

Titre: L'éco-efficience revisitée pour améliorer la durabilité de l'industrie laitière : Étude de cas sur l'utilisation optimale des constituants du lait dans la production du yogourt grec au Québec
Title:

Auteur: Catherine Houssard
Author:

Date: 2020

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Houssard, C. (2020). L'éco-efficience revisitée pour améliorer la durabilité de l'industrie laitière : Étude de cas sur l'utilisation optimale des constituants du lait dans la production du yogourt grec au Québec [Ph.D. thesis, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/5260/>
Citation:

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/5260/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Manuele Margni, & Yves Pouliot
Advisors:

Programme: Doctorat en génie industriel
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**L'éco-efficience revisitée pour améliorer la durabilité de l'industrie laitière :
Étude de cas sur l'utilisation optimale des constituants du lait dans la
production du yogourt grec au Québec**

CATHERINE HOUSSARD

Département de mathématiques et de génie Industriel

Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

Génie industriel

Janvier 2020

© Catherine Houssard, 2020.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Cette thèse intitulée :

L'éco-efficience revisitée pour améliorer la durabilité de l'industrie laitière : Étude de cas sur l'utilisation optimale des constituants du lait dans la production du yogourt grec au Québec

présentée par **Catherine HOUSSARD**

en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

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

Sophie BERNARD, présidente

Manuele MARGNI, membre et directeur de recherche

Yves POULIOT, membre et codirecteur de recherche

Nathan PELLETIER, membre

Sergey MIKHAYLIN, membre externe

DÉDICACE

À mes grands-pères, Doru et André,

qui ont vécu la guerre, l'exode, l'isolement, la différence

et qui se sont battu avec courage pour leur liberté et avec intégrité pour leurs valeurs.

À mes enfants, Camille et Nicolas,

à qui j'aimerais léguer un peu de ce courage et de cette intégrité,

pour construire un monde plus équitable et plus durable.

*« La vie est une chance, saisis-la. La vie est beauté, admire-la. La vie est béatitude, savoure-la.
La vie est un rêve, fais-en une réalité. La vie est un défi, fais lui face. La vie est un devoir,
accomplis-le. La vie est un jeu, joue-le. La vie est précieuse, prends en soin. La vie est une
richesse, conserve-la. La vie est amour, jouis-en. La vie est mystère, perce-le. La vie est
promesse, remplis-la. La vie est tristesse, surmonte-la. La vie est un hymne, chante-le. La vie est
un combat, accepte-le. La vie est une tragédie, prends-la à bras le corps. La vie est une aventure,
ose-la. La vie est bonheur, mérite-le. La vie est la vie, défends-la. »*

Mère Teresa

REMERCIEMENTS

Cette grande aventure ne peut se résumer en un document. Sa richesse est cachée au fond de mon cœur et ne demande qu'à s'exprimer, mais il s'avère impossible de retranscrire en quelques mots toute la gratitude que j'ai pour les nombreuses personnes qui m'ont accompagnée sur ce chemin. Chacun à votre manière, vous avez apporté un pilier, une poutre, une pierre, du ciment, un embellissement, de la lumière ou de l'air à l'édifice. C'est grâce à votre support moral et/ou financier, à vos connaissances, à votre intelligence, à vos idées, à votre énergie, à votre confiance, à votre franchise, à votre amitié, à votre enthousiasme, à votre humour, à votre générosité et à votre bienveillance que cette aventure aura pu aboutir. MERCI à tous du fond du cœur!

Je ne pourrai pas citer tous ceux qui m'ont accompagnée, mais sachez que je n'en ai pas pour autant oublié votre existence, car les liens créés de près ou de loin avec chacun d'entre vous resteront tissés en moi à jamais.

Tout d'abord, je remercie **Mélanie St-Pierre** et **Cécile Bulle** qui ont su me convaincre de m'extraire du carcan de mes activités professionnelles pour accéder au "luxe" du monde de la connaissance et de la réflexion. Je suis tellement chanceuse que vous soyez entrées dans ma vie!

Je remercie bien évidemment deux gigantesques piliers sans qui l'édifice ne serait resté que poussière : mon amoureux (le meilleur du monde), **Philippe Letarte** et mon directeur de recherche (le meilleur du monde), **Manuele Margni**. Un MILLIARD de REMERCIEMENTS Philippe pour m'avoir supporté et accompagné au quotidien dans cette aventure et pour avoir accueilli avec tant de patience tous mes trop hauts et mes trop bas. Un deuxième MILLIARD de REMERCIEMENTS Manuele, pour ta confiance, ton enthousiasme, ta sensibilité, tes encouragements ainsi que ta démarche cognitive et ton expertise exceptionnelles. Tel "un cheval vif", tu as toujours su ramener la charrette sur le droit chemin afin d'atteindre la destination. Et qui connaît mon appétit pour les fleurs des champs comprendra ô combien tu as du mérite! Un IMMENSE MERCI également à mon co-directeur, **Yves Pouliot**, qui malgré la distance a toujours répondu présent et a contribué significativement à l'enrichissement de mes connaissances sur les technologies laitières. Merci aussi Yves pour tes conseils, ton enthousiasme et ta jovialité qui ont rendu chacun de nos échanges fort agréables.

Je ne sais comment exprimer toute ma gratitude à **Jean-Pierre Revéret** qui ne sait lui-même ô combien il a pu m'inspirer tout au long de ce chemin. Jean-Pierre, tes travaux m'ont beaucoup aidé

à tisser la trame de fond qui donne, selon moi, toute son âme à ce projet. Un gigantesque MERCI d'avoir si généreusement offert ton temps et contribué à ce projet malgré ton excitante vie active de retraité. C'est IMMENSEMENT apprécié!

Je remercie aussi ÉNORMÉMENT mon proche et indépendant collaborateur **Dominique Maxime**, qui a beaucoup participé au développement de mes connaissances en ACV et qui a très significativement contribué à la fiabilité et l'enrichissement des résultats de ce projet. Je remercie mes collaborateurs de l'université Laval, **Scott Benoit** et **Adriana Paredes Valencia**, et tous les collaborateurs qui ont participé à la génération des données: **Greg Thoma** de l'université d'Arkansas, **Claude Champagne** d'Agriculture et Agro-Alimentaire Canada, **Laurent Spreutels** et **Stéphanie Viau** de la chaire en valorisation de matières résiduelles de Polytechnique Montréal et **Annalisse Bertsch** de l'université Laval. Je remercie également les acteurs de terrain, en particulier **Valérie Bélanger** de Novalait et **Florence Bouchard-Santerre** des Producteurs de lait du Québec ainsi que les experts en transformation laitière partenaires de Novalait qui ont participé au projet avec enthousiasme, mais dont je ne peux citer les noms pour des raisons de confidentialité.

Je remercie aussi très sincèrement les partenaires financiers: **Novalait**, le **FRQNT**, **l'institut EDDEC**, la **banque TD** et le **CIRAIG**. Merci de m'avoir permis d'assouvir ma soif de connaissances sans laisser ma famille en reste.

Des milliards de mercis également aux brillantes étoiles et satellites qui enrichissent ma vie et me comblent de bonheur au quotidien :

Merci à l'**INCROYABLE équipe du CIRAIG** avec qui il fait tellement bon travailler, boire un verre, danser ou refaire le monde. Merci **Réjean, Sophie, Manuele, Cécile, Nicolas, Sara, Anne-Marie, Laure, Laurence, Dominique, François, Pascal, Pablo, Jean-François, Guillaume, Pierre-Olivier, Estelle** et les anciens **Anders, Thomas, Valérie(s), Sandra, Annie, Hugues, Gabrielle, Renée...** Vous êtes WOW!!!

Un immense merci aussi à la **FORMIDABLE équipe du CIRODD** qui m'a offert tellement de belles opportunités de m'épanouir et d'enrichir mes connaissances et mon réseau bien au-delà de mon projet de recherche. **Laure Waridel** et **Luce Beaulieu**, je ne sais comment vous exprimer toute ma gratitude. Merci aussi **Lucie, Isabelle, Jean-François, Valentina, Mélanie** et les chercheurs associés avec qui j'ai eu la chance de collaborer.

Mon projet de doctorat, c'est aussi un peu la naissance de PolyCarbone. Alors, comment trouver les mots pour remercier ma **si fraîche, si dynamique, si brillante, si divertissante équipe PolyCarbone?! Laure et Anne-France**, si vous n'étiez pas là, ma vie serait bien moins excitante! Merci mille fois pour tout ce que vous êtes. **Karel, Hassana, Stéphanie, Paule, Valérie**, j'ai tant de plaisir à changer le monde avec vous que j'en oublie parfois de dormir! Merci aussi à nos partenaires et autres membres fondateurs qui ont cru en nous depuis le début : **Louise Millette, Jean-François Desgroseillers, Shirley Fagnen, Renée Michaud, Gabrielle Trottier et Nolwenn Kazoum**. Merci aussi à tous nos bénévoles étroitement impliqués **Greg, Hugo, Estelle, Elliot, Elsa, Julie, Marianne, Romy, Constant, Gaël, Caroline, Clément** et tant d'autres... Vous êtes des perles précieuses! Ensemble, nous allons continuer à changer le monde, un carbone à la fois.

Merci aux **étudiants du CIRAIG** et tous mes amis de par le monde qui me font sentir jeune et connectée et qui rendent ma vie plus drôle, plus légère et plus belle. Certains ont déjà été nommés ci-dessus. Parmi ceux qui ne l'ont pas encore été, je tiens à remercier particulièrement **Gaël**, un véritable ange tombé du ciel, qui a réussi à ranimer en moi une flamme pour les mathématiques, **Elsa, Farès et Leyla**, pour nos "prises de tête" enrichissantes sur l'éco-efficience, les deux **Julien, Viêt, Geoffrey et Marie-Luc** pour votre profondeur d'esprit et nos conversations exaltantes, **Ivan** pour ton humour et ta bonne humeur, **Maxime** et tous les gars du 4^e qui m'ont si souvent dépanné dans mes galères informatiques, **Andréa et Elin** pour embaumer nos vies de fraîcheur et de zénitude, **Marieke** avec qui j'ai partagé tant de fou-rires et de chagrins et **Elliot** en qui j'ai découvert une nouvelle âme sœur. Merci aussi les "chicks", **Nan, Caq et Marg** pour avoir reporté bien des soupers et des week-ends à cause de mon manque de disponibilité. Vous êtes vraiment de chics amies! Merci **Marie-Ève, Yan, Séverine et Alexandre** pour avoir si souvent pris soin de Nico et pour tout le fun partagé. Merci **Corinne, Véronique, Cécile, Félix, Coralline, Stéphanie**, pour tous ces bons moments avec nos enfants "aux yeux grands et verts". Merci aussi à mes frères, **Thibaut et Julien, à Emma**, et mes amis de toujours **Valérie, Bruno, Carole, Fabien, Léo, Caro, Manu, Nelly, Laurent, Diane, Vincent(s), Pauline, Laurence(s), Yaël, Isa, Sharon**...et tous les autres. Même à 6 000 km de distance ou plus, vous étiez super proches. Vive Messenger et WhatsApp!

Enfin, un immense merci à mes parents, **Yvan et Rodica** et mes beaux-parents, **Gisèle et André**, pour leur support inconditionnel dans les moments importants et merci à mes enfants, **Camille et Nicolas**, de me combler de bonheur.

Trois pages pour dire merci sur cinq années de vie, c'est bien peu. On ne dit jamais assez merci. **MERCI la Science, MERCI la diversité, MERCI la vie, MERCI aussi à tous ceux qui ont du bon sens et de la bienveillance.** MERCI encore et encore et au plaisir de vivre ensemble bien d'autres aventures dans un monde qu'on espère chaque jour un peu plus juste et plus durable.

RÉSUMÉ

Notre système alimentaire exerce une pression grandissante sur l'environnement et menace à la fois la santé humaine et la stabilité du système planétaire. Face à l'urgence climatique et l'état de dégradation alarmant des services écosystémiques, il convient de modifier rapidement nos modes de production et nos comportements alimentaires. La consommation croissante de produits d'origine animale ainsi que les pertes et le gaspillage alimentaire sont des causes importantes de cette dégradation. Les grandes qualités nutritionnelles des produits laitiers contribuent à la sécurité alimentaire des populations, mais ces produits ont une empreinte environnementale élevée. En outre, la demande grandissante pour des produits laitiers transformés, riches en matière grasse ou, dans une moindre mesure en protéines, nécessite d'augmenter la production du lait et génère des volumes importants de sous-produits (poudre de lait écrémé, lactosérum, etc.) qui ont peu ou pas de valeur ajoutée dans les conditions actuelles de marché. Ce déséquilibre dans l'utilisation des constituants du lait est une source d'inefficacité du système, mais constitue aussi une opportunité pour réduire l'empreinte environnementale globale de la filière. La question générale qui se pose d'un point de vue de durabilité, est de savoir comment optimiser l'utilisation des constituants du lait afin d'en réduire l'empreinte environnementale tout en permettant à la population de bénéficier de ses avantages nutritionnels.

Ce projet vise à contribuer à répondre à cette question en s'intéressant plus spécifiquement au cas du yogourt grec (YG), un produit très apprécié pour sa haute teneur en protéines, sa faible teneur en matière grasse et son onctuosité, qui a connu une très forte croissance dans les dernières années. Son mode de production requiert en moyenne trois fois plus de lait qu'un yogourt régulier et génère environ deux kilos de lactosérum acide pour chaque kilo de YG produit. Récemment, les industriels laitiers ont développé de nouvelles technologies pour réduire la quantité de lactosérum ou faciliter sa valorisation. Ce projet a pour but de déterminer quelle(s) technologie(s) présente(nt) les meilleurs compromis pour optimiser l'utilisation des constituants du lait des systèmes de YG sous l'angle de l'éco-efficience.

Le concept d'éco-efficience qui vise à réduire les impacts environnementaux d'un système tout en augmentant sa valeur est très utilisé dans les programmes d'efficacité énergétique. Il est revisité dans cette thèse afin d'en améliorer l'efficacité d'un point de vue de développement durable. Dans cette perspective, le principal objectif de cette recherche est de développer un cadre d'analyse

d'éco-efficience basé sur l'approche cycle de vie qui permette aux transformateurs de YG au Québec d'identifier des scénarios d'utilisation optimale des constituants du lait en prenant en compte les aspects fonctionnels, socio-économiques et environnementaux de ces systèmes de produit sur l'ensemble de leur chaîne de valeur.

Onze systèmes multifonctionnels de YG ont ainsi été étudiés. Pour la même quantité de yogourt produit, ces systèmes délivrent différentes quantités de co-produit (crème) et sous-produit (lactosérum) aux propriétés, fonctions et valeur économique variées.

La réalisation d'une première analyse du cycle de vie attributionnelle (ACV), comparant la performance environnementale des technologies utilisées au Québec en 2018 pour produire du YG, a permis d'identifier les principaux contributeurs aux impacts environnementaux de ce produit et les moyens d'action pour les réduire. Les résultats ont démontré que la minimisation des pertes et gaspillage tout le long de la chaîne de valeur ainsi que l'approvisionnement en lait et ingrédients laitiers à faible impact sont des facteurs clés pour améliorer l'empreinte environnementale du YG alors que la consommation d'énergie durant la phase de transformation a une faible influence sur le profil environnemental de ces systèmes. Cette première ACV n'a pas permis de différencier l'influence de la technologie utilisée sur les résultats, mais elle a mis en évidence l'importance d'adopter une perspective chaîne de valeur pour améliorer efficacement l'empreinte environnementale de ces systèmes.

