into the existing forestry industry portfolio, a review of both chemical product and process designs is required. Generic elements are first presented before extrapolating key issues to the context of the FBR.

1.3.1 Product Design

Across all fields of engineering, product design is defined according to the *Encyclopedia of Science and Technology* as, "the determination and specification of the parts of a product and their inter-relationship so that they become a unified whole. The design must satisfy a broad array of requirements in a condition of balanced effectiveness. A product is designed:

- To perform a particular function or set of functions effectively and reliably;
- To be economically manufacturable;
- To be profitably saleable;
- To suit the purposes and the attitudes of the consumer; and
- To be durable, safe, and economical to operate.

For instance, the design must take into consideration the particular manufacturing facilities, available materials, know-how, and economic resources of the manufacturer. The product should also appear significant, effective, compatible with the culture, and appear to be worth more than the price" [12].

1.3.1.1 Classical Approach

In the realm of chemical engineering, product design is thought to consist of three pillars (property function, process function, and usage function) in a chemical product pyramid, as shown in Figures 1.1 and 1.2 [13].

Optimizing the three pillars to develop new products and processes that use known technologies and meet customer needs is then the focus. The complexity of this problem has prevented a specific classical and comprehensive methodology for chemical product design from being developed [11]. Rather, general, holistic systems approaches for specific categories of problems have been developed.

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

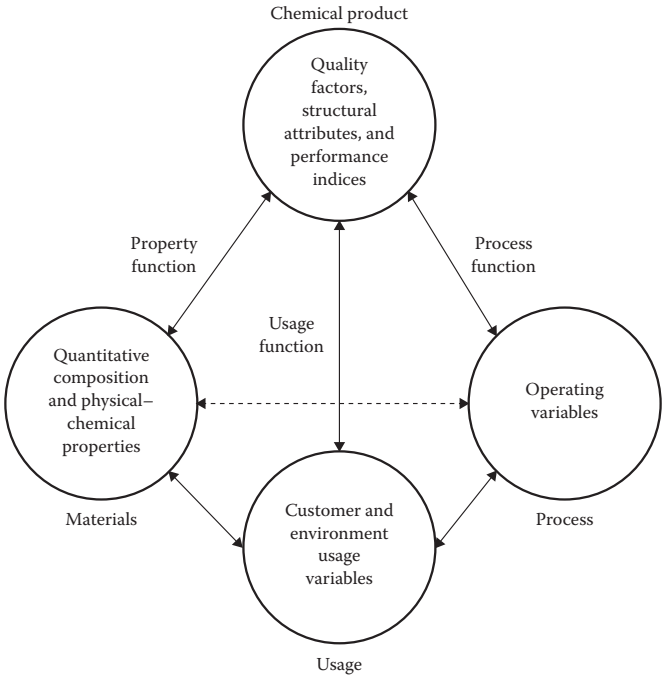


FIGURE 1.1
Structure for chemical product engineering. (Adapted from R. Costa et al., *AIChE Journal*, 52, 1981, 2006.)

One basic holistic approach consisting of seven steps has been proposed by Ulrich and Eppinger [14] and adapted to chemical product design by Costa et al. [13]. Beginning with step 1 of the seven steps shown in Figure 1.3, the needs that should be met by the product are identified. Next, target specifications for the properties that influence identified consumer needs are defined. In the third step, product ideas which potentially satisfy the identified needs are generated, followed by the fourth step, the selection of the most

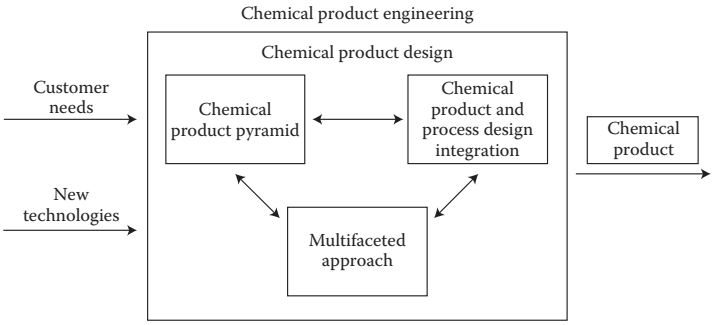


FIGURE 1.2
Structure for chemical product engineering. (Adapted from R. Costa et al., *AIChE Journal*, 52, 1978, 2006.)

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

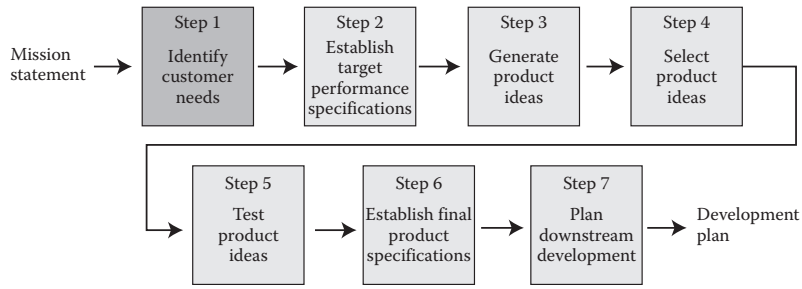


FIGURE 1.3
Product design steps. (Adapted from K.T. Ulrich and S.D. Eppinger, *Product Design and Development*, 2008.)

promising product idea. Before the final step of manufacturing the desired product, the product ideas must undergo rigorous testing and centerlining to determine the final product and process specifications, as shown in steps 5–7.

Other approaches have been proposed in the literature and are generally tailored to specific product architectures. For example, Hill [11] suggests an eight-step methodology for designing homogeneous products: (1) product definition; (2) technical product requirements; (3) product performance relationships; (4) product candidate generation; (5) product candidate selection; (6) process design; (7) risk analysis; and (8) financial (business case) analysis [11]. The methodology for the design of structured products is more difficult because of its complexity and the lack of comprehensive data describing the interdependent nature of its molecular architecture. Other authors like Westerberg and Subrahmanian [15] have suggested an alternative approach incorporating experience gained during the teaching of product design courses [15].

Most chemical product design problems can be adapted from the problem formulation proposed by Gani [16]. This formulation provides a useful tool for integrating the first four steps shown in Figure 1.3 into a mathematical program which can be solved efficiently. In this formulation, an overall product and process design problem would be described as follows:

$$F_{\mathrm{OBJ}} = \max\{C^{\mathrm{T}}\mathbf{y} + f(\mathbf{x})\} \tag{1.1}$$

$$h_1(\mathbf{x}) = 0 \tag{1.2}$$

$$h_2(\mathbf{x}) = 0 \tag{1.3}$$

$$h_3(\mathbf{x},\mathbf{y}) = 0 \tag{1.4}$$

$$l_1 \le g_1(\mathbf{x}) \le u_1 \tag{1.5}$$

$$l_2 \le g_2(\mathbf{x},\mathbf{y}) \le u_2 \tag{1.6}$$

$$l_3 \le \mathbf{B}y + \mathbf{C}x \le u_3 \tag{1.7}$$

where $\mathbf{x}$ is a vector of continuous variables representing mixture compositions and $\mathbf{y}$ is a vector of binary integer variables of molecular descriptors identifying the presence of

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

atoms, molecular groups, and other types of product architectures. The product attributes (or consumer needs) and goals are defined by a list of objectives and constraints. $h_1(\mathbf{x})$ is the set of attribute equality constraints related to the process design parameters (e.g., pressure, reflux ratio) and explicitly described in terms of their chemical composition [16]. $h_2(\mathbf{x})$ is the set of attribute equality constraints explicitly described in terms of process models like mass and energy balances. $h_3(\mathbf{x},\mathbf{y})$ are a set of attribute equality constraints related to molecular structure, composition, and other information regarding product architecture. $g_1(\mathbf{x})$ is a set of compositionally dependent inequality bounds on the process design specifications. $g_2(\mathbf{x},\mathbf{y})$ is a set of composition and molecular architecture inequality bounds on the product. It should be noted that any linear inequality constraints are described explicitly by Equation 1.7. Finally, the term $f(\mathbf{x})$ represents a vector of linear or nonlinear objective functions. Using only the structure-attribute models (Equation 1.4), the constraints on the attributes (Equation 1.6), and the molecular feasibility logical constraints (Equation 1.7) results in a problem formulation for chemical product design that is useful as a screening tool before rigorous design [17]. For example, Solvason et al. [17] used this approach to screen for environmentally benign candidate additives to combine with R-125 to replace R-134a in a refrigerant design problem. If desired, the best candidate solution can also be found by including the objective function in the formulation and solving the system as a mixed integer nonlinear program (MINLP) using a branch-and-bound algorithm [18]. For example, in a similar refrigerant design problem, Sahindis et al. [19] used an MINLP to select nitrosyl fluoride as the best refrigerant candidate to replace R-12, while also identifying, through various relaxations, eight other previously unknown candidates.

With the decline of natural resources, volatility of oil prices, and growth of environmental awareness, there is an opportunity to utilize product design algorithms such as these to aide in the search for new, bioderived products manufactured by environmentally friendly processes. Bioderived products can be generally categorized as *substitutes*, *replacements*, or *novel*.

The term *replacement* refers to a product that satisfies an existing consumer need with the same molecular architecture as an existing product, but using new, green raw materials in an environmentally friendly manufacturing process. The term *substitute* refers to a product that satisfies an existing consumer need or improves an existing product functionality using a different molecular architecture manufactured from green raw materials by an environmentally friendly process. Note that both replacement and substitute chemical products are intended to respond to market demands in terms of quality and performance. Occasionally, a new manufacturing process makes it possible to produce a product with attributes significantly beyond what consumers believe is possible. Under these conditions, when a product has no preexisting consumer need or market, it may have any type of molecular functionality and may be manufactured from any type of biomass raw material [10], making it *novel*. An example of a novel chemical product includes tooth-whitening strips which use a specially configured chemical structure [20]. At this time, novel configured chemical products are beyond the processing technology currently available for bioderived products, and therefore the designs discussed in this chapter will be limited to replacement and substitute chemical products.