Une seconde ACV, utilisant l'approche par extension de frontières pour allouer les impacts entre le YG et ses co-produits/sous-produits (contrairement à la méthode d'allocation plus simple utilisée dans la première analyse) a été réalisée. Cette perspective plus systémique a permis de mieux comprendre l'influence des co-produit (crème) et sous-produit (lactosérum) sur la chaîne de valeur et les systèmes environnants. Les résultats ont montré que dans les conditions actuelles du marché canadien, sous gestion de l'offre, où la production de lait est régulée par la demande domestique en crème et où les solides non gras du lait sont en surplus, les technologies de YG qui requièrent le plus de lait et qui produisent le plus de crème, favorisent une meilleure synergie d'interaction avec les systèmes laitiers environnants et optimisent l'utilisation des constituants du lait. Ces résultats ont mis en évidence l'avantage de mettre en marché de produits laitiers riches en protéines et faibles en matière grasse, tels que le YG, pour optimiser l'utilisation des constituants du lait et réduire les impacts environnementaux de la filière laitière dans les conditions actuelles de marché.

Une troisième approche, basée sur le développement d'un nouveau cadre d'analyse d'éco-efficience permettant d'évaluer la performance environnementale des systèmes de YG en relation avec des indicateurs socio-économiques et fonctionnels variés a été réalisée. Les résultats ont révélé que les scénarios qui généraient le plus de valeur économique pour les transformateurs de YG étaient aussi ceux qui étaient les moins performants d'un point de vue environnemental et socio-économique pour les autres acteurs de la chaîne de valeur. À notre connaissance, ce cadre d'analyse d'éco-efficience, qui adopte une perspective systémique et intègre les trois dimensions du développement durable à différentes échelles (individuelle, territoriale et sociétale), est unique en son genre et constitue la contribution majeure de ce projet de recherche. En tenant compte des intérêts de l'ensemble des parties prenantes, ce modèle rompt avec la conception courante de l'éco-efficience généralement axée sur une amélioration coût-efficacité d'un des acteurs de la chaîne de valeur. Il suggère ainsi une modification du paradigme classique de conception de la valeur en entreprise (généralement centrée sur le profit individuel) de façon à favoriser la création de valeur partagée entre les acteurs de la chaîne de valeur. Son application au cas concret du yogourt grec a permis aux industriels laitiers du Québec de mieux évaluer les compromis à faire pour optimiser l'utilisation des consistants du lait dans la filière laitière de façon à maximiser leur impact positif sur la société.

La réalisation des objectifs spécifiques de ce projet a contribué, d'une part à répondre aux questions pragmatiques des industriels pour améliorer l'éco-efficience des systèmes de production de yogourt grec et, d'autre part, à proposer des améliorations méthodologiques pour l'évaluation de la durabilité des systèmes multifonctionnels tels que le YG.

Ultimement, ce projet contribue à l'amélioration des outils d'aide à la décision axés sur l'approche cycle de vie pour favoriser l'opérationnalisation du développement durable en entreprise. Le nouveau cadre d'analyse d'éco-efficience proposé a été développé pour l'industrie laitière, mais pourrait facilement être appliqué à d'autres secteurs d'activités.

ABSTRACT

Our food system is putting increasing pressure on the environment and threatening human health and global stability. The urgency of the fight against climate change and alarming degradation of ecosystem services is forcing us to quickly change our production methods and consumption behaviours. The growing consumption of animal products and food losses and wastage are among the main causes of this deterioration. The nutritional qualities of dairy products contribute to food security, but the products have a large environmental footprint. The rising demand for high-fat and, to a lesser degree, high-protein processed dairy products boosts milk production, generating considerable volumes of by-products (e.g. skim milk powder, whey, etc.) with low or no added value on the market. While this imbalance in the use of milk components represents an inefficiency of the dairy production system, it also constitutes an opportunity to further reduce the sector's overall environmental footprint. From the sustainability perspective, a question arises: can the use of milk components in the dairy industry be optimized so as to reduce the sector's environmental footprint and ensure the population benefits from their nutritional benefits?

This project aims to respond to the question by specifically focusing on the case of Greek yogurt (GY), a popular product owing to its low-fat-high-protein content and smoothness whose sales have risen substantively in recent years. On average, GY production requires, three times more milk than regular yogurt and generates approximately two kilograms of acid whey for every kilogram of GY produced. Recently, the dairy industry developed new production technologies to reduce the quantities of acid whey and improve their recovery. In this thesis, we aim to determine which technologies provide the best compromises to optimize the use of milk components in GY production systems from an eco-efficiency perspective. The concept of eco-efficiency seeks to create more value with less impact. It is a widely used concept in industrial energy efficiency programs to curb environmental burdens while improving cost effectiveness.

This thesis revisits eco-efficiency to improve its effectiveness from a sustainability perspective. In this respect, the main objective of the research project is to develop a multidimensional eco-efficiency framework based on the life cycle approach to identify optimal scenarios for the use of milk components that account for the product systems' functional, socioeconomic and environmental aspects across the value chain.

Eleven multifunctional Greek yogurt systems were assessed. For the same amount of GY produced, these systems deliver various quantities of co-product (cream) and by-product (whey) with different proprieties, functions and economic values.

A first attributional life cycle assessment (LCA) comparing the environmental performances of the most common GY production technologies in Québec in 2018 throughout their entire product life cycle helped identify the main contributors and key drivers to reduce the environmental burdens of GY. The results showed that minimizing losses and wastage and selecting milk and milk protein ingredients with low impacts are key factors to improve the environmental performance of GY systems, while the energy consumption in the processing stage is a low contributor to the impacts. The outcomes of this LCA do not demonstrate that the choice of processing technology is a clear discriminant factor but rather highlight the importance of adopting a complete value-chain perspective when analyzing these systems to effectively improve their environmental footprint.

Then, a second life cycle assessment using a system boundaries expansion approach to partition the impacts between the GY and its co-products (instead of the simplest allocation method used in the first study) was performed. This more systemic perspective improves the understanding of the causal relations of GY co-product and by-product within the product chain and surrounding systems. The results show that, under current Canadian market conditions in which milk production is driven by the demand for cream and produces surplus non-fat-solids (NFS), GY technologies, which require more raw milk and produce more cream, enable better synergies in milk component use and improve the environmental performance of the GY systems. In this respect, neither the quantity of whey generated, nor the whey management technology significantly influence the environmental footprint of GY. This outcome sheds new light on the benefits of marketing high-protein-low-fat dairy products such as GY to optimize the use of milk components across the dairy sector.

Finally, a third approach that proposes an enhanced eco-efficiency framework to assess the environmental performances of GY systems in relation to various socio-economic and functional value indicators reveals how the scenarios that create the most economic value for GY processors do not perform as well for the other value chain stakeholders or environmental dimensions. To our knowledge, this multidimensional EE framework that integrates the three aspects of sustainable development at different levels of analysis (individual, territorial, societal) is wholly unique and

constitutes the major contribution of this research project. By accounting for the interests of all value chain stakeholders, the framework breaks with the current concept of eco-efficiency focused on cost effectiveness for a single value chain stakeholder. It suggests a shift in the standard paradigm of the concept of value (generally driven by individual gain) to foster the creation of shared value between value chain stakeholders. Its application to the concrete case of Greek yogurt enables Canadian milk processors to better assess the compromises required to optimize the use of milk components in their sector and maximize their positive impact on society.

The attainment of the project's specific objectives addresses pragmatic questions from the industry to improve the eco-efficiency of Greek yogurt production systems and suggests several new methodological enhancements to assess the sustainability of multifunctional systems, such as Greek yogurt.

Ultimately, this project contributes to the improvement of life cycle based decision-making tools to foster the operationalization of sustainable development within corporations. While the project was developed for the dairy industry, the findings may apply in other activity sectors.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	VIII
ABSTRACT	XI
TABLE DES MATIÈRES	XIV
LISTE DES TABLEAUX.....	XVIII
LISTE DES FIGURES.....	XX
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXII
LISTE DES ANNEXES.....	XXV
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	5
2.1 L'industrie laitière canadienne et québécoise	5
2.1.1 Les tendances du marché.....	6
2.1.2 La gestion de l'offre et ses enjeux : surplus structurels, accord AEUMC et importations de protéines	7
2.1.3 Synthèse des enjeux de l'industrie pour la valorisation des constituants du lait.....	9
2.2 Le yogourt grec (YG).....	10
2.2.1 Composition	10
2.2.2 Technologies de production	11
2.2.3 Le lactosérum de yogourt grec et ses voies de valorisation	14
2.2.4 Synthèse des enjeux de la fabrication du yogourt grec au Québec	16
2.3 Le développement durable : du concept à la mise en œuvre.....	17
2.3.1 Le concept de développement durable : interprétations divergentes et leçons tirées après 30 ans de mise en pratique	18

2.3.2	L'opérationnalisation du développement durable et ses outils	20
2.3.3	L'opérationnalisation du DD dans l'industrie laitière.....	30
2.4	La mesure d'éco-efficience (EE).....	35
2.4.1	Naissance, définition originale et déviation du concept d'éco-efficience.....	35
2.4.2	Évolution de la mesure d'EE et typologie des modèles disponibles.....	37
2.4.3	La norme ISO 14045	43
2.4.4	Gestion de la multifonctionnalité en AeCV et en EE.....	47
2.5	Synthèse des enjeux et des limites identifiées dans la revue de littérature	50
CHAPITRE 3 OBJECTIFS DU PROJET ET MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE		53
3.1	Positionnement du projet de recherche	53
3.2	Définition des objectifs du projet de recherche.....	54
3.3	Méthodologie générale.....	55
3.3.1	Identifier les principales technologies de production de yogourt grec et caractériser leurs impacts environnementaux.....	57
3.3.2	Identifier des voies de valorisation pour le lactosérum et développer une approche d'ACV systémique (produit/co-produit/sous-produit).....	59
3.3.3	Développer un cadre d'analyse d'éco-efficience basé sur une approche multidimensionnelle de la valeur	61
CHAPITRE 4 ARTICLE 1: COMPARATIVE LIFE CYCLE ASSESSMENT OF FIVE GREEK YOGURT PRODUCTION SYSTEMS: A PERSPECTIVE BEYOND THE PLANT BOUNDARIES		68
4.1	Présentation de l'article.....	68
4.2	Manuscrit.....	68
4.2.1	Introduction	68
4.2.2	Methods.....	71

4.2.3	Results and discussion.....	85
4.2.4	Limitations and opportunities.....	96
4.2.5	Conclusion.....	98
CHAPITRE 5 ARTICLE 2: ALLOCATION IS NOT ENOUGH! A SYSTEM BOUNDARIES EXPANSION APPROACH TO ACCOUNT FOR PRODUCTION AND CONSUMPTION SYNERGIES: THE ENVIRONMENTAL FOOTPRINT OF GREEK YOGURT 100		
5.1	Présentation de l'article.....	100
5.2	Manuscrit.....	100
5.2.1	Introduction	100
5.2.2	Presentation of the case study and system boundaries expansion with substitution (SBES) approach.....	104
5.2.3	Methods.....	108
5.2.4	Results	117
5.2.5	Discussion	124
5.2.6	Conclusion.....	128
CHAPITRE 6 ARTICLE 3: MEASURING SHARED VALUE CREATION WITH ECO- EFFICIENCY: DEVELOPMENT OF A MULTIDIMENSIONAL VALUE FRAMEWORK FOR THE DAIRY INDUSTRY 130		
6.1	Présentation de l'article.....	130
6.2	Manuscrit.....	130
6.2.1	Introduction	130
6.2.2	Materials and Methods	135
6.2.3	Results	149
6.2.4	Discussion	153
6.2.5	Conclusion.....	156

CHAPITRE 7	DISCUSSION GÉNÉRALE	158
7.1	Atteinte des objectifs de recherche.....	158
7.1.1	Contributions méthodologiques	158
7.1.2	Contributions à l'amélioration des pratiques de production	165
7.2	Limites identifiées	168
7.2.1	Limites méthodologiques	169
7.2.2	Limites des résultats	171
7.3	Recommandations	173
7.3.1	Pistes de réflexion pour des développements méthodologiques subséquents	173
7.3.2	Leviers d'action pour les transformateurs laitiers	175
7.3.3	Autres pistes de réflexion pour l'industrie laitière	177
CHAPITRE 8	CONCLUSION ET ECOMMANDATIONS.....	181
CHAPITRE 9	AUTRES LIVRABLES ET RETOMBÉES.....	184
9.1	Pertes et gaspillage alimentaire dans la filière laitière	184
9.2	Participation à des conférences	185
RÉFÉRENCES.....		187
ANNEXES		215

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Variation de la composition des marques nationales, régionales et privées de YG commercialisé aux USA et au Canada d’après Desai et al. (2013) et Tamime et al. (2014) .	11
Tableau 2.2 : Composition de différents lactosérum et perméat, adapté de Menchick (2018), Uduwerella et al. (2017), Kyle & Amamcharla (2016), Lindsay et al. (2018) et Paredes Valencia et al. (2018) .	15
Tableau 2.3 : Comparaison des impacts de certains produits laitiers adapté de Üçtuğ (2019).....	32
Tableau 2.4 : Principales méthodes de pondération en ACV adapté de Huppés and Ishikawa, (2005b)	45
Table 4.1 : Simulated mass balance of inputs and outputs for the CE, FO, and UF technologies before L&W	75
Table 4.2 : GY production system – mass and economic allocation factors at each point of substitution	78
Table 4.3 : GY production system – mass and economic allocation factors at each point of substitution (cont’d and end).....	79
Table 4.4 :Global inventory scaled up to the functional unit (FU): 1 kg of GY at 10% protein and 0% fat consumed by an average Québec household in 2018 before L&W.....	81
Table 4.5 : Change in scenarios classification according to sensitivity analyses	94
Table 5.1 : ISO 14044 hierarchical step-by-step procedure to solve multifunctionality in LCA	102
Table 5.2 : Whey management and substituted processes inventory based on the production of 1 kg of GY before losses and wastage.	113
Table 5.3 : Absolute and relative LCA results for the three technologies CE, FO, UF	119
Table 5.4 : Absolute and relative LCA results for the three technologies CE, FO, UF (cont’d and end).....	120
Table 6.1 : Main input and output flows for 1 kg of GY consumed	143
Table 6.2 : Δ GVA of alternative scenarios relative to the reference scenario (CE-AF)	147

Table 6.3 : Functional value indicators selected	148
--	-----

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1: Évolution des ventes et de la production au Canada de 2011 à 2016; adapté de Statistiques Canada et Agriculture et Agroalimentaire Canada (2017)	6
Figure 2.2: Évolution des surplus structurels (PLÉ) et des importations de concentrés protéiques (CP) au Canada d'après Statistique Canada (2018) et les PLQ (2016).....	8
Figure 2.3: Principe de découplage l'utilisation des ressources et la croissance économique et entre le découplage des ressources et l'impact environnemental, adapté de Schmidheiny (1992).	22
Figure 2.4: Les outils du cycle de vie.....	28
Figure 2.5 : Ratios d'efficience et d'éco-efficience	38
Figure 2.6 : Les 4 formes de ratios d'éco-efficience; adapté de Huppés and Ishikawa (2005a)....	38
Figure 2.7 : Modèle d'éco-efficience graphique	40
Figure 2.8 : Classification des principaux modèles d'EE	42
Figure 3.1 Cadre méthodologique général	56
Figure 3.2 : Cadre conceptuel d'analyse multidimensionnelle de la valeur.....	62
Figure 3.3 : Modèles d'EE multidimensionnels.....	66
Figure 4.1 : System boundaries including detailed unit process and main parameters of operations for the three technologies.	73
Figure 4.2 : Comparative LCA of centrifugation (CE), ultrafiltration (UF) and fortification (FO) with 3 MPC sourcing alternatives	86
Figure 4.3 : Impact profile for the production and transportation of three MPC sourcing alternatives with quantities scaled up to fulfill the functional unit (1 kg of GY).....	90
Figure 4.4 : CC impacts variation as a function of transportation distance from MPC plant to GY plant for the three MPC sourcing alternatives scaled up to the FU (1 kg of GY).....	91
Figure 4.5 : Change in CC impacts for (+/- 1%) change on input parameters by for CE option...	92
Figure 5.1 : : Simplified CE, FO and UF GY technological options to produce GY	106
Figure 5.2 : Mapping of the reference scenarios and sensitivity analyses	108

Figure 5.3 : Simplified system boundaries.....	109
Figure 5.4 : LCA modeled with the SBES approach for 3 GY processing options including losses and wastage	118
Figure 5.5 : LCA net results with NFS dried (reference scenario), NFS valorized on the Canadian human nutrition market and losses and wastage (L&W) reduced by 50% along the value chain	121
Figure 5.6 : Variation of whey management pathway on the LCA results of CE scenario	122
Figure 5.7 : CE, FO, UF comparison as a function of the whey management pathway	123
Figure 5.8 : CC impact sensitivity to GY protein content (8a) and fat content (8b). Results are presented excluding L&W	124
Figure 6.1 : Eco-efficiency assessment steps adapted from ISO 44045	135
Figure 6.2 : Value creation assessment framework for the social and economic actors in the dairy value chain.....	136
Figure 6.3 : GY system inputs and outputs per technology and territory	142
Figure 6.4 : (a) LCA results for the three technologies; (b) LCA results for ultrafiltration (UF) with five different whey management scenarios	149
Figure 6.5 : (a,b,c,d) Socio-economic EE profiles of the total GY systems in Québec, Canada.	152
Figure 6.6 : Multidimensional EE profile for CE and UF technologies with several whey management alternatives	153

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ACB	Analyse coûts bénéfices
AcCV / LCC	Analyse du coût du cycle de vie / Life cycle costing
ACV / LCA	Analyse du cycle de vie / Life cycle assessment
AdCV	Analyse de durabilité du cycle de vie
AeCV	Analyse environnementale du cycle de vie
AED	Analyse par enveloppement des données
AFM	Analyse de flux de matière
AsCV/ SLCA	Analyse sociale du cycle de vie / Social life cycle assessment
BG	Biogaz
CAD	Dollar canadien / Canadian dollar
CC	Changement climatique / Climate change
CCL	Commission canadienne du lait
CE	Centrifugation
CIP	Nettoyage en place / Cleaning in place
CIRAIG	Centre international de référence sur le cycle de vie des produits, procédés et services
CIRODD	Centre interdisciplinaire de recherche en opérationnalisation du développement durable
CLCA	Analyse du cycle de vie conséquentielle / Consequential life cycle assessment
COD	Demande chimique en oxygène / chemical oxygen demand
CP	Concentré protéique
DD	Développement durable
EE	Éco-efficience / Eco-efficiency
EES	Évaluation environnementale stratégique

ÉICV	Évaluation des impacts du cycle de vie
EIE	Étude d'impact environnemental
EQ	Qualité des écosystème / Ecosystem quality
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
FEU	Utilisation des ressources fossiles / Fossil enegy use
FIL / IDF	Fédération internationale de laiterie / International Dairy Federation
FO	Fortification
FRQNT	Fonds de recherche du Québec nature et technologie
FU	Unité fonctionnelle / Functional unit
GDP	Produit intérieur brut / Gross domestic product
GES / GHG	Gaz à effet de serre / Greenhouse gas
GVA	Valeur ajoutée brute / Gross Value Added
HH	Santé humaine / Human health
ILCD	International reference life cycle data system
ISO	International standard organization
L&W	Pertes et gaspillage / Losses and wastage
MADM	Multi-attribute decision-making
MCC	Concentré de caséine de lait / Milk concentrate casein
MCDA	Multi criteria decision analysis
MF	Microfiltration
MPC	Concentré de protéine de lait / Milk protein concentrate
ODDs/SDGs	Objectifs du développement durable / Sustainable development goals
OSE	Organisations. Sociétés et Environnement
PLÉ/SMP	Poudre de lait écrémé / Skimmed milk powder

PLQ	Les producteurs de lait du Québec
P	Perméat d’ultrafiltration
PNUE/UNEP	Programme des Nations Unies pour l’environnement
PP	Polypropylène / Polypropylene
PP	Poudre de perméat / Permeat powder
PS	Polystyrène / Polystyrene
RSE/CSR	Responsabilité sociale d’entreprise / Corporate social responsibility
SBES	System boundaries expansion with substitution
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SNG/NFS	Solid non gras / Non fat solid
TGVA	Valeur ajoutée brute totale / Total gross value added
UF	Ultrafiltration
USD	Dollar américain / United States dollar
VA	Valeur ajoutée
W	Déchet / Waste
WBCSD	World Business Council for Sustainable Development
WPC	Concentré de protéines de lactosérum / Whey protein concentrate
YG/GY	Yogourt grec / Greek yogurt

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A : PRIX DES CLASSES DE LAIT AU QUÉBEC EN 2017	215
ANNEXE B : PRINCIPALES ÉTAPES DE LA TRANSFORMATION DU YOGOURT TRADITIONNEL	216
ANNEXE C : PROCÉDÉS DE SÉPARATION MEMBRANAIRES.....	217
ANNEXE D : ANALYSE QUALITATIVE DU NIVEAU D'OPÉRATIONNALISATION DU DD DANS LES GRANDES ENTREPRISES LAITIÈRES AU CANADA	219
ANNEXE E : CATÉGORIES D'IMPACTS DÉFINIES PAR LA MÉTHODE IMPACT WORLD+	220
ANNEXE F : INFORMATIONS SUPPLÉMENTAIRES POUR L'ARTICLE PRÉSENTÉ AU CHAPITRE 4	222
ANNEXE G : INFORMATIONS SUPPLÉMENTAIRES POUR L'ARTICLE PRÉSENTÉ AU CHAPITRE 5	259
ANNEXE H : INFORMATIONS SUPPLÉMENTAIRES POUR L'ARTICLE PRÉSENTÉ AU CHAPITRE 6	274
ANNEXE I : PERTES ET GASPILLAGES ALIMENTAIRES : ÉTUDE PROSPECTIVE DE LA FILIÈRE LAITIÈRE	291
ANNEXE J : DÉMARCHE PRÉLIMINAIRE PROPOSÉE POUR LA DÉFINITION D'UNE CIBLE D'OPTIMALITÉ EN ÉCO-EFFICIENCE.....	302

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

L'alimentation est à la base des besoins humains et à l'origine des échanges économiques. Or, la croissance de la population et l'évolution des modes de production et de consommation des aliments au cours des soixante dernières années ont contribué à la raréfaction des ressources naturelles, aux changements climatiques, à la perte de biodiversité et à l'appauvrissement des services écosystémiques, donnant naissance à des enjeux sociaux, économiques et environnementaux sans précédent (IPBES, 2019; Tilman et al., 2002). L'agriculture représente 20 à 30% de toutes les émissions de gaz à effet de serre (GES) reliées aux activités humaines et 70% de toute l'eau utilisée (FAO, 2017; IPCC, 2019). Les tendances actuelles compromettent la progression de 35 des 44 cibles des objectifs du développement durable à l'horizon 2030 concernant la pauvreté, la faim, la santé, l'eau, le climat, les océans, les terres, etc. (IPBES, 2019). Notre système alimentaire mondial menace à la fois la santé humaine et la stabilité de notre planète. Il devient donc urgent, mais possible de le transformer radicalement pour éviter que nos enfants héritent d'une planète dégradée qui ne permette plus d'assurer leur sécurité alimentaire (Willett et al., 2019). C'est l'un des principaux défis du 21^{ème} siècle (UNEP, 2009).

L'augmentation de la consommation des produits d'origine animale ainsi que les pertes et le gaspillage alimentaire sont des causes substantielles de la non-durabilité du système. 80% des terres agricoles dans le monde sont dédiées à l'élevage (FAO, 2009). L'élevage représente 15% des émissions de GES de nature anthropique dont 41% sont directement dues à la viande bovine et 20% au lait de vache (Gerber et al., 2013). De plus, 30% des aliments que nous produisons mondialement sont perdus ou gaspillés le long de la chaîne de valeur. Au regard de ces éléments, il s'impose d'optimiser le système alimentaire en ciblant particulièrement les produits animaux afin de réduire les pertes, de limiter ses impacts sur l'environnement, et d'assurer la santé d'une population croissante.

Les produits laitiers ont une excellente valeur nutritionnelle (protéines, lipides, glucides, acides aminés, calcium...) (Ebringer et al., 2008), mais leur empreinte environnementale élevée constitue un enjeu important pour le système alimentaire (Willett et al., 2019). En effet, malgré une amélioration du rendement de la production laitière de 15%, l'empreinte carbone de l'industrie laitière a augmenté de 18% dans les dix dernières années (FAO, 2019). Cela est dû à la croissance de la demande en lait dans les pays en développement, mais aussi à l'évolution de la demande des

consommateurs pour des produits laitiers spécifiques qui entraînent un déséquilibre de l'utilisation des constituants du lait, des pertes et des impacts environnementaux supplémentaires (FAO, 2019). Ainsi, au Canada, le lait de consommation courante est en recul alors que les produits riches en matière grasse tels que le beurre, la crème, le fromage sont en forte croissance (Dairy Farmers of Canada, 2017). Ces produits nécessitent de produire plus de lait pour en extraire en particulier les lipides et de trouver des voies de valorisation pour les autres constituants (protéines, lactose, ...) qu'on appelle les solides non gras du lait (SNG). Il en résulte un excès de SNG et de sous-produits sur le marché, tels que le lait écrémé en poudre, le lactosérum de fromage qui peine à trouver des voies de valorisation intéressantes. Les stocks de poudre de lait écrémé augmentent au niveau mondial et sont bradés sur le marché de l'alimentation animale. La production de poudre de lait écrémé a augmenté de 32% mondialement entre 2010 et 2017 (IDF, 2018b). Les stocks ont atteint plus de 350 millions de tonnes en Europe (Courleux, 2018) et représentent la moitié de la production des SNG au Canada (PLC, 2017). En outre, les pertes et le gaspillage des produits laitiers au Canada seraient évalués à 3,03 millions de tonnes de produit (incluant les œufs) (Gooch et al., 2019), ce qui correspondrait à 20 - 30% de pertes et de gaspillage (AAFC, 2015; Abdulla et al., 2012; FAO, 2011). La question générale qui se pose alors, d'un point de vue de durabilité, est : **comment optimiser l'utilisation des constituants du lait dans l'industrie laitière afin d'en réduire l'empreinte environnementale tout en permettant à la population de bénéficier de ses avantages nutritionnels ?**

Dans cette thèse, nous proposons de l'aborder en nous intéressant au **cas spécifique du yogourt grec (YG) au Québec**. Ce produit très apprécié pour sa haute teneur en protéines, sa faible teneur en gras et son onctuosité a connu une croissance phénoménale au cours des 10 dernières années. Cependant, il a engendré de nouveaux enjeux logistiques et environnementaux pour les industriels laitiers (Jørgensen et al., 2019). En effet, les procédés de séparation solide-liquide couramment utilisés pour concentrer les protéines du YG, requièrent deux à trois fois plus de lait que la production d'un yogourt régulier et génèrent jusqu'à deux kilos de lactosérum acide par kilo de yogourt grec produit. Or, le lactosérum acide, un sous-produit difficilement valorisable, engendre des coûts d'entreposage et de transport aux industriels laitiers et est souvent géré comme une matière résiduelle (Erickson, 2017). Les industriels laitiers ont donc développé de nouvelles technologies pour réduire la quantité de lactosérum acide produit et concomitamment cherché des

voies de valorisation rentables à ce sous-produit. D'un point de vue de développement durable, les trois questions principales que les industriels se posent sont :

- Quelle est la meilleure façon de valoriser les constituants du lait dans la production du yogourt grec ?
- Vaut-il mieux utiliser une technologie qui réduise la production du lactosérum acide ou vaut-il mieux essayer de mieux valoriser le lactosérum ?
- Quels sont les principaux leviers d'action des industriels pour réduire l'impact environnemental du yogourt grec tout en maximisant sa valeur socio-économique et fonctionnelle ?

Ce cadrage restreint au YG souhaite ainsi répondre à des questions spécifiques posées par les partenaires industriels du projet tout en ouvrant une réflexion plus générale sur le développement d'outils d'aide à la décision facilitant l'opérationnalisation du développement durable dans l'industrie laitière. À ce titre, à l'instar de nombreuses autres industries, l'industrie laitière québécoise a adopté le concept d'éco-efficience (EE). Dans sa conception originale, l'EE vise à découpler les impacts environnementaux de la croissance économique, autrement dit, à créer plus de valeur tout en générant moins d'impact sur l'environnement (Schmidheiny, 1992). Cependant, après trente ans de mise en pratique, sa contribution efficace au développement durable est remise en doute par le milieu académique (Bjørn & Hauschild, 2013; Braungart et al., 2007). Ce manque d'efficacité est attribuable à différents facteurs. Il s'avère, entre autres, que les outils de mesure d'EE actuellement utilisés manquent de vision systémique (Hupples, 2007) et présentent un certain nombre de lacunes méthodologiques (Finkbeiner, 2013; Heijungs et al., 2013). Ces manquements seront analysés en détail dans la revue de littérature.

Le principal objectif de cette thèse est donc de remédier à ces lacunes en développant un nouveau cadre d'éco-efficience basé sur l'approche cycle de vie dans une perspective de durabilité. Elle propose en particulier un nouveau cadre d'analyse de la valeur afin de tenir compte des intérêts des différentes parties prenantes de la chaîne de valeur (producteur laitier, transformateur laitier, consommateur et autres acteurs économiques...). Son application au cas concret du YG permettra aux industriels laitiers de mieux évaluer les compromis à faire pour optimiser l'utilisation des constituants du lait dans la filière laitière au Québec avec une perspective systémique. Le but ultime

est de contribuer au développement d'outils d'aide à la décision pour améliorer la durabilité globale de l'industrie laitière et maximiser son impact positif sur la société.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Ce chapitre est composé de cinq sections. La première, consacrée aux spécificités du secteur laitier canadien, permet de dresser le contexte du cas d'étude. La seconde, consacrée au yogourt grec, présente le cas d'étude. La troisième et la quatrième s'intéressent aux principaux concepts et outils d'opérationnalisation du développement durable et leurs limites actuelles dans le contexte de l'industrie laitière. Les outils d'analyse du cycle de vie et d'éco-efficience sont plus spécifiquement abordés dans ces deux sections. La dernière section synthétise les éléments de la problématique et la manière dont cette thèse contribue à repousser les limites identifiées par cette revue de littérature. Afin d'éviter trop de redondance avec les articles scientifiques présentés dans les chapitres 4,5 et 6, certains éléments sont abordés de façon succincte dans la revue de littérature. Le lecteur est invité régulièrement à se référer aux sections des chapitres concernés pour plus de détails.

2.1 L'industrie laitière canadienne et québécoise

Le marché des produits laitiers génère 20 milliards de dollars de revenus et se révèle être le deuxième plus grand acteur du secteur agro-alimentaire au Canada (CCIL, 2019). Les activités de production et de transformation du lait sont réparties sur l'ensemble du territoire, mais le Québec a une importance majeure, contribuant à plus de 37% des recettes canadiennes du secteur et représentant 41% des usines laitières du Canada (MAPAQ, 2014). Le secteur laitier est d'ailleurs le deuxième marché du secteur bioalimentaire en importance au Québec (MAPAQ, 2018) contribuant à 27% des recettes agricoles (PLQ, 2018b). Il procure 83 000 emplois directs et indirects et sa valeur ajoutée totale s'élève à 6,2 milliards de dollars (PLQ, 2018c). Les transformateurs laitiers au Québec regroupent une centaine d'entreprises et près de 160 usines polarisées entre de très petites entreprises qui constituent plus de 2/3 des acteurs, mais qui traitent moins de 2% des volumes de lait et de très grandes entreprises qui traitent plus de 80% des volumes (Charron et al., 2013; MAPAQ, 2014). Ces très grandes entreprises se composent de trois acteurs majeurs qui sont Agropur, Parmalat (appartenant au groupe Lactalis) et Saputo (CCIL, 2019). Danone, le deuxième plus grand transformateur au monde est également présent sur le territoire Québécois avec une usine de production de yogourt (MAPAQ, 2014). Le Québec fabrique 80% des yogourts consommés au Canada. La fabrication du yogourt est dominée par quatre grandes entreprises : Agropur, Danone, Parmalat et General Mills. Les transformateurs de produits laitiers

québécois ont une bonne performance économique due à des marges assez élevées (environ 11% en marge bénéficiaire brute) dans les segments du lait de consommation, du yogourt et du fromage cottage. Ces segments qui comptent pour environ 35% des livraisons au Québec enregistrent une meilleure marge que les autres produits. Cela contribue à la performance du produit intérieur brut (PIB) du secteur de la transformation laitière qui enregistre un taux de croissance plus élevé que celui des autres provinces et que l'ensemble de l'économie québécoise (MAPAQ, 2014).