1.3.1.2 Adaptation to the Biorefinery

A forest biorefinery (FBR) creates a special set of conditions for which the existing approach to chemical product design must be adjusted. In particular, the capacity of the FBR is such that merely switching to a new fine or specialty chemical product may saturate the market in that area, driving down prices and ultimately making the switch unsustainable.

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

A methodology was developed by the NREL [21] for bio-based product analysis and was adapted by the Pacific Northwest National Laboratory (PNNL) [22] to identify the potential of lignin by-products. Based on the definition of a carbohydrate platform consisting of more than 300 chemicals, the NREL analysis targeted a group of promising value-added chemicals, taking into account (1) preliminary economic and technical criteria, (2) chemical functionality and technical screening, (3) technical barriers based on the best available technical pathways, and (4) the potential for each building-block chemical to produce a range of derivatives.

A more market-driven approach has been proposed in various reports such as Penner [23] to select promising building blocks for the biorefinery considering product technical feasibility and a thorough market potential analysis. Figure 1.4 shows the necessity of combining both market and technology-driven approaches to determine the right slate of products for the biorefinery.

The schematic in Figure 1.4 also illustrates the importance of a market-centric approach for defining new products and the technological impacts needed for successful design. The choice of product architecture is influenced not only by product functionalities, but also by technological constraints and product strategies, as shown in Figure 1.5.

One of the most important challenges facing forestry companies considering the biorefinery concerns the successful diversification of their existing product portfolio toward the production of products showing promising market potential and leading to competitive advantage over the long term. In general, a *product portfolio* is defined as a set of multiple chemical products related through a common molecular architecture or manufacturing process. A product portfolio is usually based on a central platform commodity chemical that can be easily converted to the other commodity or specialty chemicals in its family. This definition leads to a codependency of products on the processes used to manufacture them and complicates the chemical product design process. For this reason, it is common to differentiate product portfolio design from product design because when designing

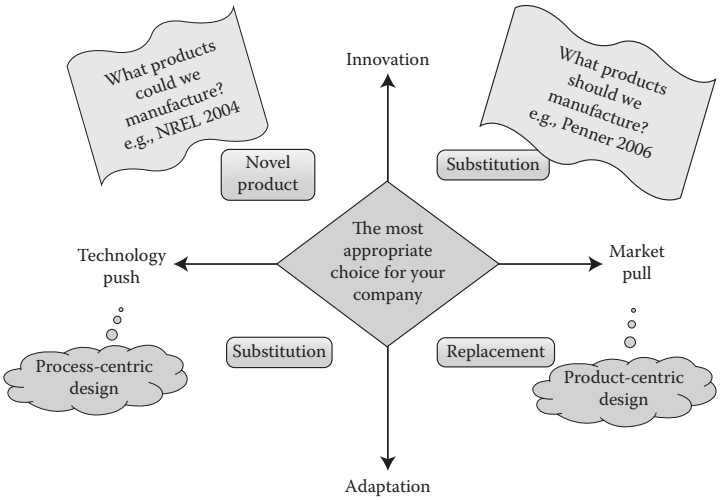


FIGURE 1.4
Analytical approaches for examining FBR product portfolios. (Adapted from V. Chambost et al., *Pulp and Paper Canada*, 109, 1–9, 2008.)

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

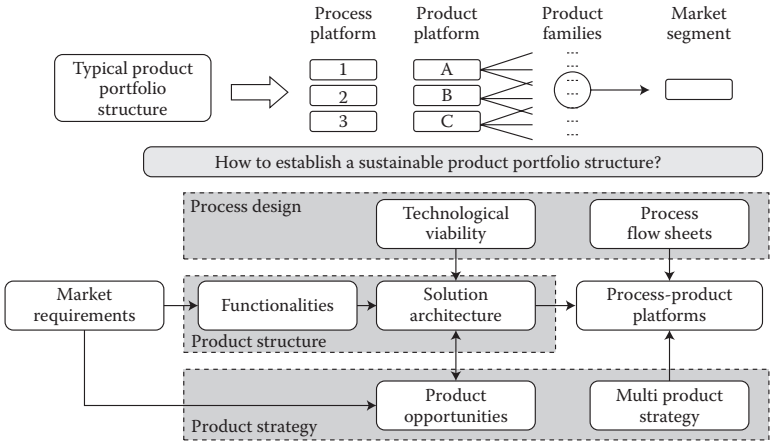


FIGURE 1.5
Product portfolio structure.

chemical product portfolios, any new product portfolio designed must take into account issues related both to its manufacture and to its product family's manufacture.

In addition, the choice of product portfolios should be driven by the optimization of profit margins through advanced supply chain strategies beyond the manufacturing facility. Critical questions will need to be addressed by companies establishing biorefinery strategies, such as the following: (1) who are the best business partners and business models for successful implementation, (2) what emerging production processes (biochemical, thermochemical, or chemical) enable product diversification while providing the targeted return on investment, and (3) what would be the best business model for outsourcing some of the key market delivery functions.

Incorporation of market constraints within the design of the FBR product portfolio can occur in three phases. The objective of the first phase is to lower the cost of the operation within the existing plant by changing the consumption pattern. Attempts should be made to replace any source of nonrenewable energy such as fuel oil with a green, renewable alternative so that the plant can become more "green." Fortunately, many options for the use of renewable energy, including bark, sludge, and other manufacturing by-products, exist within conventional pulp and paper mills. After streamlining the synthesis routes within the FBR, the focus switches to the identification and production of commodities, the building-block chemicals from which other specialty, high-value products can be made. Ethanol has been the conventional choice as a commodity for most FBRs. Other commodities such as levulinic acid may be an option, but the intrinsic risks associated with switching to a relatively unknown commodity must be mitigated.

The second phase is characterized by the development of derivatives and their production processes. Diversification into the commodities identified in phase I can help to increase revenues. Partnerships can also be considered to minimize technical and commercial risks. In general, forest product derivatives involve considerable change in both the company's business plan and its new market development strategy.

The last phase consists of improving profit margins by adopting certain strategies: promoting supply flexibility based on knowledge of market demand, using new optimization

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

methods to identify novel products, changing the business models, developing new partnerships, and restructuring the supply chain. Although this approach provides the guidelines for implementing an FBR, a systematic methodology still needs to be developed and applied.

In conclusion, the creation of a systematic approach to the design of chemical products for the FBR will require a highly integrated approach that relies on manufacturing, market, and environmental constraints. Managing the complexity of this design will require the integration of the process and product design problems with screening heuristics from, market and the environmental constraints.

1.3.2 Process Design

In its general form, process design is a broad concept which can be defined as the approach that engineering disciplines use to specify how to create or do something [24]. Successful designs must generally satisfy a functional specification and meet implicit or explicit requirements on performance and resource usage [24]. A number of important elements must be considered when designing a process: a clear definition of problems and objectives, a process design framework, and a hierarchical stepwise approach to meet the objectives. This section will focus on a review of chemical process design. Fortunately, like product design, process design can be mathematically formulated using an objective function (Equation 1.1) followed by a series of constraints (Equations 1.2 through 1.7) on the process configurations and property domains. This formulation is ideally suited for computer-based solution. The next section discusses the classical approach to process design, followed by its extension to the design of an FBR portfolio.

1.3.2.1 Classical Approach

Process design is considered to be the cornerstone of the chemical engineering curriculum. The design process is the set of activities involved in developing and producing a chemical product. These activities are grouped into four major stages: preliminary design, basic process design, detailed engineering, and startup and operation [25]. As shown in Table 1.2 (Kaibel and Schoenmakers [26]), the lifecycle steps of an industrial process design begin with product design.

In fact, it should be noted that these steps are generally intertwined with the greater product design process, representing steps 4 through 7 of Figure 1.3 and the subsequent development steps. The most common use of process design is to provide a quick estimate of the cost of a particular processing route when investigating a particular chemical product. One design framework recently developed by Sammons et al. [27] is especially capable of handling process designs with biomass feedstocks. In the context of the FBR, such a framework for optimizing process routes and evaluating the profitability of different possible production pathways while maximizing stakeholder value could be used to build or consolidate the existing business model.

As shown in Figure 1.6, this methodology begins with a preliminary superstructure derived from a rigorous scientific review of the state of the art. Gross profit analysis is conducted on all feasible steps, and unprofitable processing routes are discarded. Next, black-box models are configured to evaluate yield, conversion, and energy efficiency. Any unprofitable routes are again discarded. Subsequent process modeling, energy integration, and mass integration are performed, resulting in a final superstructure from which economic and environmental optimization (Figure 1.7) can proceed. Through global supply chain optimization, the framework enables decision-makers to decide which products

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

TABLE 1.2

Overview of All Steps to Commercial Operation and End of Life

Life cycle step	Involves
Chemical route synthesis	Development of chemical synthesis steps Selection of best chemical synthesis steps
Conceptual process design	Function integration Heuristic selecting unit operations and recycle structure Superstructure optimization
Process development	Experiments for kinetic, physical data Reaction and separation tests Pilot plant Cold flow scale-up tests
Process engineering	Definition of all equipment and control for accurate economic evaluation
Site integration	Connect energy and mass flows with other processes and utilities
Detailed engineering	Definition of all process details to allow purchasing and construction
Plant operation	
End of life	Find second use Deconstruct and reuse parts

Source: Reprinted from G. Kaibel and H. Schoenmakers, Process synthesis and design in industrial practice, pp. 9–22, Copyright (2002), In: J. Grievink, J. Van Schijndel (Eds.), *Proceedings of the European Symposium on Computer-Aided Process Engineering (CAPE-12)*, with permission from Elsevier.

and pathways to pursue to maximize net present value while measuring and minimizing environmental impact [27]. Note that the method proposed by Sammons et al. [27] is a strong technique for evaluating chemical processes, but requires *a priori* knowledge of what products and processing routes to include in the superstructure. As such, its solutions are only as good as the raw materials, processing routes, and product options identified. A more detailed description of process design can be found in the works of Biegler et al. [25] and Douglas [28].

1.3.2.2 Adaptation to the Biorefinery

The process design needs for the biorefinery concept have been covered in the introduction of this chapter. This section focuses on how to meet those needs using conventional process design tools adapted to the FBR concept. In general, several manufacturing routes can be envisaged for the FBR, depending on the type of process involved: physical, chemical, thermochemical, biochemical, or biological (Figure 1.8) [29].