2.1.1 Les tendances du marché

Malgré un marché supposé mature, la production de lait à la ferme continue de croître au Canada (AAC, 2017) en raison d'une augmentation soutenue de la demande pour les produits laitiers à forte teneur en matière grasse (FFC, 2016), tels que la crème, le beurre et le fromage alors que le lait de consommation est en déclin (Figure 2.1). Selon la fédération internationale laitière, ces tendances devraient se maintenir. Ainsi on s'attend à une diminution de la consommation de lait de -5 à -10% et une augmentation du beurre, de la crème, du fromage et du yogourt de +4 à +10% entre 2010 et 2025 (Dairy Farmers of Canada, 2017). Ces tendances s'observent également au Québec (PLQ, 2018a).

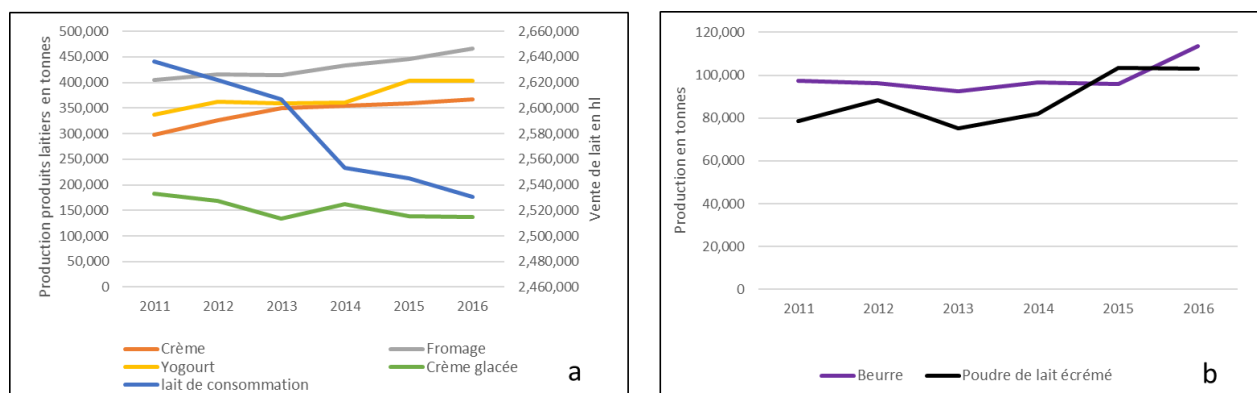


Figure 2.1: Évolution des ventes et de la production au Canada de 2011 à 2016; adapté de Statistiques Canada et Agriculture et Agroalimentaire Canada (2017)

La consommation de yogourt a plus que doublé au Canada entre 1998 et 2008 (AAC, 2017). C'est au Québec qu'on en consomme le plus et il est prévu que sa progression se poursuive dans la prochaine décennie. **Le yogourt de style grec se démarque** en particulier dans les tendances consommateurs. Sa production a augmenté considérablement depuis 2010 passant de 1% à 20% de part de marché dans ce segment. Le YG continue sa croissance tant au niveau des volumes que de

la diversification de l'offre (MAPAQ, 2014). D'après les données de Nielsen¹, son taux de croissance annuel était environ de 10% en 2017.

2.1.2 La gestion de l'offre et ses enjeux : surplus structurels, accord AEUMC et importations de protéines

La politique laitière canadienne repose sur un cadre réglementaire de gestion de l'offre qui assure normalement un équilibre entre la demande et l'offre domestique de produits laitiers au Canada en distribuant des quotas laitiers aux producteurs selon les besoins en matière grasse estimés du marché. Ce cadre réglementaire permet de planifier la production en fonction de la demande des consommateurs canadiens, d'assurer un revenu stable aux producteurs laitiers et un prix stable aux transformateurs. La commission canadienne du lait (CCL) et le comité canadien de gestion des approvisionnements en lait (CCGAL) suivent l'évolution de la demande et ajustent l'approvisionnement en lait et les quotas sur une base mensuelle de façon à éviter des pénuries ou des surplus sur le marché intérieur. C'est également la CCL qui fixe les prix du marché. Le prix du lait vendu aux transformateurs est classifié selon un système harmonisé basé sur son usage final. Par exemple, le lait utilisé pour produire du yogourt (classe 2a) coûtait en moyenne 84,82 \$/hl alors que le prix du lait utilisé pour produire du beurre (classe 4a) s'élevait en moyenne à 69.17 \$/hl au Québec en 2017². Un exemple des prix en vigueur au Québec par classe de lait est disponible en annexe A.

La demande en matière grasse du lait est le facteur limitant du marché. Les autres constituants, à savoir les solides non gras du lait (SNG) en excès représentent les surplus structurels. Ces surplus sont gérés en les stockant sous forme de poudre de lait écrémé (PLÉ). La CCL achète les SNG excédentaires et les écoule majoritairement sur les marchés intérieurs d'aliments pour animaux et exporte le reste. Ces ventes qui doivent respecter les engagements commerciaux du Canada sont peu lucratives (Canadian Dairy Commission, 2016). Depuis 2009, les surplus structurels ne cessent

¹ Entretiens privés avec Nielsen (2017) et la Commission canadienne du lait (2018)

² Entretien privé avec les Producteurs de lait du Québec (2018)

d'augmenter (Canadian Dairy Commission, 2016) et ont atteint des niveaux record en 2017, tel qu'illustré dans la Figure 2.2.

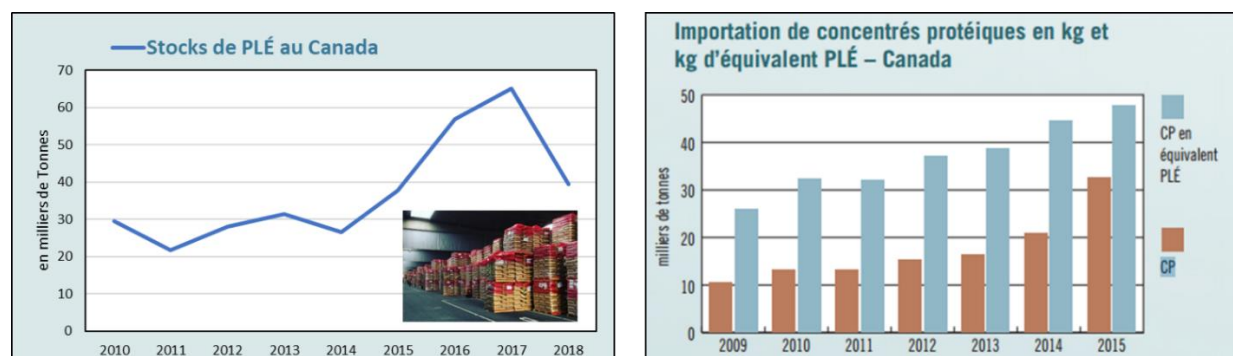


Figure 2.2: Évolution des surplus structurels (PLÉ) et des importations de concentrés protéiques (CP) au Canada d'après Statistique Canada (2018) et les PLQ (2016)

Le phénomène est attribué principalement à deux facteurs : (1) l'augmentation de la consommation de crème et de beurre au Canada (Canadian Dairy Commission, 2016) et (2) la hausse des importations de concentrés protéiques (CP), notamment sous forme de lait diafiltré (Letendre, 2016). Or, le coût de stockage (entreposage, transport, assurance) des surplus structurels est à la charge des producteurs laitiers. Cette situation génère une faible valorisation des SNG du lait canadien et une diminution de revenus substantiels pour les producteurs (ICPA, 2015).

Les importations de CP, essentiellement en provenance des États-Unis sous forme de lait diafiltré, ont été à l'origine de tensions politiques importantes entre les producteurs et les transformateurs, car elles permettaient aux transformateurs de réduire leurs coûts d'opération en achetant des protéines à bas coût au dépend des marges de profit des producteurs laitiers. Elles auraient atteint des niveaux record en 2016 et entraîné des pertes évaluées à 231 millions de dollars pour les producteurs canadiens cette même année (Letendre, 2016). La situation s'est améliorée à partir de 2017 grâce à la mise en place d'une nouvelle stratégie nationale sur les ingrédients laitiers et à l'introduction d'une nouvelle classe de lait (classe 7) pour les poudres de lait écrémé et des ingrédients protéiques, dont le prix est désormais indexé sur celui des marchés internationaux³. La création de cette nouvelle classe de lait a permis de rendre les protéines laitières canadiennes plus

³ Entretien privé avec les Producteurs de lait du Québec (2018)

compétitives. Toutefois, le nouvel accord AEUMC entre les États-Unis, le Canada et le Mexique signé le 30 novembre 2018⁴, aura pour effet d'éliminer la classe 7 dans les six mois suivant son entrée en vigueur (Sosnow & Kirby, 2018).

L'élimination attendue de la classe 7 ainsi que la croissance prévue de la demande en beurre pourraient amplifier la problématique des surplus structurels.

2.1.3 Synthèse des enjeux de l'industrie pour la valorisation des constituants du lait

Force est de constater que la dynamique de marché entraîne un déséquilibre dans l'utilisation des constituants du lait sur le marché canadien. De plus en plus de lait est produit pour en extraire la matière grasse et les stocks de SNG augmentent et sont peu valorisés. Ce constat est d'ailleurs généralisé au niveau mondial. Les stocks de lait écrémé atteignent des niveaux records et exercent une pression à la baisse des prix moyens du lait à la ferme et du prix des CP (Courleux, 2018; IDF, 2018b). De plus, la dérégulation des systèmes de quotas laitiers dans le monde a augmenté la volatilité des prix et les surplus de lait sont, aux mieux séchés sous forme de poudre, au pire déversés dans les champs ou gaspillés (Bourbeau, 2016; Courgard, 2016).

Les protéines laitières ont pourtant des propriétés nutritionnelles reconnues (Kinsella & Morr, 1984) et de nombreuses technologies ont été développées dans les années 2000 afin d'extraire des ingrédients actifs à très haute valeur ajoutée tels que les isolats de protéines de lactosérum, les lactoferrines, des peptides bioactifs des sous-produits du lait qui en contiennent (Roginski et al., 2013). C'est le cas notamment des technologies membranaires qui permettent de fractionner les constituants du lait, de les isoler et de les recombinaison de façon à produire de nombreux produits et ingrédients laitiers aux fonctions et aux caractéristiques diversifiées (Huffman & James Harper, 1999; Kumar et al., 2013). De plus, l'ajout de CP dans la fabrication du fromage ou du yogourt permet d'améliorer le rendement des usines de transformation. Cette technique améliore les coûts de production et la rentabilité des transformateurs en leur permettant de produire plus de produits,

⁴ <https://www.international.gc.ca/trade-commerce/trade-agreements-accords-commerciaux/agr-acc/cusma-aceum/index.aspx?lang=fra> consulté en décembre 2019

tout en utilisant moins de matière première et en générant moins de déchets (Ur Rehman et al., 2003).

2.2 Le yogourt grec (YG)

Les yogourts en général constituent une bonne source de protéines, de calcium, de potassium, de phosphore, de vitamines (A, D, B2, B12) et de bactéries actives bénéfiques à la flore intestinale. De plus, ils ont une faible teneur en matière grasse et sont considérés comme des aliments santé (Fisberg & Machado, 2015). Le yogourt de type grec se distingue en particulier par sa haute teneur en protéines et souvent par sa faible teneur en matière grasse et en sucre (Nsabimana et al., 2005). Son pouvoir rassasiant en fait une collation de choix (Fisberg & Machado, 2015) et ses propriétés organoleptiques sont également très appréciées par les consommateurs (Desai et al., 2013). Les chapitres 4 et 5 fournissent des informations détaillées sur la croissance de marché et certaines caractéristiques du YG.

2.2.1 Composition

La composition du YG n'est pas réglementée par une appellation contrôlée au Canada (Tamime et al., 2014). La norme du Codex Alimentarius international (FAO and WHO, 2011) concernant la catégorie des "lait fermentés concentrés" établit que la teneur en protéines doit avoir été augmentée avant ou après fermentation pour atteindre un minimum de 5,6% comparé à une moyenne de 2,7% pour un yogourt traditionnel. La liste des ingrédients qui peuvent entrer dans sa composition est vaste. Les études illustrées par le Tableau 2.1 ont révélé une grande hétérogénéité dans la composition des produits commercialisés aux États-Unis et au Canada. La teneur en protéine peut notamment varier du simple au double. Tong (2013) mentionne des concentrations en protéines variables de 6% à 12%, ce qui correspond à 1,5 à 4 fois celles d'un yogourt traditionnel.

Tableau 2.1 : Variation de la composition des marques nationales, régionales et privées de YG commercialisé aux USA et au Canada d'après Desai et al. (2013) et Tamime et al. (2014)

Principaux constituants	Teneur en % de matière totale humide (équivalent à : g / 100 g de YG)		
	Etude de Desai (2013) sur 26 YG commercialisés aux USA	Etude de Tamime (2014) sur 8 YG commercialisés aux USA	Etude de Tamime (2014) sur 8 YG commercialisés au Canada
Solides totaux	15 à 23.8 %	14 à 17.66 %	13.7 à 24.1 %
Protéines	5.8 à 10.6 %	8.8 à 10.1 %	4 à 10.3 %
Matière grasse	0.05 à 4.9 %	0 à 4.9 %	0 à 11 %
Acide lactique	3.3 à 5.4 %	ND	ND
Lactose	ND	3.96 à 4.7 %	3.4 à 8.3 %
Calcium (*)	ND	15 à 30	15 à 50

(*) % de la valeur journalière recommandée

Cette variabilité est attribuée en grande partie au procédé de fabrication utilisé (Tamime et al., 2014; Tong, 2013). Les YG fortifiés ont en général un taux de carbohydrates (lactose) plus élevé que les yogourts produits par concentration et peuvent avoir un taux de protéine inférieur. Ils sont aussi généralement moins fermes. Les YG ayant une haute teneur en matière grasse peuvent également contenir moins de protéines tout en offrant une texture très onctueuse.

Au Canada, la majorité du marché est cependant standardisée à 10% de protéines et 0 à 2% de matière grasse⁵. La section suivante présente les principaux procédés de fabrication utilisés en Amérique du Nord ainsi qu'un aperçu de leurs avantages et inconvénients et de leur influence sur la composition et les attributs des YG et des co-produits/sous-produits générés.

2.2.2 Technologies de production

Les étapes de fabrication du YG sont très similaires à celles du yogourt traditionnel (voir Annexe B). Dans les deux cas, le yogourt est un lait qui a été fermenté par des bactéries lactiques. La différence, pour la fabrication du YG, consiste en l'ajout d'une étape de concentration pour augmenter le taux de protéines et de solides totaux (Nsabimana et al., 2005).

2.2.2.1 Technologies traditionnelles : de l'égouttage à la centrifugation

Traditionnellement, la méthode de concentration se faisait par égouttage du lait fermenté au travers de sacs en tissu. Cependant, ce processus inapproprié pour la production industrielle à grande

⁵ Entretiens privés réalisés au cours des années 2017 et 2018 avec les partenaires industriels du projet

échelle a été remplacé par des procédés de séparation mécanique plus efficaces afin de répondre à la demande croissante de marché (Nsabimana et al., 2005). Le procédé le plus classique à l'échelle industrielle consiste à concentrer le yogourt après fermentation par centrifugation. La centrifugation (CE) est un processus mécanique qui consiste à appliquer différentes forces (centrifuge et de frottement) pour séparer les composants en fonction de leur densité. Utilisée en laiterie pour de nombreuses opérations, elle s'est avérée être la première alternative au procédé d'égouttage traditionnel dans la concentration des laits fermentés (Yieldiz, 2010). Ce procédé est décrit en détail dans l'annexe F et résumé dans le Chapitre 4. Il a le désavantage d'être peu sélectif, d'être relativement énergivore (Kumar et al., 2013) et de nécessiter des équipements volumineux (Nsabimana et al., 2005). Il rejette également environ 2/3 du volume du lait, dans le lactosérum acide, un sous-produit difficilement valorisable, tel qu'expliqué à la section 2.2.3.