The process superstructure, on the basis of which rigorous optimization can be performed, will ultimately vary from one plant to another depending on the existing equipment, available capital, desired markets, and species of forest raw material. It is then essential to identify the advantages and disadvantages of different scenarios rather than the selection of particular products, which adds some uncertainty to the design. Because the design will vary depending on the variability of the local raw materials (agricultural, forest, marine, or symbiotic biomass, etc.), the number of potential product scenarios will become quite large. In this situation, it is useful to apply a set of heuristics to narrow down the products and product pathways associated with each scenario. Useful production heuristics may include the number of conversion steps or reactions required, the types of conversions, public domain knowledge of the reaction

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

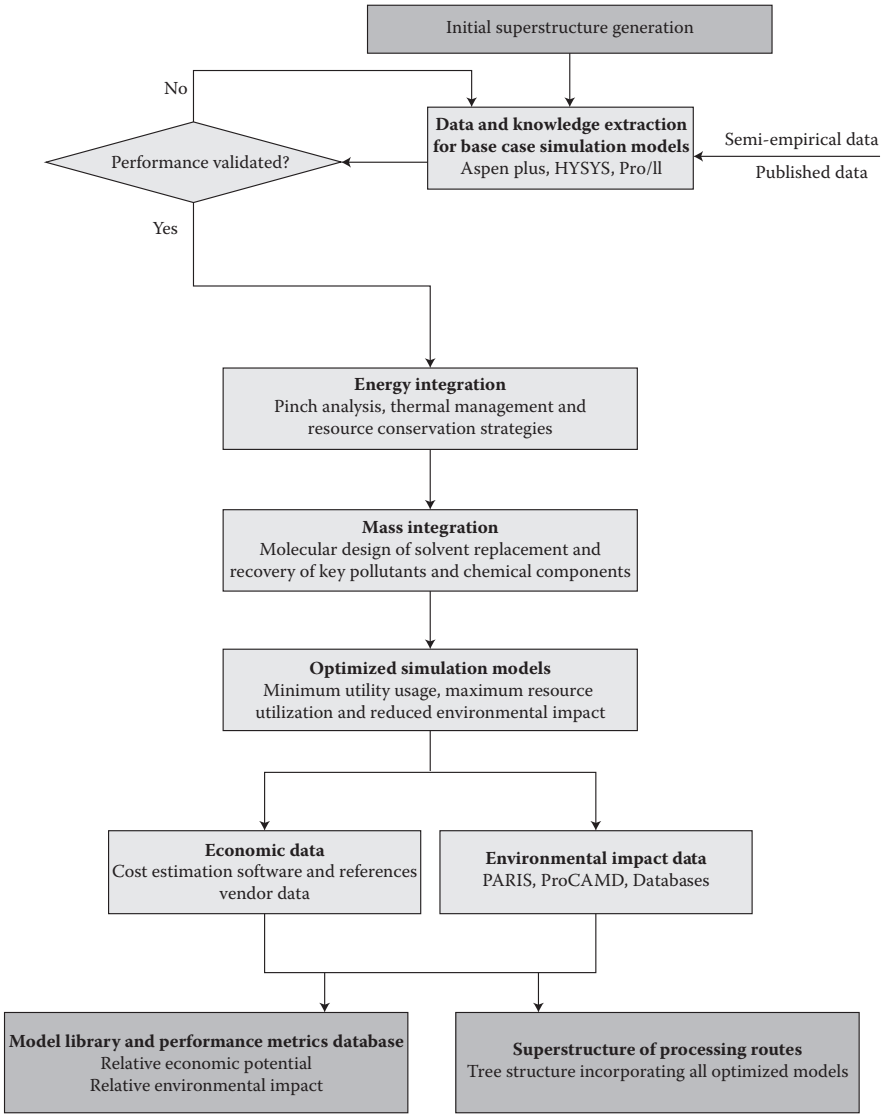


FIGURE 1.6
Part 1 of the optimization framework proposed by Sammons et al. [27].

chemistries, a minimum selling price, and others. Market heuristics, such as specialty market size or consumer appeal, and environmental heuristics like toxicity or sustainability can also be used to limit the superstructure. Once the superstructure has been developed, the optimization method developed by Sammons et al. [27] can be used to select the best product and processing route. The cumulative environmental impact of

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

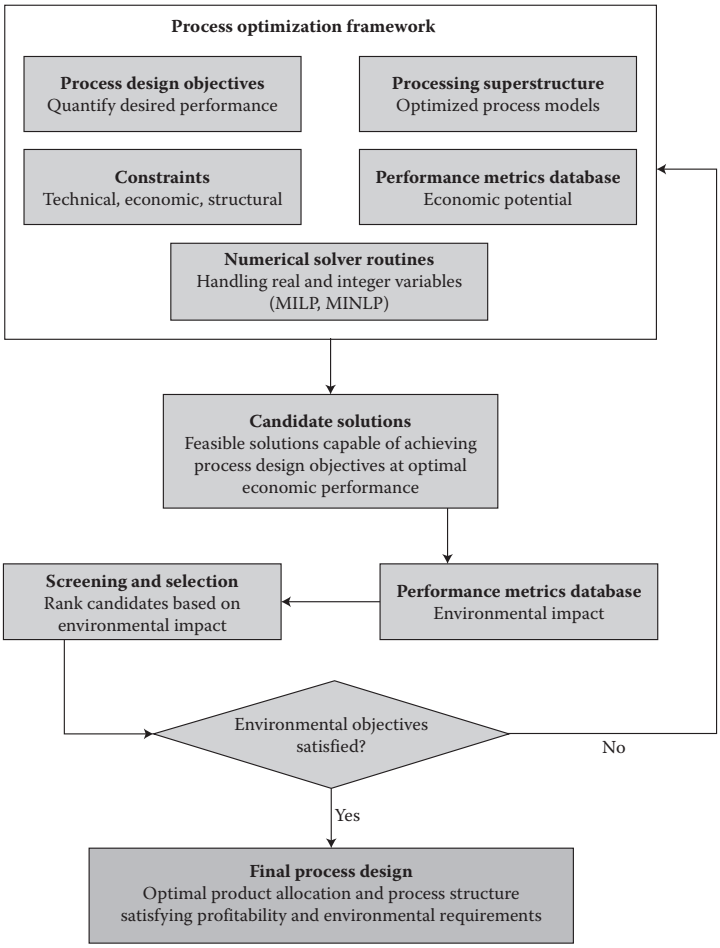


FIGURE 1.7
Part 2 of the optimization framework proposed by Sammons et al. [27].

the economically desirable products and their pathways can then be measured using the Waste Reduction (WAR) algorithm proposed by Young and Cabezas [30].

Critical to the economic and commercial success of the FBR is the identification and management of a "biorefinery product platform" (Figure 1.9). The FBR platform definition involves the determination of building-block commodities (i.e., platform chemicals) and value-added derivatives (i.e., a platform chemical's product family). This platform-based approach is typical of the petrochemical industry, where building blocks like naphtha are produced from crude oil and natural gas and then transformed into primary and secondary chemicals. However, unlike the history of the petrochemical industry, the time available to incrementally investigate biorefinery process pathways is short. Computational

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

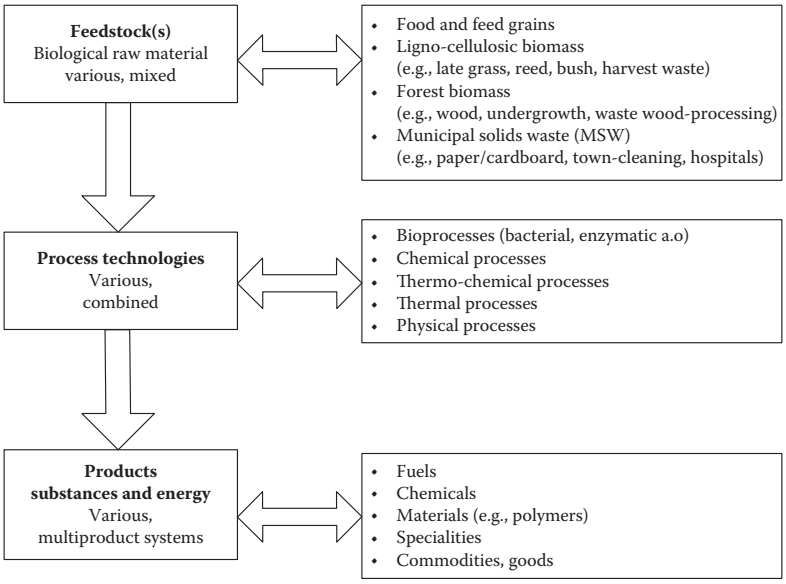


FIGURE 1.8
A generic picture of the biorefinery. (B. Kamm and P. Gruber, R., *Lignocellulosic Feedstock, Biorefineries—Industrial Processes and Products*. Vol. 1, pp. 139–164. 2006. Copyright Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KgaA. Reproduced with permission.)

techniques like process design optimization will be needed to identify process pathways quickly. To do so, several changes to the conventional process design framework will need to be made. First, heuristics will need to be applied individually to each of the product platform stages shown in Figure 1.10 to limit the size of the superstructure. Significantly limiting the number of platform chemicals or building blocks and their subsequent families of derivatives will be vital to ensure that timely optimization can proceed. Second, optimization may need to be conducted in stages, first on the platform chemicals, and then on their derivatives, to limit the complexity of the design. Finally, because of the uncertainty introduced by the use of heuristics, it will be beneficial to rewrite the optimization framework as a Monte Carlo optimization problem, introducing risk and variability in the parameters and measuring their impact on the product families. Other techniques intended to restrict the size of the optimization problem to ensure that it can be solved efficiently are discussed in Solvason et al. [17].

1.3.3 Limitations of Conventional Approaches

The previous sections presented two design stages, product design and process design, which must be integrated for successful application of the FBR concept. The three-phase approach (Figure 1.10) gives an insight into how the FBR can strategically be implemented by lowering operating cost, increasing revenue, and improving margins. To choose a successful set of products and processing routes, it is important to recognize that state-of-the-art product and process design tools can be used in a contextual

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

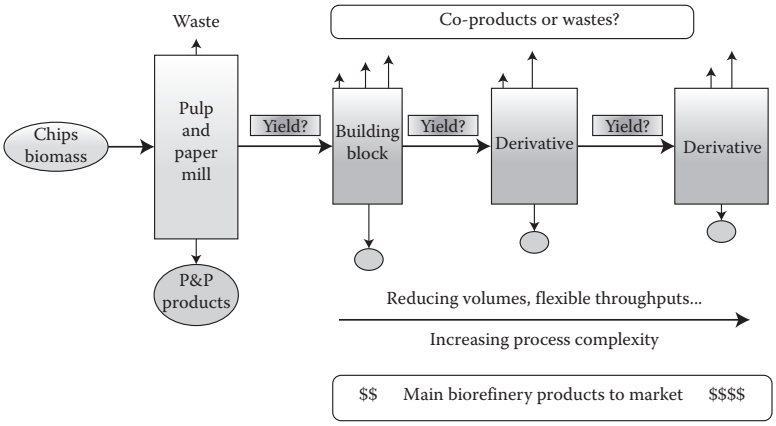


FIGURE 1.9
Biorefinery platform definition. (Adapted from V. Chambost and P. Stuart, *Industrial Biotechnology*, 3, 112–119, 2007.)

approach. In particular, chemical product and process design methodologies and formulations seldom extend beyond developing single chemical products, whereas the decision to produce bioderived chemical products will require the simultaneous design of multiple products, which is a by-product of the significant capital investment required.

For the pulp and paper industries, product portfolios will also need to be grafted onto business strategies (such as market demand, product performance, consumer needs,

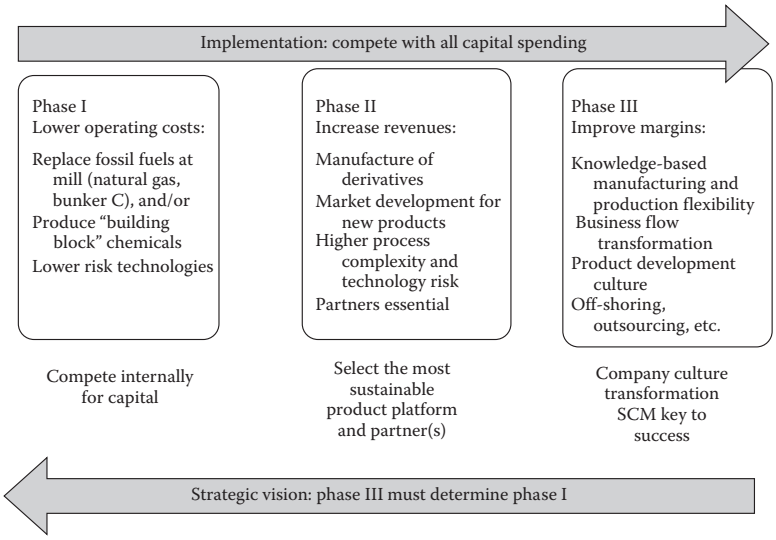


FIGURE 1.10
A three-phase approach. (Adapted from V. Chambost et al., *Pulp and Paper Canada*, 109, 1–9, 2008.)

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

"evaluation of entry point" in existing or new value chains. Bio-based replacement or substitution of existing products in the market requires a fundamental understanding of market dynamics, the potential for penetrating existing and mature value chains, and the related potential value propositions. Each product within a portfolio must be screened using a systematic assessment of its market potential which takes into account a set of market, technology, and technoeconomic criteria such as market growth potential, product revenue potential, product yield potential to match market volume, and margin creation. The definition of the value-chain point of entry is closely linked with the potential for partnering with a "quality" third party [37]. A major effort should be devoted to competitive analysis of the overall portfolio to identify a unique value proposition for product delivery to a value chain, involving trade-offs that are distinct from those of the competition. For highly competitive markets such as the commodity market, product manufacturing and delivery cost-competitiveness are critical. On the other hand, for specialty products, differentiation and first-to-market strategies will drive competitive advantage.

This methodology can be adapted to the solution of a product portfolio design for the FBR by creating an MCDM that includes three inputs: market, economic, and environmental. Market inputs include various heuristics from the NREL as well as inputs from pulp and paper manufacturers that will serve to determine consumer needs, the presence of specialty or commodity markets, and the capacity of the FBR to meet these needs.

Economic inputs form the backbone of the MCDM and largely rely on existing product and process design methodologies, but as adapted to product portfolios. This adaptation is achieved by formulating a two-stage process, first discovering the most

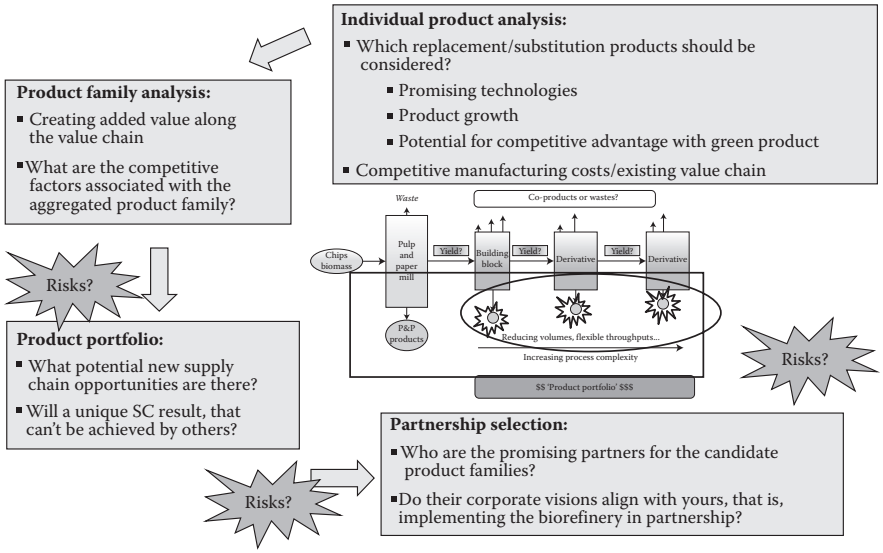


FIGURE 1.11
Key questions and the three-stage methodology proposed by V. Chambost and P. Stuart. (Adapted from V. Chambost and P. Stuart in *Design for Energy and the Environment*: CRC Press, 2009, pp. 907–917.)

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

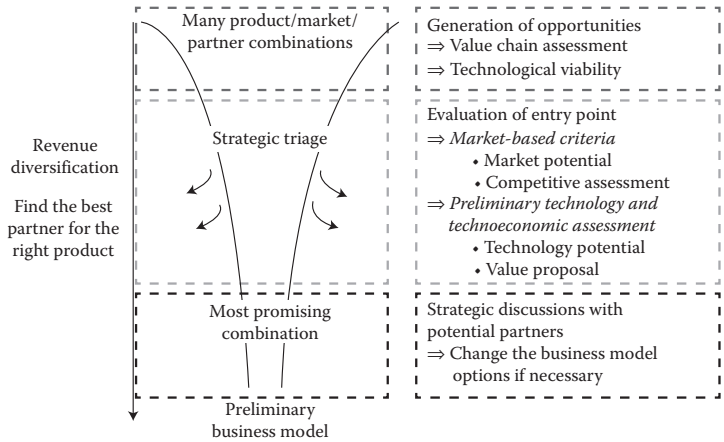


FIGURE 1.12
Value approach for preliminary business model definition. (Adapted from V. Chambost et al., *21st European Symposium on Computer Aided Process Engineering–ESCAPE 21*, 2010.)

appropriate platform chemical that can be sold as a commodity, followed by a second stage to determine the family of specialty and commodity products associated with that platform chemical. It has been proposed by Solvason et al. [17] that the superstructure is mathematically generated using reaction networks and enzymatic networks as proposed by Ugi et al. [39] and Broadbelt et al. [40]. These networks categorize reactions based on the reactive electron donor and acceptor sites, which are often common across different molecular architectures. Using generation algorithms then enables synthesis routes (that have not yet been published) to be included in the initial superstructure generation. Next, the pathways can be constrained using various heuristics such as the NREL report on the top platform chemicals [21]. Once the first-stage superstructure has been developed, the conventional integrated product and process design techniques proposed by Gani [16] or Sammons et al. [27] can be used to select the best options. Note that the platform chemical MUST be a commodity to support the production capacity of an FBR.

In the second stage, the process is repeated, using the platform products as the raw materials and mathematically generating the product family. Again, heuristics are used, but this time the commodity stipulation is removed. The result is a two-tiered superstructure which can then be evaluated using the technoeconomic assessment proposed by Sammons et al. [27]. Due to the uncertainty of market prices and process parameters, the method of Sammons et al. is modified to perform a Monte Carlo simulation, which gives the production ratio of potential products within the family. The resulting combinations are then entered into the MCDM as potential options.

Once the product pathways have been designed and developed, the WAR algorithm is used to estimate environmental impact [30]. The WAR algorithm consists of a set of health and environmental measures combined into a single potential environmental impact (PEI) value for a particular scenario. This forms a third group of parameters used in the MCDM to evaluate options. A summary of the proposed method is presented in Figure 1.13.

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

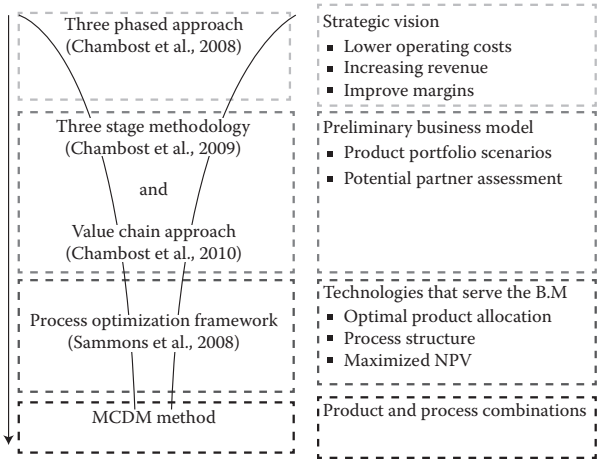


FIGURE 1.13
A systematic approach for evaluating a product portfolio. (Adapted from R. L. Keeney, *Operations Research*, 30, 803–838, 1982.)