C'est pourquoi, de nouvelles alternatives technologiques ont été développées au cours des dernières années afin de réduire ou d'éliminer la production de lactosérum acide lors de la fabrication du YG.

2.2.2.2 Les alternatives technologiques

Jørgensen et al. (2019) ont réalisé très récemment une revue de littérature qui recense les technologies actuellement disponibles. Elles peuvent être classifiées en deux grandes catégories. La concentration des protéines peut être réalisée soit avant (a), soit après (b) la fermentation du lait. Une description plus détaillée de ces technologies, incluant des représentations schématiques des procédés unitaires qui y sont impliquées, sont disponibles dans les chapitres 4 et 5 et dans l'Annexe F.

(a) La concentration après fermentation peut être réalisée **soit par CE, soit par ultrafiltration (UF)**. L'ultrafiltration est un procédé membranaire qui fractionne les constituants du lait selon leur taille en les faisant passer à travers une membrane poreuse par l'application d'une pression tangentielle. Les particules qui traversent la membrane constituent le perméat et celles qui sont retenues du fait de leur plus grande taille constituent le rétentat (Huffman & James Harper, 1999). Davantage de détails sur les procédés de séparation membranaires sont disponibles en Annexe C. La concentration par UF du GY est cependant peu utilisée, car la haute viscosité du lait fermenté engendre un encrassement rapide et irréversible des membranes et affecte le rendement et les coûts d'opération. De plus, la pression mécanique exercée sur le lait fermenté

durant le passage à travers la membrane peut affecter la structure du gel et les propriétés sensorielles du produit fini (Paredes Valencia, 2016).

(b) La concentration avant fermentation peut être réalisée **soit par fortification (FO), soit par (UF) ou une combinaison d'UF et de microfiltration (MF).**

La préconcentration du lait par UF présente l'avantage de générer un perméat doux, au pH neutre et sans résidus de fermentation, qui pourra être plus facilement valorisé dans l'industrie alimentaire que le perméat acide (Shamsia & El-Ghannam, 2012). Au demeurant, la préconcentration du lait par UF modifie la cinétique de fermentation, l'acidité et les propriétés sensorielles du GY (Damin, Alcântara, et al., 2009; Paredes Valencia et al., 2018).

La fortification du lait par FO consiste à enrichir le lait avec des CP pour atteindre la concentration en protéines voulues. Elle présente l'avantage d'éviter la production de lactosérum sur le site de fabrication du YG. Différents types de CP ou d'agents de fortification ont été recensés dans la littérature à cet effet : des concentrés de protéines de lait (MPC) (Uduwerella et al., 2017), des concentrés de caséine de lait (MCC) (Bong & Moraru, 2014), des concentrés de protéines de lactosérum (WPC) (Jørgensen et al., 2015) ainsi que des hydrocolloïdes ou une combinaison de WPC et de pectines (Gyawali & Ibrahim, 2016, 2018). Au demeurant, la quantité de protéines ajoutées, leur type et leur forme (solide, liquide) peuvent affecter les propriétés sensorielles et altérer le goût du YG (Desai et al., 2013). C'est pourquoi, certains manufacturiers combinent la préconcentration du lait par FO à la CE après fermentation pour réduire la quantité de lactosérum acide sans altération des propriétés sensorielles du YG qui pourrait être causée par l'ajout d'une trop grande quantité de CP (Jørgensen et al., 2019; Uduwerella et al., 2017).

Chaque technologie présente donc des avantages et des inconvénients. Le choix de la technologie influence la composition et les propriétés du GY ainsi que la composition et le volume de lactosérum produit. Le rendement, la consommation d'énergie, d'eau, de produits chimiques et le coût d'investissement des équipements varient également selon la technologie. Les compromis les plus intéressants peuvent donc varier selon le positionnement stratégique et les contraintes techniques ou opérationnelles de chaque manufacturier.

2.2.3 Le lactosérum de yogourt grec et ses voies de valorisation

Des volumes importants de lactosérum sont générés par l'industrie laitière. On distingue le lactosérum doux et le lactosérum acide. Le lactosérum doux est le sous-produit des fromages issus d'une coagulation à caractère présure (type fromage cheddar). Environ 9 kg de lactosérum sont générés pour chaque kilo de fromage produit. Il a un taux de protéine élevé et est bien valorisé dans l'industrie alimentaire (Vuilleumard, 2018). Il est généralement transformé en poudre à haute concentration en protéine et est utilisé dans les boissons sportives, les barres énergétiques ou d'autres produits alimentaires (Erickson, 2017). Le lactosérum acide est un sous-produit issu de la coagulation des protéines du lait par acidification lactique, tels que le fromage cottage ou le YG. Le lactosérum acide a un taux de protéines beaucoup moins élevé que le lactosérum doux. Alors que le taux de protéine du lactosérum doux varie de 0.6 à 1%, celui du lactosérum acide de YG serait en moyenne plus de l'ordre de 0.17 à 0.37% (Menchik et al., 2018) même si certaines références relèvent des taux un peu plus élevés. Le lactosérum acide de YG a notamment un taux de β -lactoglobuline et d' α -lactalbumine (des protéines solubles à haute valeur ajoutée) particulièrement faible (Menchik et al., 2018). Ceci s'explique par le fait que, contrairement à la coagulation des fromages qui retient essentiellement les protéines de caséine et rejette la plupart des protéines sériques solubles dans le lactosérum, le traitement thermique dénature les protéines sériques et le processus de gélification par acidification les retient dans la matrice du YG (Lee & Lucey, 2010). Plusieurs auteurs ont caractérisé la composition physico-chimique du lactosérum du YG issu de différents procédés (Tableau 2.2). Celui-ci a un taux de lactose élevé, mais son pH acide, sa forte teneur en minéraux et la présence des métabolites des bactéries issues de la fermentation rendent difficile l'évaporation, le séchage et la cristallisation du lactose (Menchik et al., 2018).

Tableau 2.2 : Composition de différents lactosérum et perméat, adapté de Menchick (2018), Uduwerella et al. (2017), Kyle & Amamcharla (2016), Lindsay et al. (2018) et Paredes Valencia et al. (2018) .

	Menchick et al. (2018)		Kyle and Amamcharla (2016)		Uduwerella (2017)		Lindsay (2018)		Paredes Valencia et al. (2018)	
	YG technologie non Fromage cottage		YG technologie non Fromage cottage		YG par drainage YG fortifié avec MPC		YG technologie non Lact. acide traité par UF		YG par UF- lait YG by UF-GY	
Lactosérum / perméat	lact. acide	lact. acide			lact. acide	lact. acide	lact. acide		perméat doux	perméat acide
Eau	93.08	94.23	NA	NA	92.95	93.6	93.91	94.6	94.65	94.06
Protéine	0.17 to 0.51	0.17 to 0.37	0.7	0.25 to 0.27	0.22	0.66	0.1	0	0.62	0.71
Lactose	1.99 to 2.13	3.33 to 3.5	4.6	NA	4.99	3.37	3.8	3.8	4.45	2.83
Minéraux	0.33 to 0.42	0.64 to 0.75	0.75	0.73	0.98	0.97	0.75	0.75	0.42	0.67
Acide lactique	NA	NA	NA	NA	0.86	1.4	NA	NA	—	0.73

Résultats exprimés en %; NA signifie que la donnée n'est pas disponible; (—) signifie qu'il n'y a pas d'acide lactique détecté.

De nombreux efforts sont réalisés pour valoriser le lactosérum acide. Plus de 3 500 brevets auraient déjà été déposés pour extraire ses ingrédients (lactose ou protéines) avec différentes technologies de filtration membranaires, mais la rentabilité économique de ces procédés reste à prouver (Erickson, 2017). Le procédé de concentration par ultrafiltration du lait, qui génère un perméat doux (pH 6.4-6.7) avec un taux élevé de lactose plus facile à extraire, semble une des solutions les plus intéressantes dans ce cadre. Les autres voies de valorisation recensées dans la littérature sont :

- l'utilisation comme complément dans l'alimentation animale
- la bioconversion en énergie (biogaz et électricité) par des biodigesteurs anaérobiques
- la conversion en bioéthanol
- la récupération de l'eau du lactosérum par osmose-inverse
- la bioconversion du lactose et du galactose en oligosaccharides, une fibre soluble utilisée comme prébiotique.
- l'incorporation comme ingrédient sucré dans des boissons.

Dans cette thèse, nous tenterons d'évaluer l'intérêt des alternatives les plus communes au Québec d'un point de vue environnemental et économique. Ces éléments seront abordés dans les chapitres 5 et 6.

2.2.4 Synthèse des enjeux de la fabrication du yogourt grec au Québec

Au Québec, le YG est encore majoritairement produit par centrifugation. Chaque kilo de yogourt produit requiert environ 3 kg de lait et génère 2kg le lactosérum acide essentiellement valorisé en alimentation porcine. Le coût de transport vers les fermes porcines est à la charge du transformateur laitier. De plus, la demande des porcheries pour ce sous-produit varie selon les fluctuations des coûts du marché des grains. Lorsque le prix des grains est élevé, les fermiers sont plus enclins à compléter la ration des porcs par du lactosérum que lorsque le prix des grains est bas. En effet, lorsqu'ils acceptent le lactosérum, ils doivent gérer de grands volumes n'ayant pas une très grande valeur nutritive (0.4% de protéines)⁶. De plus, comme le lactosérum acide a une haute charge organique (BDO de 52.4 à 64.4 mg/g) (Menchik et al., 2018), il pourrait présenter un danger pour les écosystèmes s'il n'était pas géré correctement en cas de surplus. Compte tenu de l'empreinte environnementale et du coût élevé du lait, la question d'optimisation de la matière première, et notamment d'une utilisation optimale des constituants du lait, est donc au cœur de l'enjeu de la fabrication du YG.

La fortification protéique permet de réduire les volumes de lactosérum acide et les coûts d'opération. Elle nécessite peu d'investissements financiers et offre un large spectre de possibilités dans le choix des ingrédients. Cependant, ces procédés présentent aussi certaines contraintes sur le plan fonctionnel, économique et environnemental. Les YG fortifiés contiennent en général moins de solides totaux que les YG concentrés⁷, ce qui en réduit la valeur fonctionnelle. En outre, leur coût est dépendant de la conjoncture du marché international et leur provenance influence la valeur économique et environnementale du système. En effet, lorsque les protéines utilisées proviennent de l'étranger (ce fut le cas pendant la crise de lait diafiltré et risque de se reproduire avec l'élimination potentielle de la classe 7), les avantages économiques et opérationnels pour les transformateurs laitiers ont des conséquences négatives sur les producteurs laitiers, dans la mesure où, l'importation de protéines contribue à une augmentation des surplus structurels et au déséquilibre du système de gestion de l'offre (cf. section 2.1.2). En outre, comme le lait

⁶ Entretiens privés au cours des années 2017 et 2018 avec les partenaires industriels du projet

⁷ Car les ingrédients, utilisés dans la fortification peuvent modifier négativement les propriétés organoleptiques si leur niveau de concentration est trop élevé

québécois a une des empreintes environnementales les plus faibles au monde (Quantis, Groupe Agéco, 2012), l'utilisation d'ingrédients laitiers provenant de régions ayant une moins bonne performance environnementale, augmente les impacts des produits laitiers transformés au Québec.

Les procédés membranaires, comme l'ultrafiltration, peuvent quant à eux, améliorer le rendement de production et optimiser la valorisation des constituants du lait ou de l'eau contenus dans le perméat, procurant ainsi une meilleure valeur économique au système produit/co-produit. Cependant, la préconcentration du lait avant fermentation, influence les propriétés organoleptiques et nutritionnelles du YG et ont un impact sur la valeur fonctionnelle du produit. De plus, les opérations de nettoyage requises pour éviter l'encrassement des membranes, la consommation d'eau, le type d'énergie utilisée peuvent avoir une influence sur la performance économique et environnementale du système.

Au regard de ces différents éléments, de nombreux facteurs (procédés, concentration et type d'ingrédients, paramètres opérationnels, etc.) interviennent dans les attributs du YG. Les options existantes pour produire du YG présentent toutes des avantages et des inconvénients. Si certaines options semblent, à priori, plus prometteuses que d'autres, il semble préalablement nécessaire de quantifier leurs différents avantages et inconvénients pour pouvoir prendre des décisions plus éclairées. Comme, à notre connaissance, aucune étude à ce jour ne compare la performance environnementale de différentes technologies de production de yogourt grec incluant la valorisation de ses co-produits/sous-produits, l'analyse du cycle de vie comparative des systèmes de production de YG au Québec, est un des principaux objectifs de cette thèse et fera l'objet des chapitres 4,5 et 6. En outre, le chapitre 6, prendra en compte les composantes économiques, environnementales et fonctionnelles de ces différents systèmes afin de pouvoir évaluer la performance de ces systèmes dans une perspective de durabilité ainsi que les éventuels compromis à faire entre les différents critères évalués.

2.3 Le développement durable : du concept à la mise en œuvre

Dans les premières parties de cette section, nous présenterons de façon générale le concept du développement durable et ses outils. La dernière partie de cette section traitera plus spécifiquement de sa mise en œuvre dans l'industrie laitière.

2.3.1 Le concept de développement durable : interprétations divergentes et leçons tirées après 30 ans de mise en pratique

Le terme développement durable (DD) fut popularisé par le rapport Brundtland (1987) et le sommet de Rio de 1992. Il y est défini comme *“une forme de développement qui assure le bien-être des générations présentes sans compromettre celui des générations futures”*. Cette définition doit sans doute son succès à sa formulation relativement large qui favorise le consensus (Gendron & Revéret, 2000). En théorie, le concept du DD consiste, à rompre avec le modèle de développement économique productiviste en reconfigurant l’activité économique de façon à ce qu’elle puisse s’inscrire dans une logique de respect des limites de la biosphère. Le développement y est associé à la notion de “bien-être sociétal” et traduit un véritable changement de perspective et de valeurs. Cependant, depuis l’avènement du capitalisme, le terme *“développement”* réfère aussi à l’intensification des échanges, basé sur les politiques de libres échanges, de privatisation et de dérèglementation. Il est donc lié, dans cette vision, à la croissance économique issue du progrès industriel et à la consommation (Gendron, 2004). Dans leur ouvrage, *“For the Common Good”* Daly & Cobb (1989) distinguent bien le principe de croissance qui consiste à produire plus de celui de développement qui consiste à produire mieux. Selon ces auteurs, le DD devrait donc constituer un changement de paradigme dans la manière d’approcher le développement. Or, compte tenu du flou sémantique autour du terme développement, il n’est pas étonnant que le concept de DD ait été interprété de façon différente selon les groupes d’acteurs, offrant à ceux-ci une flexibilité de mise en pratique, somme toute relativement légitime (Gendron & Revéret, 2000). La définition à ce jour la plus communément utilisée est celle du *“triple bottom line : People, Planet, Profit”* d’Elkington (1997) qui appelle à une convergence entre les trois piliers du développement économique, de l’équité sociale et de la protection environnementale. *“Defining and implementing sustainable development has had to deal with the tensions between the three pillars, and the prevailing ‘influences’ at different points in time”* (Drexhage & Murphy, 2010). Or, dans la mise en pratique, les acteurs économiques ont tendance à séparer les trois piliers ou à supposer que l’amélioration d’une des composantes peut compenser la détérioration d’une autre (Drexhage & Murphy, 2010). En effet, en raison des dynamiques de marché et du système de création de valeur dominant basé sur la croissance économique, l’économie y occupe une place prépondérante et les deux autres composantes ont souvent une position périphérique (Gendron & Revéret, 2000). Cette vision dominante du DD s’apparente au concept de *“durabilité faible”*, qui basé sur la théorie économique

néo-classique, considère que les trois formes de capitaux du DD (social, économique et écologique) sont substituables pour maintenir un capital constant entre les générations. Cette école de pensée consent ainsi qu'une partie du capital naturel puisse être dégradée au profit des facteurs de production. Elle s'appuie sur la prémisse que les ressources naturelles sont abondantes, que le progrès technologique permet d'augmenter la productivité du capital naturel plus rapidement que sa vitesse d'épuisement (Dietz & Neumayer, 2007) et que la croissance économique assure le bien-être sociétal. Elle s'oppose à l'école de pensée de "durabilité forte" qui rejette l'idée de la substituabilité des formes de capitaux et qui considère qu'il est vital pour l'humanité de préserver les fonctions du capital naturel critique, non substituable et dont la perte serait irréversible (Dietz & Neumayer, 2007). Dans cette autre forme de conception du DD, la dimension environnementale est posée comme une condition incontournable. Elle rejoint, en ce sens, la position de l'école de Montréal qui propose une définition hiérarchisée des trois sphères du DD où l'intégrité écologique doit être considérée comme une condition, l'économie un moyen et le développement social une fin (Gendron & Revéret, 2000). Cette approche souhaite réencastrer l'économie dans la biosphère et propose, à l'inverse de la logique dominante que *"l'efficacité des politiques économiques soit mesurée selon les objectifs sociaux et environnementaux qu'elles ont atteints"* (Gendron & Revéret, 2000). Dans cette logique, pour que le DD puisse atteindre sa finalité, c'est-à-dire, assurer le bien-être de tous dans la durée, les trois sphères du DD ne peuvent plus être vues comme trois sphères parfaitement égales ou substituables, ni comme trois silos que l'on peut gérer indépendamment. Il devient alors indispensable d'adopter une posture systémique qui prenne en compte les interactions complexes entre l'économie, le développement social et l'environnement et de développer des instruments de mise en œuvre dans lesquels ces trois sphères sont intégrées.