1.4.2 Multicriterion Decision Making

The importance of the multicriterion decision-making (MCDM) tool can be characterized by observing the need for the three groups of parameters used to make a strategic decision: market, economic, and environmental. Although the FBR is an opportunity for the North American forestry sector, its implementation still presents risks and uncertainties related to early-stage design issues, the embryonic state of emerging technologies on the market, scaleup issues, biomass procurement strategies, and new market penetration. Because the industries must meet various objectives including profitability, environmental, and socioeconomic objectives, these risks and uncertainties should be assessed, and uncertain sustainable criteria which reflect all these aspects should be developed. Obviously, the interpretation of these criteria can be challenged because some of them may be in conflict when analyzed simultaneously. Therefore, the best choice of strategies cannot be made using simple common sense.

The decision-making process is complex and structured. Keeney [41] illustrated this complexity as shown in Figure 1.14 and proposed a four-step approach [41].

The biggest challenge is the implementation of the MCDM method within an organization's decision-making process. In this context, Janssen et al. [34] proposed a series of steps to conduct dealings with an MCDM panel.

The panel consists of a group of experts involved in the decision-making process. The two-phased approach shown in Figure 1.15 demonstrates how an organization can handle the decision process once the alternatives are known and completely defined. In the first phase, the decision structure, the utility function, attributes, and decision criteria are established, while in the second phase, decision problems and a weighting procedure are introduced to the panel. The members are made aware of the dependencies that may occur among criteria, and consequently, members are better equipped to address decisions under uncertainties. Once all criterion interpretations have been validated by panel

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

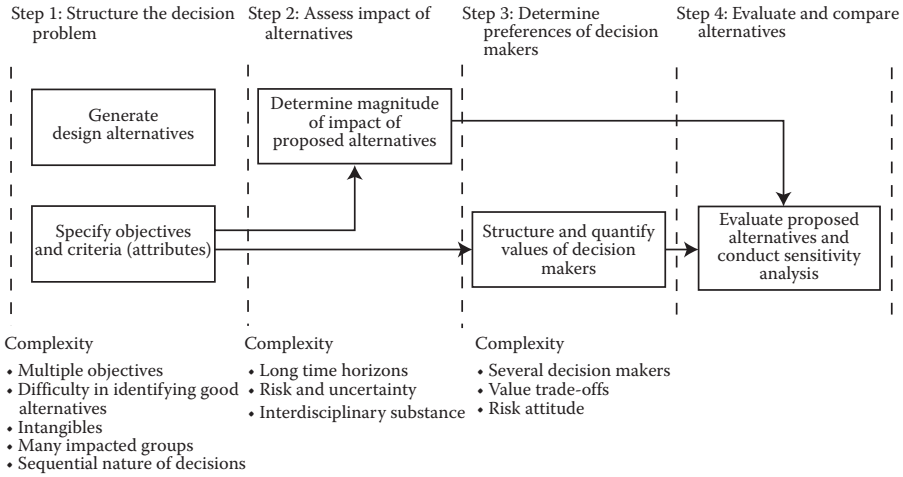


FIGURE 1.14
Schematic representation of decision analysis steps. (Adapted from R. L. Keeney, *Operations Research*, 30, 803–838, 1982.)

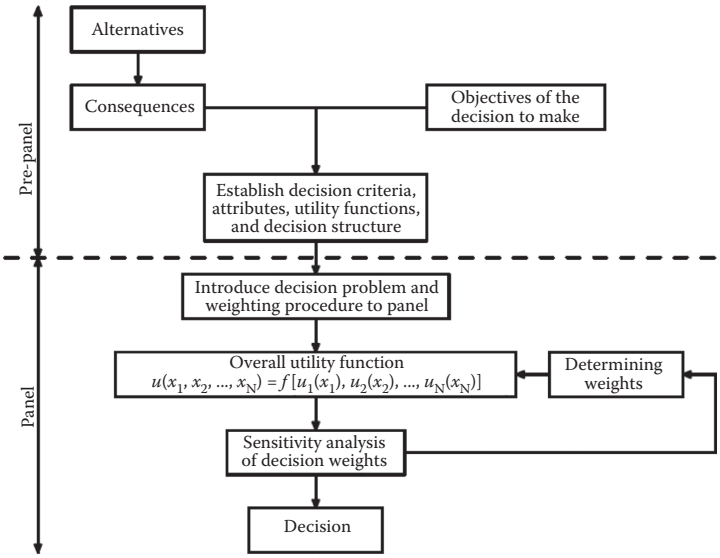


FIGURE 1.15
General procedure for working with a multicriterion decision-making (MCDM) panel. (Adapted from Janssen Matty, Retrofit design methodology based on process and product modeling, Unpublished doctoral dissertation, Chemical engineering, Université de montréal, 2007; M. Janssen et al., Eds., *Design for Energy and the Environment* 2009, FOCAPD 2009.)

members, the weighting method is used to assign a relative importance to each criterion. This generic procedure has been applied in several case studies involving key decision-makers in the forest industry [9,33].

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

1.5 Case Study

To illustrate the use of the proposed methodology, potential process platforms and chemicals based on cellulosic feedstock were enumerated, designed, and evaluated in a two-stage process. The first stage enumerated possibilities from cellulose to various chemical platforms, and the second stage enumerated possibilities from the optimal chemical platform to various members of the platform family. In this case study, a proposed commercial cellulose-to-ethanol plant was used as the base case for all new process designs [42]. The report from which the base case was obtained contains detailed process information, including process equipment, mass and energy balances, and a complete, scalable economic analysis. In the case study, the simplifying assumption was made that the feedstock was composed purely of cellulose to obtain a much simpler superstructure than would have been obtained by including both lignin and hemicellulose.

Twelve possible building-block value-added chemicals were presented in work published by the PNNL and the NREL [21]. The report identified 1,4 diacids (further classified as succinic, fumaric, and malic), 2,5-furan dicarboxylic acid (2,5-FDA), 3-hydroxypropionic acid (3-HPA), aspartic acid, glucaric acid, glutamic acid, itaconic acid, levulinic acid, 3-hydroxybutyrolactone, glycerol, sorbitol, and xylitol/arabinitol as potential candidates for value-added production in biorefineries. Each of the products in this list was examined using a heuristic approach to determine its profitability upper bound (PUB). For the base-case study, it was assumed that the feedstock of the biorefinery consisted of wood chips. The wood chips were processed to produce a mixture of cellulose, hemicellulose, lignin, and other by-products. For the case study, it was assumed that pure cellulose was separated from the mixture and fed into the bioreactor. For production of the value-added products, the cellulose was converted into glucose at 80% conversion using enzymatic hydrolysis via cellulase [43]. *SciFinder Scholar 2007* was then used to validate the reactions of glucose to value-added products by obtaining peer-reviewed publications of reaction mechanisms and percentage yields. Biotransformation mechanisms for 3-hydroxybutyrolactone, xylitol/arabinitol, fumaric acid, and malic acid from glucose could not be validated using *SciFinder Scholar* because of patent protection and lack of available data.

Figure 1.16 shows the resulting superstructure after validation of the proposed reaction pathways. During research on the chemical reaction pathways of glucose to the NREL building-block materials, a common chemical intermediate product, 5-(hydroxymethyl) furfural (5-HMF), was determined to link several building-block chemicals to glucose. Where possible, direct reaction pathways from glucose to product were preferred over the 5-HMF intermediate route because of the additional loss of product due to conversion in the latter pathway. Rudimentary mass balances were determined using stoichiometrically balanced chemical reactions and yield data. A basis of 100 kg of dry cellulose was defined for Stage 1 and 100 kg of levulinic acid for Stage 2 reactions, and it was assumed that no side reactions occurred. Results for product mass outputs and effective percentage yields, where effective percentage yields was defined by multiplying the percentage yields for each reaction step, can be found in Solvason et al. [17]. Market research was

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

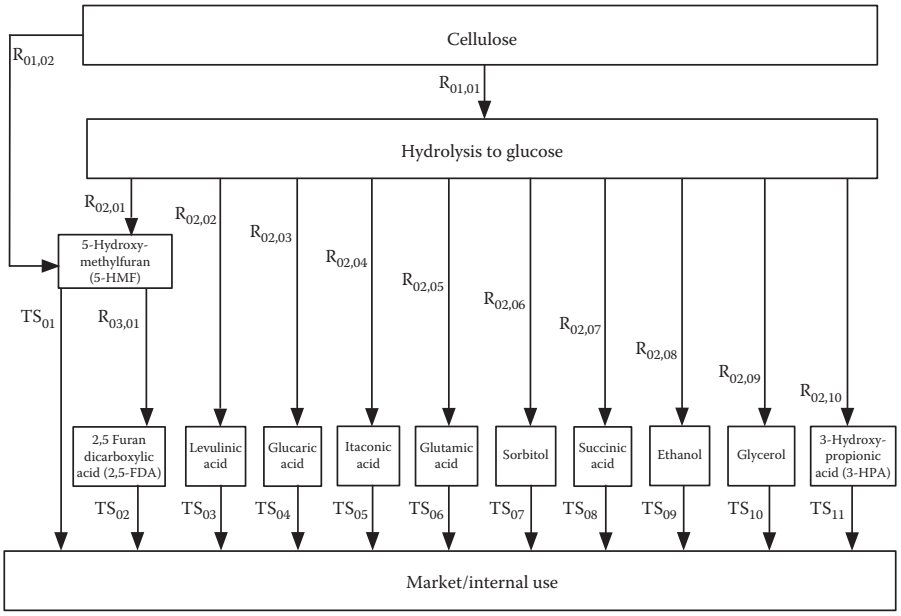


FIGURE 1.16
Validated building-block superstructure.

performed to determine the prices of the chemicals in interest in the bulk market; however, prices for some products were not available in bulk quantities. The bulk prices for these products were determined using price information for laboratory quantities of the substance. The price was converted into an estimated bulk quantity price using a price correlation factor and a scaling factor of −0.75. The purchase price of pure cellulose was then estimated using the following assumptions: 50% biomass moisture content, 1.2 variable cost penalty factor, 50% composition of cellulose in biomass, \$28.51 per m^3 [44], and an average spruce–pine–fir (SPF) density of 500 kg/m^3. The calculated prices and market prices from research are tabulated and listed in Solvason et al. [17].

PUB analysis was then performed by multiplying the mass of the cellulose entering the system by its price per unit mass. The selling price of each product per unit mass was then multiplied by the mass of product leaving the system. The "in" amount was then subtracted from the "out" amount to obtain the PUB. The products and their PUB values were then ranked in descending order. Extreme PUB values were obtained for the products 2,5-FDA, glucaric acid, and 5-HMF, primarily due to the price estimate per unit mass for these chemicals. Because of the nonexistence of a bulk market for these products and the use of the price-scaling correlation factor to determine the bulk price, these PUBs were deemed infeasible and were disregarded in the recommendation.

Succinic acid, levulinic acid, and ethanol had the highest realistic PUB values and were recommended for investigation. As a result, the original superstructure in Figure 1.16 was refined to that shown in Figure 1.17. These three potential processes were then relayed to the process synthesis and design group for further investigation of potential production.

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

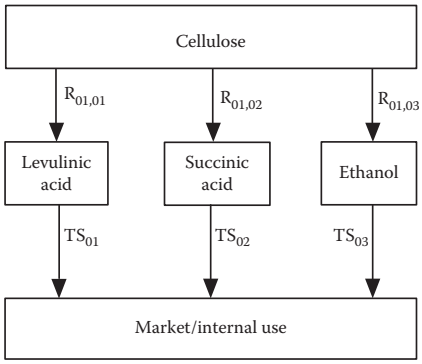


FIGURE 1.17
Modified superstructure for Stage 1 process selection.

These teams synthesized, designed, and estimated the plant cost; details of their work are described in Section 1.3. This information was then entered into the optimization-based framework presented by Sammons et al. [27] and used in Section 1.4.

A similar analysis was performed for each potential platform chemical in Stage 2. Beginning with levulinic acid, a literature from the NREL and the PNNL was again consulted for possible derivatives. Nine derivatives were suggested: diphenolic acid, g-valerolactone, methyltetrahydrofurfural (MTHF), acetylacrylic acid, 1,4-pentanediol, d-aminolevulinate (DALA), a-angelica lactone, methyl levulinate, and ethyl levulinate [21]. For each product, *SciFinder Scholar* was used to determine a reaction pathway from levulinic acid. The reactions for these products were verified, and the percentage yields were obtained or calculated from the literature. The verified superstructure was then constructed and is shown in Figure 1.18. The constraint of including only bio-enzymatic reactions was lifted for the reactions of levulinic acid, and chemical reactions were allowed in the superstructure. As a result, most of the reactions from levulinic acid to products contain additional reactants in the reaction mechanisms. For the mass balance calculations, it was assumed that 100 kg of pure levulinic acid along with stoichiometric amounts of the additional reactants were fed into the reactor.

Price values for potential products as well as additional reactants were obtained from market research or laboratory-to-bulk scaleup. In most cases, the price-scaling correlation factor was used to estimate a bulk quantity price for each of the products. Extremely high-price values were obtained for acetylacrylic acid, 1,4-pentanediol, and d-aminolevulinate; therefore, the PUB values for these products were also the highest among all product candidates. These products, however, were not disregarded in the recommendation because there is evidence that a bulk market for these products exists. PUB analysis results were tabulated for the levulinic acid product platform as shown in Solvason et al. [17], and again the top three most promising product candidates were further evaluated for process synthesis and design in the following section [45]. The refined superstructure illustrating only the top three candidates is presented in Figure 1.19.

The initial prescreening of Stage 1 chemical platform possibilities showed that ethanol, levulinic acid, and succinic acid had high levels of promise in terms of profitability. Process designs were then synthesized for the conversion of cellulose into levulinic acid and

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

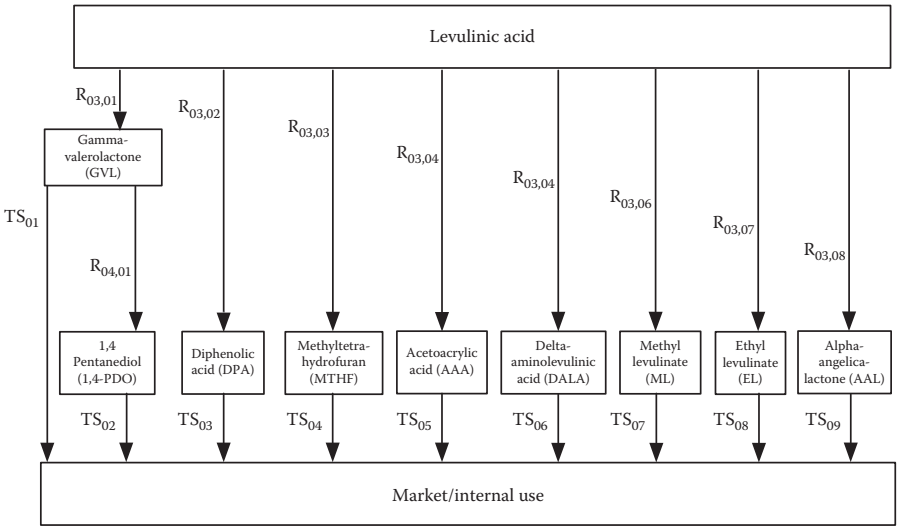


FIGURE 1.18
Process superstructure for Stage 2 from levulinic acid.

succinic acid; the process for converting cellulose into ethanol has already been well defined by Wooley et al. [42]. Figure 1.20 shows a large block diagram overview of the base-case cellulose-to-ethanol plant, and the footnotes for Figure 1.20 explain the changes made to the base case for the other processes in the first stage.

For each synthesized process, necessary steps for synthesizing each chemical were identified, and block diagrams were constructed which represented these subprocesses. The process for converting cellulose into levulinic acid is defined in the literature at the laboratory scale [46], and the process conditions and parameters were scaled up to be incorporated into the changes necessary to the ethanol base case. Because the conversion of cellulose into levulinic acid was modeled using the Biofine process, which involves dilute acid catalysis, a set of parallel reactors were added to the base-case process. Moreover, formic acid is a by-product of the production of levulinic acid, which required the use of an amine separation unit to separate a formic-acid and water mixture [47].

The succinic acid process is also defined in the literature at the laboratory scale, and a similar scaleup procedure was performed. Fermentation is also used to convert cellulose into succinic acid, and it was assumed that existing equipment for fermentation to ethanol could also be used in this synthesized process.

The large block diagram for cellulose-to-succinic acid conversion is not shown, but can be assumed to be nearly identical because a similar fermentation process is used for conversion. The large block diagram for cellulose-to-levulinic acid is also not shown, but additional process blocks include a large glass-lined reactor for acid-catalyzed conversion of cellulose into levulinic acid using the Biofine process and an amine separation unit for the separation of water and formic-acid by-product. During scaleup, the incoming cellulose feed rate from the base case was kept constant, and the large blocks were modified to reflect the conversion rates found in the literature. Overall and large block mass balances were performed to determine

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

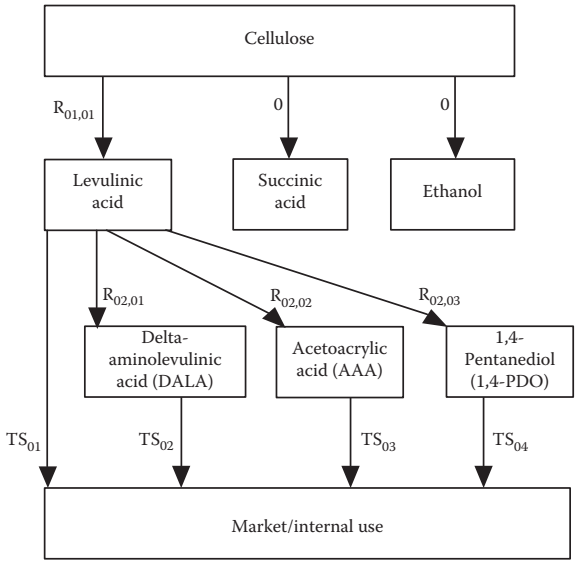


FIGURE 1.19
Modified superstructure for Stage 2 process selection.

overall conversion rates and separation requirements for subsequent detailed design. In the design stage, equipment materials, equipment size, and total installed capital cost were determined for the synthesized process. For large block components present in the ethanol base case, a scaleup depending on mass flow was performed. For block components not found in the base case, process blocks were synthesized and designed manually.

For (Figure 1.7) levulinic acid, and initial prescreening reduced the derivative search space to delta-aminolevulinic acid (DALA), 1,4-pentanediol (PDO), and acetoacrylic acid (AAA). Figure 1.21 illustrates the large block diagram for conversion of glucose into DALA via levulinic acid, and the footnotes of Figure 1.21 explain the differences between the DALA process and the PDO and AAA processes. The literature was once again reviewed for these three processes to synthesize and design the processes in a similar fashion to Stage 1. The entering flowrates for these Stage 2 processes were set to the existing flow rate of the Stage 1 process for conversion of cellulose into levulinic acid. Because the DALA process also produces formic acid as a valuable by-product, the amine extraction unit in the levulinic acid process was replicated as a second identical unit. Distillation columns were used to purify the product streams to approximately 98% purity. All reactors were overdesigned by 30% to ensure safe yet efficient operation.

In the case of DALA production, a second amine separation unit is assumed to be present because DALA production results in additional formic-acid by-product. However, the second amine separation unit is not present in other processes. The large block diagram for conversion of cellulose into PDO via levulinic acid is not shown, but can be assumed to be similar with the addition of a flash tank and a distillation column. The large block diagram for conversion of cellulose into AAA via levulinic acid is also not shown, but can be assumed to be similar to the PDO block diagram in its overall unit operations.