Après près de 30 ans de mise en pratique du DD, les constats alarmants des derniers rapports internationaux évoquant l'état de dégradation de la biodiversité, des ressources naturelles, des inégalités sociales et du dérèglement climatique (Bringezu et al., 2017; FAO, 2017; IPBES, 2019; IPCC, 2019) démontrent que les principes dominants de mise en œuvre du DD ont échoué jusqu'à présent et qu'il est urgent de réviser les façons de faire. En effet, *"la plupart des réponses proposées restent jusqu'à présent partielles et ont tendance à inverser les moyens et les fins"* (Bourg & Papaux, 2010). De nombreux politiciens, philosophes, scientifiques et économistes se sont penchés sur ces enjeux et ont dressé des analyses détaillées des erreurs passées en proposant différentes pistes de solutions. Quatre des constats qui ressortent en particulier de ces analyses sont : la

difficulté à adresser la problématique de façon systémique (Villeneuve & Lammafankpotin, 2016), notre inhabilité à remettre en question la façon de créer de la valeur pour la société (Crane, Palazzo, Spence, & Matten, 2014; Jackson, 2009), notre incapacité à intégrer les enjeux de long terme dans les prises de décisions (Bourg & Papaux, 2010) et notre difficulté à développer des outils de mesure intégrés adaptés à ces différents enjeux qui s'ajustent à l'évolution constante des besoins (Lammafankpoltin, 2016). Afin de pouvoir atteindre les 17 objectifs du DD à l'horizon 2030 (les ODDs 2030), il est donc urgent de concevoir des solutions reconnaissant la complexité et la transversalité des enjeux, d'intégrer davantage les trois sphères à tous les niveaux d'analyse (micro, meso, macro) et de considérer les interactions entre les activités humaines et l'environnement à différentes échelles spatio-temporelles avec une perspective cycle de vie et en se donnant des cibles claires et précises (Bringezu et al., 2017; Villeneuve & Lammafankpotin, 2016). À cet effet, de nombreux instruments sont proposés pour différents niveaux d'intervention et de nouvelles démarches opérationnelles voient le jour. C'est le cas, par exemple, de l'analyse systémique de la durabilité développée par l'IFDD et la chaire en écoconseil de l'UQAQ (Tremblay et al., 2016) qui vise à utiliser ou développer des outils de planification, de suivi et d'évaluation pour intégrer toutes les dimensions du DD. Elle repose sur l'idée d'appliquer la pensée systémique à la mise en œuvre du DD en encourageant les parties prenantes à délaisser les approches cloisonnées.

L'analyse des systèmes consiste à définir les limites d'un système, à identifier les éléments importants et les types d'interactions entre ces éléments, puis à déterminer les liaisons qui les intègrent en un tout organisé. L'approche systémique débouche sur la transmission de la connaissance, l'action et la création. (De Rosnay, 1975)

L'analyse systémique est au cœur des travaux proposés dans cette thèse pour optimiser l'utilisation des constituants du lait et améliorer la durabilité de l'industrie laitière.

Les deux prochaines sections dresseront un portrait de l'évolution de l'opérationnalisation du DD et de ses outils en entreprise afin de mettre en évidence leurs limites actuelles dans le contexte de leur application dans l'industrie laitière. De plus, la notion de création de valeur par l'entreprise y sera abordée et remise en contexte dans une perspective de développement durable.

2.3.2 L'opérationnalisation du développement durable et ses outils

En dépit de la réflexion amorcée précédemment, le constat est le suivant : la vision dominante des gouvernements et du monde des affaires est que la mise en pratique du DD devrait permettre de

poursuivre la croissance économique en prenant en compte les contraintes environnementales afin d'augmenter globalement les standards des niveaux de vie. La croissance économique y est considérée comme une partie de la solution où les marchés alliés à la technologie produiront un monde plus riche et écologiquement plus stable (Bill Hopwood et al., 2005). Notons, ici que les pôles économiques et sociaux y sont confondus d'une façon qui révèle fort bien la difficulté à rompre avec la théorie de "la main invisible" du père du capitalisme, Adam Smith (1976) selon laquelle, la poursuite de l'intérêt individuel aurait pour effet d'aboutir à la meilleure organisation possible de l'économie. Cette approche "écono-centrée" présente le formidable avantage de rallier l'intérêt des acteurs économiques sans bousculer leur conception du monde et la poursuite de leur objectif premier, à savoir, la performance économique. C'est pourquoi elle est considérée comme un levier à la mise en œuvre du DD et n'est pas vraiment remise en question par les grandes institutions internationales.

2.3.2.1 Les concepts d'éco-efficience, d'économie verte et d'économie circulaire

Suite au sommet de Rio +20 en 2012, il a donc été proposé différentes déclinaisons pour opérationnaliser le concept de DD, axées sur la croissance économique et la recherche d'un découplage entre croissance économique et impact environnemental. L'accent a en particulier été mis sur le principe d'éco-efficience, une philosophie de gestion industrielle qui consiste à « *Produire plus de valeur en générant moins d'impact* » (Figure 2.3).

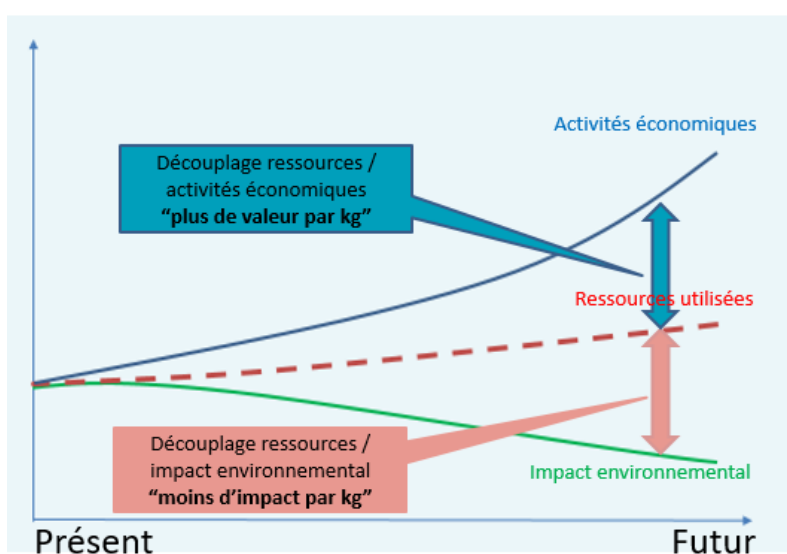


Figure 2.3: Principe de découplage l'utilisation des ressources et la croissance économique et entre le découplage des ressources et l'impact environnemental, adapté de Schmidheiny (1992).

L'industrie y est présentée comme un acteur clé dans la solution de durabilité afin de réduire la dégradation de l'environnement tout en contribuant à l'augmentation de la croissance des richesses. Ce concept n'est pourtant pas une nouveauté, présenté 20 ans plus tôt au sommet de RIO de 1992 (Schmidheiny, 1992), il a ensuite été popularisé par le WBCSD⁸ et est aujourd'hui largement implanté en industrie, notamment dans les plans d'action d'efficacité énergétique.

Son principe est fondé sur trois objectifs d'amélioration:

- La réduction de la consommation des ressources (énergie, eau, utilisation des terres) en améliorant la recyclabilité et la durée de vie des produits et en favorisant les boucles de recirculation des matières.
- La réduction des impacts sur environnement en réduisant la production de déchets, la dispersion des substances toxiques, les émissions dans l'air et l'eau et en favorisant une utilisation durable des ressources renouvelables.
- L'augmentation de la valeur des produits et des services en se concentrant sur l'amélioration de fonctionnalité afin de procurer plus de bénéfices aux consommateurs tout en réduisant l'utilisation des ressources et de la matière.

Les objectifs de l'éco-efficience se retrouvent aussi au cœur d'autres nouveaux concepts popularisés au cours de la dernière décennie, tels que l'économie circulaire, la bioéconomie, l'économie de la fonctionnalité, l'économie de partage et le concept parapluie d'économie verte (D'Amato et al., 2017). Ces concepts s'intègrent dans les mécanismes de fonctionnement du système actuel, en propulsant l'économie au tout premier plan et en proposant des solutions et mécanismes concrets de réduction des pollutions et de consommation des ressources. Il n'est donc pas étonnant qu'ils attirent un nombre croissant d'entreprises qui souhaitent les mettre en œuvre pour faire leur part et préserver leur compétitivité. Ils sont considérés comme des moyens d'incitation au changement. Ils constituent des leviers intéressants pour mettre en mouvement

⁸ World Business Council for Sustainable Development

l'ensemble du système et assurer la transition. En orientant, entre autres, les efforts vers la décarbonisation des systèmes énergétiques et la circularité des flux de matière, ils contribuent à repenser en profondeur les modes de production. Ceci constitue en soi une étape indispensable dans la transformation de notre société.

Au demeurant, ces approches nient la contradiction possible entre l'intensification de l'activité économique et la préservation de l'environnement pour le bien-être humain. Le milieu académique reste donc sceptique quant à leur capacité à procurer le découplage absolu et absolument nécessaire pour stopper la dégradation du capital naturel (Arnsperger & Bourg, 2016; D'Amato et al., 2017). Certains auteurs les voient comme des concepts de demi-mesure qui ne permettront pas de régler réellement le problème de fond relié à un système économique fondé sur la croissance infinie dans un système aux limites finies (Arnsperger & Bourg, 2016; Hopwood et al., 2005; Hauschild, 2015; McDonough & Braungart, 1998; Pottier, 2016).

Ces éléments convergent vers l'idée que la création de valeur économique n'est pas une fin en soi (Gendron & Revéret, 2000) et que le projet d'un développement durable requiert d'accepter qu'il puisse y avoir des compromis à faire sur la création de valeur économique, autrement dit la croissance, afin d'aboutir à la création de valeur sociétale (Jackson, 2009). Cependant, plutôt que d'orienter la réflexion sur la nécessité d'une potentielle décroissance économique, nos travaux s'intéressent plus à la façon de créer différemment de la valeur pour le bénéfice de la société. À ce propos, Van den Bergh (2011 et 2012) rejoint l'idée centrale de Gendron & Revéret (2000) en proposant que les objectifs politiques et sociaux ne reposent plus sur la croissance du PIB comme indicateur de création de valeur, mais qu'ils soient reformulés de façon plus spécifique en termes de taux de création d'emploi, de protection de la biodiversité, de réduction de la pollution et d'autre mesure du bien-être social et sociétal.

Dans la section suivante, nous abordons les notions de valeur, de création de valeur et leur interprétation dans une perspective de développement durable. Ces notions sont les bases fondamentales de cette thèse et seront reprises dans le chapitre 6.

2.3.2.2 La valeur, un concept polysémique

La valeur est une notion simple en apparence, mais elle est subjective et revêt un caractère polysémique. Elle peut en effet prendre différentes définitions selon la nature qu'on lui confère ou l'angle dans lequel on se place (Lachnitt, 1994). Dans le dictionnaire Larousse de la langue

française la valeur réfère au prix d'un produit, mais aussi plus généralement à une mesure quantitative ou d'estime morale ou intellectuelle ou encore au caractère d'une condition requise, d'un effet voulu ou de ce qui est donné par une société comme idéal à atteindre ou comme condition à défendre⁹.

D'un point de vue plus opérationnel, c'est-à-dire lorsqu'on s'intéresse à la valeur d'un bien ou d'un service, on distingue différents types de valeur (valeur de coût, valeur d'usage, valeur d'estime, valeur d'échange...) dont l'importance peut varier selon le type de produit ou encore une fois selon le point de vue duquel on se place (Jouineau, 1982). Cependant, de façon générale, la valeur s'exprime par une relation entre une qualité et un coût ou une fonction et un coût dont la grandeur croît lorsque la satisfaction du besoin de l'utilisateur augmente ou que le coût du produit diminue, tel qu'illustré par l'équation de Lachnitt (1994) :

$$\text{Valeur} = \frac{\text{Qualité}}{\text{Coût}} = \frac{\text{fonction}}{\text{Coût}}$$

Ces relations entre valeur, coût et fonction sont à la base de la méthode d'analyse de la valeur, un outil devenu incontournable, qui permet aux entreprises d'optimiser leur coût de revient et par voie de conséquence d'avoir un effet favorable sur leur rentabilité et leur croissance.

Finalement, dans le cadre d'une organisation, la valeur se définit comme les bénéfices tangibles qui génèrent à l'organisation un avantage concurrentiel sur une base pérenne (Porter et al., 1995). Dans le système économique capitalisme néo-classique, ces bénéfices se mesurent principalement par la création de profit qui permet à l'entreprise et à ses actionnaires propriétaires de faire croître leur capital (Lemerise, 2012). En théorie, le profit monétaire et l'accumulation du capital individuel, ne sont pas les seules finalités du capitalisme même s'ils y sont en pratique les mobiles prioritaires. Ainsi, sous l'angle du développement durable, les bénéfices d'une entreprise pourraient prendre des formes de toute autre nature, en termes de création d'emploi, de protection de la biodiversité, de réduction de la pollution et d'autres mesures du bien-être sociétal, tel que suggéré par van den Bergh & Kallis (2012) ou les concepts de "blended value" d'Emerson (2003) et de création de valeur partagée de Porter & Kramer (2011). Ces concepts seront expliqués en

⁹ <http://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/valeur/80972> consulté le 12 decembre 2017

détail au Chapitre 6. On constate en outre qu'avec l'avènement de la responsabilité d'entreprise (RSE) induite par la pression des parties prenantes, les discours et les pratiques des entreprises changent. Un nouveau prisme de création de valeur semble ainsi vouloir voir le jour dans le milieu des affaires. Cela se traduit par le développement d'initiatives à vocation environnementale et sociale, la naissance d'entreprises hybrides ou à vocation sociale (Doherty et al., 2014) et le développement d'outils, tels que le SROI (Social Return On Investment) pour mesurer les impacts positifs d'une organisation sur la société (Maas & Liket, 2011). Ainsi, si certaines entreprises voient encore le DD comme une contrainte imposée pour garder leur droit d'opérer et améliorer leur image, d'autres y voient une réelle opportunité d'améliorer leur impact sur la société et d'assurer à long terme leur croissance et leur pérennité. Lorsqu'on adopte cette nouvelle posture, le défi pour la firme devient alors de gérer efficacement les tensions qui existent entre la création de profit individuel et privé (une valeur monétaire intrinsèque à la nature de la firme) et la création de valeur collective durable et bénéfique à l'ensemble de la société (Hart & Milstein, 2003). Cet équilibre n'est pas évident à trouver et nécessite des outils efficaces afin que les concepts puissent se matérialiser en activités concrètes et mesurables.