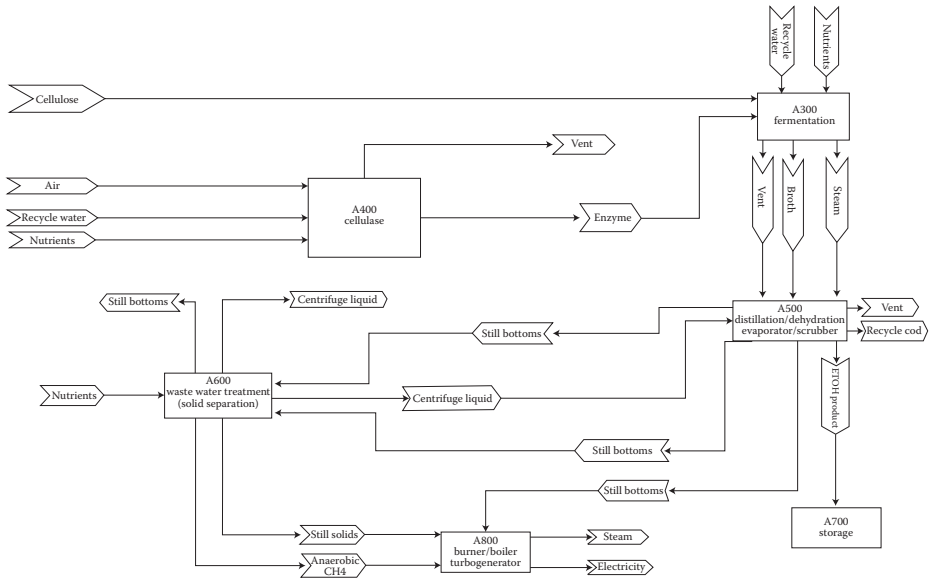


FIGURE 1.20
Large block diagram for cellulose-to-ethanol conversion. (Adapted from Robert Wooley et al., Lignocellulosic biomass to ethanol process design and economics utilizing co-current dilute acid prehydrolysis and enzymatic hydrolysis current and futuristic scenarios. National Renewable Energy Laboratory, 1999.)

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsyl] at 03:04 22 October 2013

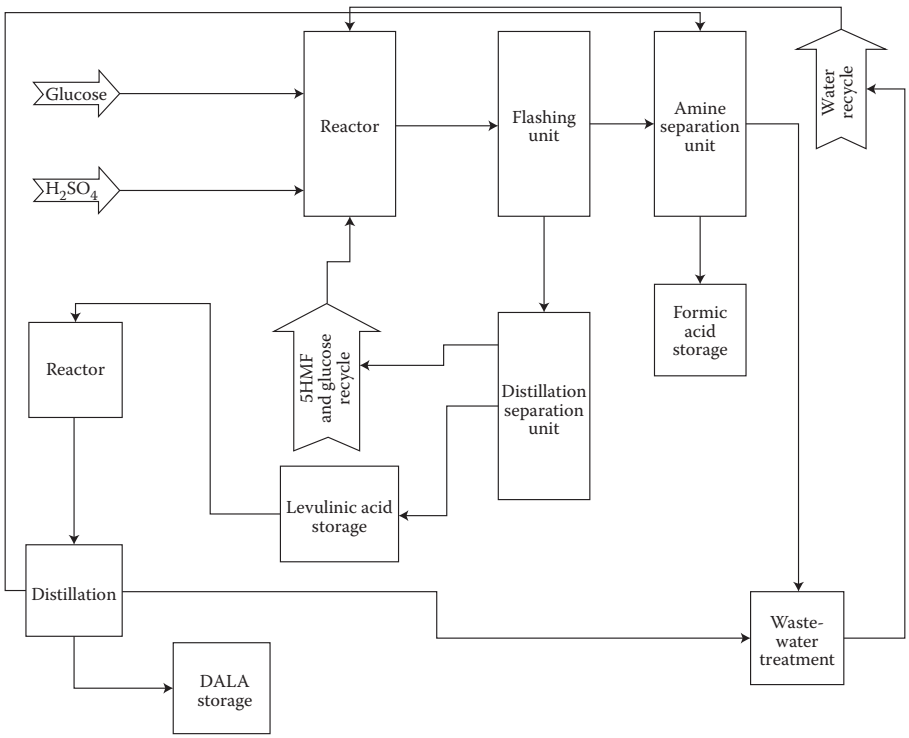


FIGURE 1.21
Large block diagram for cellulose to DALA via levulinic acid.

In the product allocation framework presented by Sammons et al. [27], mathematical optimization was used to determine which processing routes should be pursued to optimize the objective function at hand. In the interests of simplicity, in Stage 1, the framework sought to maximize annual gross profit as its measure to determine what chemical product platform should be pursued. The optimization program maximized the following objective function:

$$\max Profit = \sum_m \left(\sum_k TS_{mk} C_k^s - \sum_i \sum_j R_{mij} C_{mij}^P - C_m^{BM} \sum_j R_{m1j} \right) \tag{1.8}$$

The first set of terms in the objective function represents the revenue realized by selling a given product on the market. The second set of terms represent the accumulated costs, both fixed and variable, that are incurred when a certain production pathway is pursued, and the last set of terms denote feedstock cost. This optimization is subject to constraints on mass balances around production points of the superstructure and on maximum processing capacity for both feedstock and products.

In qualitative order, the optimization framework selected levulinic acid as its most profitable platform in Stage 1, followed by succinic acid and ethanol. Although PUB

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

calculations suggested that succinic acid should be produced due to its higher market price, the coproduction of formic acid enhanced the profitability of levulinic-acid production. The execution of the optimization framework for Stage 2 processes suggested that DALA should be produced, followed by AAA and PDO. As can be seen in the figure, the market prices for all three of these products are much higher than those of commodity-grade chemicals due to the lack of available market data for these products and the need to scaleup prices from laboratory quantities.

Instead of focusing on the absolute profitability of pursuing these process pathways, a more interesting result might be obtained using Monte Carlo simulation of price movement. A normal distribution for price movement was assumed, where the mean was the calculated bulk price and the standard deviation was set to half of this mean. Under these conditions, approximately 98% of product prices will fall into the range between zero and double the calculated price. The levulinic-acid price was kept constant as a failsafe in the rare event that the prices returned from the normal distribution were all zero or less, which would mean that levulinic acid should be produced and sold directly to the market. Figure 1.22 illustrates the distribution of the optimal product selected by the mathematical optimization procedure with this price movement. Although DALA is the predominantly chosen solution for optimal profitability in production, it should be noted that there is market risk involved that could possibly shift the optimal answer to another product in the family.

These results can then form the product options for an MCDM, preferably weighted by their likelihood of production. Environmental impact for each option can be calculated using the potential environmental impact (PEI) of the WAR algorithm [30]. Although environmental impact was not measured as a part of this case study, it should be noted that growing environmental concerns are key to decision-making with regard to biorefining processes, and therefore an environmental impact assessment will be necessary once the full MCDM matrix has been developed. Other items such as risk can also be entered using various augmentations of price volatility as identified by Chambost et al. [10] and Solvason et al. [17]. Such an approach is crucial when accounting for other metrics in addition to profitability and environmental impact, such as process risk, market

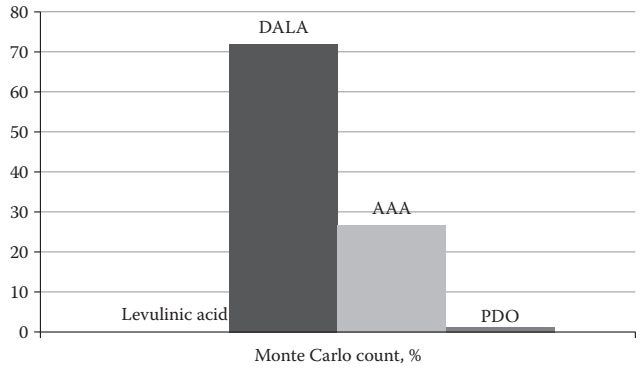


FIGURE 1.22
Monte Carlo price movement simulation and histogram of selected products from the optimization program.

risk, process flexibility, and other unforeseen metrics. One of the weaknesses encountered in the case study was lack of accurate price information and its subsequent impact within the optimization framework. More research needs to be performed to determine better methods of approximating bulk chemical prices. In addition, market risk in this case study was tied to price movement alone, but the price of a chemical is the result of many factors, and these factors may not be the same ones that drive the risk of a chemical within the market. This type of risk should also be accounted for, and using MCDM as the tool to do so would enable buy-in among all stakeholders in the decision-making process.

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

1.6 Conclusions

The objective of this chapter was to present a systematic approach for evaluating the appropriate product portfolio for biomass-derived products for an industry seeking to diversify from an ethanol-centric market. Special attention was paid to defining the business model for the FBR, focusing on the second generation of biorefinery, called the *forest biorefinery* (FBR), in the retrofit context. This approach enabled the presentation of the FBR as a real opportunity for the North American forest industry. A literature search was carried out to provide an overview of product and process design. The classical approaches of product and process design were reviewed, and their adaptation to the biorefinery was described. This step enabled an analysis and a discussion on the limitations of the current state of the art for performing portfolio design. Based on the limitations discussed, a method for integrating portfolio design and multicriterion decision-making (MCDM) into the integrated product and process design framework was proposed. The proposed methodology was illustrated using a case study in which biorefining possibilities were generated using systematic methods, prescreened by basic economic calculations, synthesized and designed, and then screened further by means of an established optimization-based framework to determine which product and process combination resulted in maximum profitability. One of the challenges encountered in the case study was lack of accurate price information and its subsequent impact within the optimization framework. More research needs to be performed to determine better methods of approximating bulk chemical prices. In addition, market risk in the case studies was tied to price movement that may not be risks of the chemical within the market.