Cette thèse s'appuie sur le principe que la création de valeur est multidimensionnelle, qu'elle doit servir à la fois des intérêts privés et collectifs, mais que sa finalité dans une perspective de DD est avant tout d'aboutir au bien-être sociétal. En économie de l'environnement la notion de bien-être se définit par la formule suivante : Bien-être social = profit de la firme + surplus du consommateur – dommages environnementaux (Bernard, 2011). En d'autres termes, ces différentes composantes de valeur (profit de la firme, surplus du consommateur, maintien du capital environnemental) aboutissent au bien-être sociétal. Il s'avère donc intéressant de développer des outils qui puissent permettre de mesurer ces différentes composantes de la valeur afin de trouver un juste équilibre pour contribuer au bien-être sociétal.

La section suivante dresse un état des lieux des outils de mise en œuvre du développement durable et leurs limites. Le Chapitre 6 propose un nouvel outil de mesure d'EE qui contribue à la recherche d'un équilibre entre les différentes composantes de la valeur, dans une perspective de DD.

2.3.2.3 Les outils d'opérationnalisation du développement durable

Une multitude d'outils ont été développés au cours des vingt dernières années pour répondre aux besoins du développement durable. En 2007, l'IEPF¹⁰ en répertoriait déjà plus de 80 (Bon, 2009). Différentes cartographies selon les typologies d'outils ont ensuite été proposées par plusieurs auteurs (Lanmafankpoltin, 2016; Myllyviita et al., 2016; Ness et al., 2007; Siew, 2015). On distingue les outils de planification stratégique (ex. : EES¹¹, EIE¹², ACB¹³, etc.), les outils de gestion opérationnelle (AFM¹⁴, ACV¹⁵, audits, etc.) et les outils de reddition de compte (indicateurs et grilles d'analyse). Ces différents types d'outils sont encadrés par de nombreux référentiels et normes et ont des frontières d'application très hétérogènes au niveau de :

- leur **temporalité** : rétrospectif/prospectif; stationnaire/dynamique; long-terme/court-terme
- leur **intégration du DD** : économique, environnemental, social
- leur **objet d'analyse** : analyse de certaines substances spécifiques (ex : AFM) ou cycle de vie complet (ACV) d'un produit, d'une chaîne de valeur, d'une entreprise, d'une région, de la société.

La plupart des grandes entreprises sont aujourd'hui engagées dans une démarche de DD ou de RSE, mais à des niveaux d'intégration et de maturité très variables (Schaltegger, 2012). Les référentiels tels que les normes ISO 26000 ou la famille des normes ISO 14000, le GHG Protocol, le PAS 2050, sont des exemples d'outils procéduraux pour faciliter l'opérationnalisation de ces démarches. Les grilles d'analyses sont quant à elles très utilisées pour la reddition de compte. Au demeurant, les approches les plus élaborées de démarche de DD en entreprise sont celles qui :

¹⁰ Institut de l'énergie de l'environnement de la francophonie

¹¹ Évaluation environnementale stratégique

¹² Étude d'impact environnemental

¹³ Analyse coûts bénéfices

¹⁴ Analyse de flux de matière

¹⁵ Analyse du cycle de vie

- adoptent une **vision holistique** basée sur la **pensée cycle de vie**
- intègrent **plusieurs dimensions du DD**
- intègrent des **cibles d'amélioration** basées sur des références sectorielles ou nationales plutôt que des références internes à l'organisation.

Ces approches sont très présentes dans les cas d'étude en recherche, mais pour l'instant encore peu utilisées par les entreprises (Myllyviita et al., 2016). De plus, elles nécessitent l'utilisation de plusieurs outils complémentaires car aucun instrument ne peut prétendre refléter intégralement l'ensemble des impacts positifs ou négatifs d'une entreprise sur la société ou mesurer de façon holistique la portée de sa démarche DD (Maas & Liket, 2011).

2.3.2.4 Les indicateurs et les grilles d'analyse

Les grilles d'analyse, telles que celles du GRI, regroupent de nombreux indicateurs et indices qui intègrent généralement les trois dimensions du DD. Cependant, elles évaluent l'amélioration continue de la pratique du DD, mais rarement l'impact des mesures prises pour atteindre des cibles spécifiques et quantifiées (Pras & Zarlowski, 2013). En outre, même si elles visent de plus en plus à établir des mécanismes permettant une convergence entre les comportements et les cibles, la priorisation des objectifs est souvent conditionnée par les perceptions et les moyens de pression exercés par les parties prenantes sans une réelle cohérence systémique Brunsson (2003). Le principal problème de ces grilles d'analyses réside dans le fait qu'elles permettent aux entreprises de choisir les indicateurs qui les arrangent et donnent une vision très partielle et partielle de la performance de l'entreprise en matière de durabilité (Siew, 2015). Elles ont donc un impact limité et servent plus souvent à se déculpabiliser et à s'auto gratifier qu'à adopter une réelle démarche d'amélioration continue en matière de DD (Libaert, 2010).

2.3.2.5 La pensée cycle de vie et ses outils

La pensée cycle de vie est une philosophie de gestion qui vise à couvrir l'ensemble des processus reliés au cycle de vie d'un produit, d'un service, d'une organisation ou d'un système afin d'éviter que des améliorations locales ne soient que la résultante d'un déplacement du problème ailleurs dans le temps ou dans l'espace (Revéret, 2010). Les outils d'analyse du cycle de vie sont utilisés pour aider les gestionnaires dans leur prise de décision, soit dans une perspective prospective pour évaluer les conséquences d'une prise de décision (analyse conséquentielle), soit dans une

perspective d'amélioration continue pour identifier les facteurs principaux contribuant aux impacts d'un système et pour trouver des alternatives pour les réduire (analyse attributionnelle). Elles servent ainsi à comparer des produits, des procédés, des chaînes d'approvisionnement, des systèmes de gestion de déchet, etc. (Jolliet et al., 2010). La SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) et le programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) ont créé, au sommet de Johannesburg en 2002, la Life Cycle Initiative afin de développer des méthodes pour opérationnaliser la pensée cycle de vie au niveau des trois dimensions du DD. Trois outils ont ainsi été développés, l'AeCV, AcCV et l'AsCV (Figure 2.4).

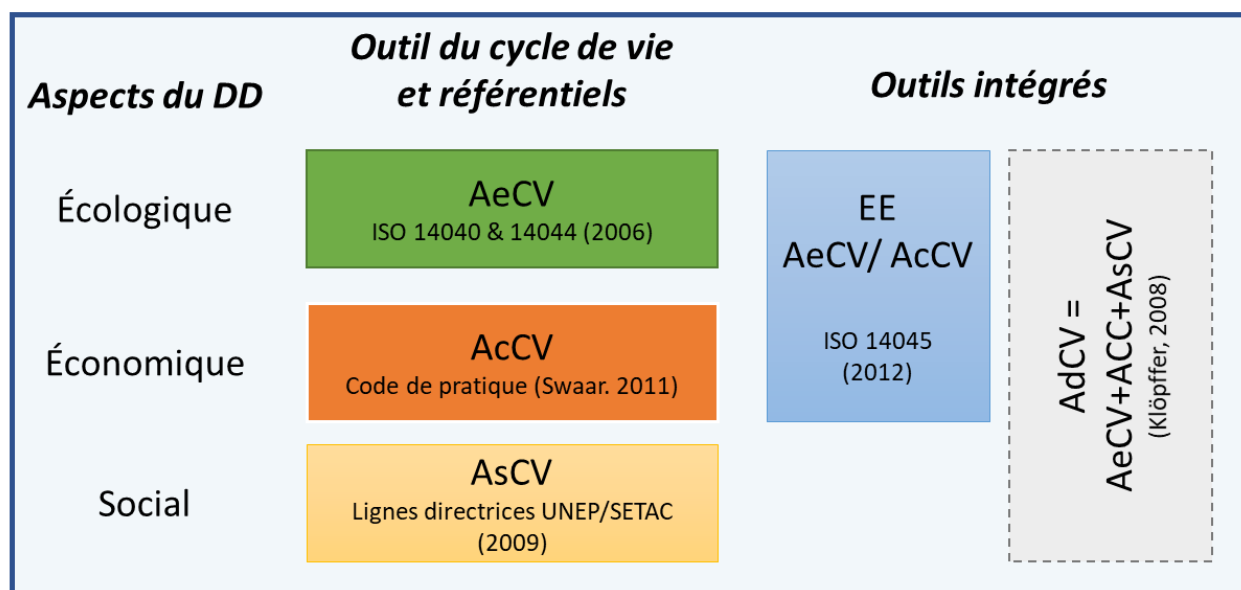


Figure 2.4: Les outils du cycle de vie

L'analyse environnementale du cycle de vie (AeCV), née dans les années 90, est l'outil de la série le plus abouti. Il est encadré par les normes ISO 14040 et 14044 (ISO, 2006a, 2006b) et consiste à compiler tous les intrants et sortants des processus reliés à un système de produit (de l'extraction des matières premières à la fin de vie) de façon à évaluer les impacts environnementaux potentiels qui y sont associés. Son pendant économique, **l'analyse du coût du cycle (AcCV)** s'est jointe aux outils de la pensée cycle de vie, suite aux travaux de Hunkeler (2008) et de Swarr (2011) qui ont abouti à la publication par la SETAC d'un code de mise en pratique. En réalité, l'AcCV ne tire pas son origine de l'AeCV et est d'ailleurs encore beaucoup utilisée indépendamment de l'AeCV. Elle remonte aux années 30 et consiste en une démarche comptable d'identification de l'ensemble des coûts financiers induits par l'achat d'un bien tout au long de sa durée de vie

(Hunkeler, et al., 2008). Elle diffère des analyses de coûts comptables conventionnelles, car elle intègre les phases d'usage et de fin de vie aux coûts standards d'un système de produit. Elle est particulièrement intéressante pour les produits dont les coûts de maintenance ou d'utilisation peuvent être élevés sur la durée de vie du produit (secteur automobile, aéronautique, bâtiment...). Enfin, **l'analyse sociale du cycle de vie (AsCV)**, le plus récent outil de la série, est encore à un stade de développement préliminaire. Il vise à mesurer les impacts potentiels sociaux positifs ou négatifs d'un système de produit sur l'ensemble de son cycle de vie dans le but ultime d'améliorer le bien-être des parties prenantes de la chaîne de valeur (Chhipi-Shrestha et al., 2015). L'UNEP/SETAC a publié en 2009 des lignes directrices pour la conduite de AsCV, mais il n'y a pas encore de consensus scientifique sur sa méthodologie et plusieurs méthodes cohabitent. De plus, ces études sont coûteuses en temps et présentent de nombreuses incertitudes. Le manque de données, le manque de fiabilité des données obtenues et les biais entraînés par les méthodes d'agrégation et de pondération sont encore des défis importants pour la réalisation d'AsCV. Elles sont donc peu utilisées dans le contexte des entreprises (Chhipi-Shrestha et al., 2015).

L'AeCV, l'AcCV et l'AsCV peuvent être utilisées de façon indépendante, cohabiter parallèlement ou être mises en relation afin de devenir des outils intégrés de durabilité (Revéret, 2010). La première tentative d'intégration des trois composantes a été proposée par Klöpffer (2003) et Klöpffer & Renner, (2008) et reprise dans une publication de l'UNEP/SETAC (2011) sur l'analyse de durabilité du cycle de vie (AdCV). Elle se base sur la formule conceptuelle de Klöpffer et al. (2010) (Equation 2.1).

$$\text{AdCV} = \text{AeCV} + \text{AcCV} + \text{AsCV} \quad (2.1)$$

Toutefois, cette intégration est purement procédurale et soulève des questions méthodologiques et opérationnelles notamment quant à l'arrimage des frontières spatio-temporelles, la définition d'une unité fonctionnelle commune et le risque de double comptage entre les dimensions (Chhipi-Shrestha et al., 2015; Revéret, 2010).

En parallèle, et indépendamment du développement des outils d'ACV, des analyses permettant d'évaluer l'EE de système de produit se sont également développées. Ces analyses promues par le WBCSD dès le début des années 2000 se traduisaient essentiellement par la mesure d'un ratio entre la performance économique et la performance environnementale d'un système, mais ceci sans nécessairement adopter une vision cycle de vie. La convergence des outils d'EE avec l'ACV est en

grande partie due aux travaux de Saling et al. (2002) au début des années 2000, mais elle ne s'est officialisée qu'en 2012 avec la publication de la norme ISO 14045 (ISO, 2012). Cette intégration des composantes AeCV et AcCV présente cependant elle aussi de nombreux défis méthodologiques et opérationnels pour évaluer la durabilité. Finkbeiner (2013) et Heijungs et al. (2013) ont pu démontrer notamment que l'AeCV et l'AcCV présentent des incohérences conceptuelles dans la façon de comptabiliser les flux et d'évaluer le temps. En outre, nous démontrerons dans la section 2.4.3 et au chapitre 6 que la norme ISO 14045 présente également plusieurs autres enjeux méthodologiques.

Ainsi, les nombreux outils déployés pour la mise en pratique de la durabilité sont loin d'avoir atteint un haut degré de maturité. Ils sont peu standardisés et de nombreux défis méthodologiques limitent leur efficacité à atteindre les objectifs auxquels ils souhaitent répondre. Force est de constater qu'il reste donc encore bien du chemin à parcourir pour déployer des outils intégrés et efficaces en vue d'un réel développement durable.

2.3.3 L'opérationnalisation du DD dans l'industrie laitière

L'industrie laitière est consciente qu'elle a un rôle important à jouer pour l'atteinte des ODDs 2030, dans la lutte contre les changements climatiques et dans la nutrition saine d'une population en croissance (FAO, 2019). La Fédération Internationale de Laiterie (FIL-IDF) a d'ailleurs formé un comité permanent pour soutenir et développer des initiatives qui traitent les enjeux nutritionnels, éthiques, sociaux et environnementaux reliés à son industrie (FIL-IDF). Au sommet mondial du lait de 2016, elle a signé la déclaration de Rotterdam en collaboration avec la FAO, une initiative qui vise à adopter une approche intégrée pour améliorer la durabilité du secteur laitier. L'industrie laitière canadienne fait partie des signataires de cette déclaration.