1.7 Future Directions: Sustainability and Scenario Planning

On one hand, given the current crisis in the North American forestry industry, it is imperative for companies to consider the improvement of their business model by integrating new and value-added products into their existing product portfolios [10]. The new business model should accommodate process constraints as well as environmental standards and government policies. Today, for example, the product environmental declaration (PED), carbon footprint, and government policies are key elements to take into account in

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

decision-making about the final business model. Strategic decisions should consider sustainability in the early stages of product and process design by defining economic, social, and environmental objectives instead of only an economic objective as is usual in conventional process design [33]. On the other, given the unpredictable nature of future policy, the North American forest industry need to adopt scenario planning, an approach called a tool for strategic thinking by Schoemaker [48] and proposed as a tool for survival in an uncertain world by Peterson et al. [49], to help the industry scan the future and take advantage of the unexpected opportunities that will come along. The success and advantages of scenario planning have been proven in various cases, including the classic stories of Shell Oil in the 1970s (during the oil crisis) and in the 1980s (with the declining price of oil), which enabled Shell to outperform its competitors and changed it from one of the smallest multinational oil companies to the second largest [50,51]. These dynamic changes offer substantial opportunities for the biorefining sector and highlight the importance of the tools presented in this chapter.

References

1. G. Brundtland, *Our Common Future: The World Commission on Environment and Development*. Oxford: Oxford University Press, p. 16, 1987.
2. United Nations General Assembly, Rapport de la conférence des nations unies sur l'environnement et le développement à Rio de Janeiro. United Nations, 1992.
3. U. Wising and P. Stuart, Identifying the Canadian forest biorefinery. *Pulp and Paper Canada*, 107, 25–30, 2006.
4. National Renewable Energy Laboratory. What is a biorefinery? Available online from: http://www.nrel.gov/biomass/biorefinery.html, Accessed on July 9, 2012.
5. A. Demirbas, *Biorefineries: For Biomass Upgrading Facilities*. Springer, Trabzon, Turkey, 2010.
6. Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'energie (ADEME), Life cycle assessments applied to first generation biofuels used in France, Agence de l'environnement et de la Maîtrise de l'Energie, February, 2010.
7. J. Sheehan, T. Dunahay, J. Benemann, and P. Roessler, *A Look Back at the U.S. Department of Energy's Aquatic Species Program: Biodiesel from Algae*, National Renewable Energy Laboratory, US DEO, p. 13, 1998.
8. EPA, *Brownfields Tax Incentive Guidelines*. US EPA, 2008.
9. J. Cohen, M. Janssen, V. Chambost, and P. Stuart, Critical analysis of emerging forest biorefinery (FBR) technologies for ethanol production. *Pulp & Paper Canada*, 111, 24–30, 2010.
10. V. Chambost, J. McNutt, and P.R. Stuart, Guided tour: Implementing the forest biorefinery (FBR) at existing pulp and paper mills. *Pulp and Paper Canada*, 109, 1–9, 2008.
11. M. Hill, Chemical product engineering—The third paradigm. *Computers & Chemical Engineering*, 33, 947–953, 2009.
12. Richard I. Felver, "Product design," in AccessScience, ©McGraw-Hill Companies, 2008, Available online at http://www.accessscience.com.lib-ezproxy.tamu.edu:2048, July 9, 2012.
13. R. Costa, G. D. Moggridge, and P. M. Saraiva, Chemical product engineering: An emerging paradigm within chemical engineering. *AIChE Journal*, 52, 1976–1986, 2006.
14. K. T. Ulrich and S. D. Eppinger, *Product Design and Development*. New York: McGraw-Hill, 2000.
15. A. Westerberg and E. Subrahmanian, Product design. *Computer and Chemical Engineering*, 24, 959–966, 2000.
16. R. Gani, Chemical product design: Challenges and opportunities. *Computers & Chemical Engineering*, 28, 2441–2457, 2004.

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013

17. C. C. Solvason, N. E. Sammons Jr., D. Bilhartz, J. A. Pack, J. Harsimran, V. Chambost, P. R. Stuart, M. R. Eden, and M. M. El-Halwagi, Chemical product portfolio design: A case study for the forest biorefinery. *Chemical Engineering Research & Design* (submitted), 2012.
18. A. P. Duvedi and L. E. K. Achenie, Designing environmentally safe refrigerants using mathematical programming. *Chemical Engineering Science*, 51, 3727–3739, 1996.
19. N. V. Sahnidis, M. Tawarmalani, and M. Yu, Design of alternative refrigerants via global optimization. *AIChE Journal*, 49, 1761–1775, 2003.
20. W. D. Seider, J. D. Seader, D. R. Lewin, and S. Widagdo, *Product and Process Design Principles: Synthesis, Analysis, and Evaluation.* New York: Wiley, 2009.
21. T. Werpy and G. Petersen, *Top Value Added Chemicals from Biomass.* National Renewable Energy Laboratory and Pacific Northwest National Laboratory, US DOE, 2004.
22. J. E. Holladay, J. J. Bozell, J. F. White, and D. Johnson, *Top Value-Added Chemicals from Biomass-Volume II—Results of Screening for Potential Candidates from Biorefinery Lignin.* PNNL-16983; Other: BM0102070, 2007.
23. G. Penner, The future for bioproducts. *BlueWater Sustainability Initiative Conference*, Sarnia, 2007.
24. The Free On-line Dictionary of Computing, © Denis Howe 2010 available at http://foldoc.org.
25. L. Biegler, I. Grossman, and A. Westerberg, *Systematic Methods of Chemical Process Design*. New Jersey: Prentice-Hall PTR, 1997.
26. G. Kaibel and H. Schoenmakers, Process synthesis and design in industrial practice. *Computer Aided Chemical Engineering,* 10, 9–22, 2002.
27. N. E. Sammons Jr., W. Yuan, M. R. Eden, B. Askoy, and H.T. Cullinan, Optimal biorefinery product allocation by combining process and economic modeling. *Chemical Engineering Research and Design*, 86, 800–808, 2008.
28. J. Douglas, *Conceptual Design of Chemical Processs.* New York: McGraw-Hill, 1988.
29. B. Kamm, P. R. Gruber, and M. Kamm, Biorefineries – Industrial Processes and Products. Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. 2007.
30. D. M. Young and H. Cabezas, The waste reduction (WAR) algorithm: Environmental impacts, energy consumption, and engineering economics. *Waste Management,* 20, 605–615, 2000.
31. V. Chambost and P. Stuart, Selecting the most appropriate products for the forest biorefinery. *Industrial Biotechnology*, 3, 112–119, 2007.
32. M. R. Eden, S. B. Jorgensen, R. Gani, and M. M. El-Halwagi, A novel framework for simultaneous separation process and product design. *Chemical Engineering and Processing*, 43, 595–608, 2004.
33. M. Janssen, Retrofit design methodology based on process and Product modeling, Unpublished doctoral dissertation, Chemical engineering, Université de montréal, 2007.
34. M. Janssen, V. Chambost, and P. Stuart, Choice of a sustainable forest biorefinery product platform using an mcdm method. *Design for Energy and the Environment,* 389–404, 2009.
35. B. V. Smith and M. Ierapepritou, Framework for consumer-integrated optimal product design. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 48, 8566–8574, 2009.
36. V. Chambost and P. Stuart, Product portfolio design for forest biorefinery implementation at an existing pulp and paper mill. *Design for Energy and the Environment,* 907–917, 2009.
37. M. Janssen, V. Chambost, and P. R. Stuart, Successful partnerships for the forest biorefinery. *Industrial Biotechnology*, 4, 352–362, 2008.
38. V. Chambost, B. Mansoornejad, and P. Stuart, The role of supply chain analysis in market-driven product portfolio selection for the forest biorefinery. *Computer Aided Chemical Engineering,* 29, 1030–1034, 2011.
39. I. Ugi, J. Bauer, C. Blomberger, J. Barndt, A. Dietz, E. Fontain, B. Gruber, A. von Scholley-Pfab, A. Senff, and N. Stein, Models, concepts, theories, and formal languages in chemistry and their use as a basis for computer assistance in chemistry. *Journal of Chemical Information and Computer Sciences*, 34, 3–16, 1994.
40. L. J. Broadbelt, C. S. Henry, and V. Hatzimanikatis, Discovery of novel routes for the production of fuels and chemicals. *Design for Energy and the Environment*, 141–148, 2009.

41. R. L. Keeney, Feature article—Decision analysis: An overview. *Operations Research*, 30, 803–838, 1982.
42. R. Wooley, M. Ruth, J. Sheehan, and K. Ibsen, Lignocellulosic biomass to ethanol process design and economics utilizing co-current dilute acid prehydrolysis and enzymatic hydrolysis current and futuristic scenarios. National Renewable Energy Laboratory, US DOE, 1999.
43. C. N. Hamelinck, G. van Hooijdonk, and A. P. C. Faajj, Ethanol from lignocellulosic biomass: Techno-economic performance in short-, middle- and long-term. *Biomass and Bioenergy*, 28, 384–410, 2005.
44. Ministry of Forests, Lands, and Natural Resource Operations, British Columbia Interior Log Market Report for the 3 month period July 1, 2009 to September 30, 2009 8, Revenue Branch, Ministry of Forests and Range, 2009.
45. M. Paster, J. L. Pellegrino, T. M. Carole, *Industrial Bioproducts: Today and Tomorrow*," U.S. Department of Energy, US DOE, 2003.
46. P. Lee, S. Lee, S. Hong, and H. Chang, Isolation and characterization of a new succinic acid-producing bacterium. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 58, 663–668, 2002.
47. H. Uslu, Reactive extraction of formic acid by using tri octyl amine (TOA). *Separation Science and Technology*, 44, 1784–1798, 2009.
48. P. J. H. Schoemaker, Scenario planning: A tool for strategic thinking, *Sloan Management Review*, 36, 25–40, 1995.
49. G. D. Peterson, G. S. Cumming, and S. R. Carpenter, Scenario planning: A tool for conservation in an uncertain world. *Conservation Biology*, 17, 358–366, 2003.
50. P. Wack, Scenarios: Uncharted waters ahead. *Harvard Business Review*, 63, 72–89, 1985a.
51. P. Wack, Scenarios: Shooting the rapids. *Harvard Business Review,* 63, 139–150, 1985b.

Downloaded by [Ecole Polytechnique de Montreal], [Dieudonne Romaric Batsy] at 03:04 22 October 2013