D'un point de vue historique et opérationnel, une partie des efforts de DD s'est concentrée jusqu'à présent sur l'amélioration de l'éco-efficience de la production du lait à la ferme. L'intensité des émissions des GES entre 2005 et 2015 a ainsi diminué de 11% passant de 2.8 à 2.5 kg de CO₂ eq./kg de lait au niveau mondial (FAO, 2019). À ce titre, l'Amérique du Nord affiche le meilleur rendement de lait au monde, soit 9867 kg/vache/an. C'est la seule région du monde à avoir réduit ses émissions nettes de GES de 5% en 10 ans grâce à une amélioration de rendement de 2.2% par an pour une croissance de production de 2.1% en 10 ans. Au demeurant, dans les quatre dernières années, cette tendance s'est vraisemblablement inversée en raison de l'augmentation majeure de la

production de lait pour répondre à la demande croissante de produits riches en matière grasse. Au Canada, la production de lait aurait ainsi crû de 13% entre 2015 et 2018 (Statistics Canada, 2019). Dans les autres régions du monde, la croissance importante de la production, s'élevant à plus de 30% globalement, s'est traduite par une augmentation des émissions de 18% en absolu entre 2005 et 2015 (FAO, 2019). Ainsi, tous les efforts pour améliorer l'éco-efficience du lait semblent jusqu'à présent vains pour réduire les émissions de GES en absolu. Le problème est lié à deux phénomènes : une croissance de la consommation de produit laitier dans les pays en voie de développement et en Chine et une augmentation de la demande pour les produits laitiers riches en matière grasse dans les pays développés, tels qu'au Canada. Au regard de ces éléments, il semble donc important d'adopter une **stratégie de réduction des émissions de GES plus holistique pour tenir compte des synergies entre la production et la consommation**. Les transformateurs laitiers qui ont un pouvoir d'influence sur les consommateurs et un pouvoir décisionnel sur leur chaîne d'approvisionnement pourraient avoir un rôle important à jouer dans l'optimisation de la production du lait et l'utilisation de ses constituants (Augustin et al., 2013). **Or, les efforts des transformateurs en matière de DD se sont essentiellement concentrés jusqu'à présent sur des actions ne dépassant pas les frontières de leurs usines**, avec la mise en place de programmes d'efficacité énergétique, de réduction de la consommation d'eau, de rejet d'eaux usées ou d'optimisation du transport et des emballages (IDF, 2018a). Ces actions, pour la plupart basées sur le concept d'éco-efficience et permettant d'allier productivité des ressources et rentabilité financière, ont été promues par la parution de plusieurs guides et de lignes directrices au cours de la première décennie du 21^e siècle (Benoit et al., 2018). Le guide de l'UNEP "Eco-efficiency for the dairy processing industry" (Prasad et al., 2004) a sans doute été le plus complet en la matière à paraître avant 2010. Cependant, tout comme les autres guides existants dans le domaine, il n'offre pas de mesure de performance basée sur la pensée cycle de vie ou sur l'évaluation des impacts environnementaux. Ces guides proposent uniquement quelques indicateurs d'éco-efficience qui se concentrent, pour la plupart, sur la consommation de ressources (énergie, eau, emballage, etc.) ou de déchets générés par unité de production (Benoit et al., 2018). Ce n'est que dans les dix dernières années, qu'un nombre croissant d'analyses du cycle de vie concernant le secteur laitier a permis de mettre de l'avant l'intérêt d'adopter une vision plus systémique et de mieux comprendre l'importance de l'interface production-transformation pour réduire l'empreinte environnementale de l'industrie. La parution notamment en 2009 d'une première revue de littérature par l'IDF

recensant plus de 60 études d'AeCV a mis en évidence que **la production du lait à la ferme était le plus gros contributeur aux impacts du lait de consommation et du fromage, sur l'ensemble du cycle de vie (de la ferme à la table incluant la gestion des déchets) de ces produits**. Selon ce document, les étapes de production du lait à la ferme représenteraient respectivement entre 85 et 95% des impacts sur les changements climatiques et 40 à 70% des impacts sur l'épuisement des ressources, pour le lait de consommation et le fromage (Hambly, 2011). Par la suite, d'autres revues de littérature couvrant un plus grand nombre de produits laitiers et un plus grand nombre de catégories d'impacts sont venues renforcer ces résultats (Üçtuğ, 2019). Ces études soulignent également des différences significatives d'impacts selon les produits laitiers. Le Tableau 2.3, démontre que parmi les 4 principaux produits laitiers, le beurre a un impact environnemental environ 8 fois plus élevé que les autres produits. Le fromage arrivant en deuxième position, suivi de loin par le yogourt (régulier) et le lait de consommation. **Ces différences majeures sont directement corrélées à la quantité de lait nécessaire à leur fabrication**. Il faut en effet, dix fois plus de lait pour produire du beurre (Üçtuğ et al., 2019) et 8 à 9 fois plus de lait pour produire du fromage (Hambly, 2011) que pour produire du lait de consommation. En outre, lorsqu'on s'intéresse à l'utilisation des ressources non renouvelables, il s'avère que la fabrication de poudre de lait (non disponible dans le tableau) présente plus d'impact que tous les autres produits à cause du processus de séchage extrêmement énergivore (Hambly, 2011).

Tableau 2.3 : Comparaison des impacts de certains produits laitiers adapté de Üçtuğ (2019)

Catégorie d'impact	Unité	Lait de consommation	Yogourt régulier	Fromage	Beurre
Changement climatique	kg CO2 eq.	1.53	2.72	7.95	15.75
Potentiel d'acidification	kg SO2 eq.	0.01	0.02	0.08	0.26
Eutrophisation (eau douce)	kg PO4 eq.	4.41E-03	3.60E-03	1.91E-02	6.57E-02
Utilisation des terres	Kg C deficit	53.50	64.40	244.00	336.00
Rarification de l'eau	l H2O eq.	2.21	3.86	10.40	11.80

Ainsi, la quantité de lait entrant dans la phase de transformation a une influence majeure sur l'empreinte environnementale des produits laitiers et **l'utilisation efficiente du lait est déterminante pour réduire l'impact environnemental des produits laitiers**. Djekic et al. (2014) suggère à ce titre que l'encouragement des innovations dans la formulation de produit (par exemple en réduisant la quantité de matière grasse du lait entrant dans la composition du beurre) pourrait réduire significativement les impacts. Milani et al. (2011) rejoint cette idée en suggérant de

remplacer certains nutriments du lait par des équivalents ayant moins d'impacts sur l'environnement et en améliorant la valorisation du lactosérum. Toutefois, la plupart des recommandations restent centrées sur l'amélioration de l'efficacité énergétique des équipements, l'optimisation des transports, l'utilisation de sources d'énergie renouvelables, la réduction de la consommation d'eau et la diminution des pertes de matières à l'usine de transformation (Milani et al., 2011; Üçtuğ, 2019).

Deux très récents rapports de la FAO (2019) et de la FIL-IDF (2018a), synthétisent les principaux enjeux actuels et les priorités d'action pour les adresser. Ainsi, les facteurs clés pour améliorer l'empreinte carbone de la filière seraient :

- L'amélioration de l'éco-efficience de la production du lait en augmentant le rendement de lait par vache.
- Des changements dans les pratiques de production pour protéger les puits de carbone (forêts et pâturage)
- De meilleures pratiques à la ferme (gestion des fumiers, des fertilisants et réduction de l'utilisation des énergies fossiles).
- La diminution de l'intensité de la demande en ressources et la réduction des pertes et du gaspillage de ressources (en particulier du lait) sur l'ensemble de la chaîne de valeur en prenant des mesures pour :
 - Mettre en œuvre des boucles de circularité
 - Optimiser les rendements des procédés de production
 - Optimiser l'utilisation des nutriments du lait
 - Réduire la consommation de produits laitiers transformés au profit du lait de consommation
 - Augmenter la durée de vie des produits laitiers

Le rapport DD de la FIL-IDF (2018a) **souligne également le manque de vision systémique et de synergies entre la production et la transformation laitière**. L'adoption de la pensée cycle de vie est mise de l'avant pour assurer la mise en œuvre du DD. L'AeCV est recommandée afin de mieux comprendre les sources d'impacts, identifier des zones potentielles d'amélioration et évaluer les

meilleures pratiques de réduction des émissions de GES. Malgré, la publication en 2010 de lignes directrices de réalisation d'ACV afin de permettre à l'industrie d'évaluer son empreinte carbone avec une méthode standardisée (IDF, 2010), le rapport **identifie un manque de cadre d'analyse (outils de mesure et méthodes) pour mettre en œuvre des actions efficaces** : *“the lack of broadly recognized frameworks (metrics and method) for measuring environmental performance is a bottleneck to effective action”*. En 2015 une deuxième édition du guide *“A common carbon footprint approach for the dairy sector: The IDF guide to standard life cycle assessment methodology”* a vu le jour pour améliorer les méthodologies d'allocation des co-produits. Depuis, des travaux se poursuivent en partenariat avec le programme LEAP¹⁶ de la FAO pour l'amélioration et l'harmonisation des approches de quantification des émissions de GES dans le secteur du bétail. Cependant, **ces approches restent limitées à l'évaluation d'une seule catégorie d'impact environnemental (l'empreinte carbone) et les méthodologies proposées pour la gestion de la multifonctionnalité** (principes d'allocation entre lait et viande ou entre fromage et lactosérum par exemple) **restent très génériques et nécessitent des approfondissements** (Finnegan, 2018). Finalement, ces rapports occultent presque complètement la dimension sociale du DD et l'existence d'outil pour mesurer l'EE de l'industrie laitière. Il existe d'ailleurs très peu d'études basées sur l'approche cycle de vie qui mesurent les impacts sociaux (Chen & Holden, 2017) ou l'éco-efficience de l'industrie laitière (Benoit et al., 2018).

Par ailleurs, l'analyse qualitative des rapports de DD et des sites Web des grandes entreprises du secteur laitier implantées au Canada (Danone, Saputo, Parmalat, Agropur, General Mills) révèle une grande hétérogénéité dans le niveau de maturité de leur démarche (Annexe D). De plus, les outils de reddition de compte divulgués par ces entreprises démontrent que bien que l'approche cycle de vie soit souvent privilégiée pour l'évaluation des impacts environnementaux (incluant les fournisseurs, les consommateurs et la fin de vie), leur démarche est en général limitée à l'analyse des émissions de GES et s'arrête souvent au “scope 2” du GHG protocol ; c'est-à-dire qu'elle n'inclut que les émissions directes de GES reliées aux sites d'opérations et les émissions de GES indirectes uniquement reliées à la production d'électricité consommée. Les émissions de scope 3

¹⁶ LEAP Livestock Environmental Assessment and Performance

non incluses représentent quant à elles les opérations de l'ensemble de la chaîne de valeur¹⁷. Les autres indicateurs utilisés sont pour la plupart des indicateurs de consommation (litre d'eau, kwh d'électricité, kg de déchets solides, etc.) au niveau des sites d'opérations. Ces flux physiques sont les causes des impacts sur l'environnement, mais les relations de cause à effet, qui sont modélisées en analyse de cycle de vie pour évaluer l'impact potentiel de ces flux sur l'environnement ne sont pas évaluées. De plus, même si certaines entreprises démontrent un bon niveau d'intégration des trois dimensions du DD (Danone et General Mills), elles ne semblent pas pour autant utiliser d'outils de mesure qui leur permettent d'évaluer leurs impacts environnementaux, économiques et sociaux de façon intégrée. D'ailleurs, aucune d'entre elles ne mentionne l'utilisation de l'AsCV de l'AcCV, ni de l'EE pour la mesure de leurs impacts sur la société. Seules l'AeCV ou l'approche cycle de vie sont parfois mentionnées.

Les outils d'opérationnalisation du DD sont donc loin d'avoir atteint un haut degré de maturité et de standardisation que ce soit dans l'industrie laitière ou même de façon plus générale. La dernière section de cette revue de littérature s'intéresse plus spécifiquement aux outils de mesure d'EE afin d'identifier leurs opportunités d'amélioration dans une perspective de DD.

2.4 La mesure d'éco-efficienne (EE)

Nous avons sommairement présenté le concept d'EE à la section 2.3.2.1 en le mettant en contexte par rapport aux différents instruments d'opérationnalisation du DD. Dans cette section nous nous intéresserons plus spécifiquement à la méthodologie d'évaluation d'EE des systèmes de produits. Certains aspects très sommairement abordés dans les sections précédentes y sont également approfondis.

2.4.1 Naissance, définition originale et déviation du concept d'éco-efficienne

À la suite du rapport Brundtland, le BCSD¹⁸ est mandaté par l'ONU pour développer une proposition sur la façon dont le secteur privé pourrait participer à l'atteinte des objectifs du DD. La

¹⁷ GHG Protocol <http://ghgprotocol.org/>

¹⁸ Business Council for Sustainable Development

réponse paraît dans le livre *“The changing course”* publié également à l’occasion du Sommet de la Terre de RIO en 1992. L’EE y est défini comme ceci :

Eco-efficiency is reached by the delivery of competitively priced goods and services that satisfy human needs and bring quality of life, while progressively reducing the environmental impacts and resource intensity throughout the life cycle, to a level at least in line with the earth’s estimated carrying capacity” (Schmidheiny, 1992)

L’industrie y est présentée comme un acteur clé dans la solution de durabilité afin de réduire la dégradation de l’environnement tout en contribuant à l’augmentation de la croissance des richesses. Tout comme le concept de DD, l’EE intègre les trois volets du développement durable : (1) l’économique : la fonction de production concurrentielle, (2) le social : satisfaire les besoins humains et procurer une qualité de vie, (3) l’environnemental : réduire les conséquences écologiques en y incluant une perspective cycle de vie et en reconnaissant les limites des ressources planétaires. Ainsi, au sommet de la terre de Rio, l’EE apparaît comme un nouveau concept d’affaire pour la mise en application de l’agenda 21 dans le secteur privé.

Ensuite, le WBCSD¹⁹ a largement contribué à véhiculer le développement du concept d’EE en entreprise en le présentant comme le pendant du DD pour le milieu des affaires. L’EE y est alors présentée comme une philosophie de gestion industrielle qui permet de ***“créer plus de valeur en ayant moins d’impact sur l’environnement”*** tel qu’expliqué à la section 2.3.2.1. Elle s’interprète aussi comme une façon de ***“produire plus avec moins”*** et se quantifie alors par un ratio entre les extrants (le résultat) et les intrants (les moyens utilisés). Sous cet angle, elle représente une augmentation de productivité qui a pour conséquence, l’augmentation de la valeur et/ou la réduction des coûts par une meilleure gestion des ressources (De Simone, 1999). L’éco-efficience prend alors le sens donné à *“l’efficience”* dans le dictionnaire québécois de la langue française, à savoir : *“le rapport entre les résultats obtenus et les ressources utilisées pour les atteindre”*. Le préfixe “eco” fait quant à lui “écho” à la croissance économique autant qu’à l’écologie. Le concept se différencie en ce sens du concept d’efficacité qui se définit par le rapport entre les résultats obtenus et les objectifs fixés. C’est pourquoi Heijungs propose de rebaptiser le concept d’éco-efficience par celui *“d’éco-productivité des ressources”*, car, selon lui, l’EE n’aurait pas de lien

¹⁹ World Business Council for Sustainable Development

direct avec la recherche d'optimisation d'un résultat (Heijungs, 2007). Ces nuances sémantiques ont leur importance car elles orientent la finalité qu'on attribue à l'EE. En effet, l'EE, telle que conceptualisée par le milieu des affaires, est vue comme une fin en soi pour atteindre un développement durable alors que ce n'est en réalité qu'un moyen d'y parvenir en prenant pour hypothèse sous-jacente que la réduction des intrants par unité de production aura pour effet de découpler la création de valeur des impacts environnementaux en absolu. Une hypothèse, réfutable et réfutée par les résultats de nombreux projets d'efficacité énergétique. En effet, en raison des effets rebonds aussi nommés le paradoxe de Jevons, les projets d'éco-efficience ont essentiellement conduit jusqu'à présent à une augmentation des impacts environnementaux (Huesemann, 2004). Dans de nombreuses entreprises, le concept est resté à ce stade de philosophie de gestion. C'est notamment le cas dans l'industrie laitière (section 2.3.3).

Il apparaît donc pertinent de **reconceptualiser et de modifier les façons de mettre en œuvre l'EE, afin qu'elle se rapproche de l'objectif original qui lui était attribué**, à savoir : créer de la valeur en réduisant les impacts environnementaux et l'utilisation des ressources avec une perspective cycle de vie afin de respecter les limites planétaires. Suite aux constats mis en évidence dans la section 2.3.2, **il semble raisonnable de prendre pour hypothèse que cette reconceptualisation doit, entre autres, passer, par : (1) une redéfinition de la façon de créer de valeur pour la société et par (2) le développement d'outils adaptés pour la mesurer.**

La section suivante présente la typologie des outils disponibles pour mesurer l'EE et leur évolution dans le temps.

2.4.2 Évolution de la mesure d'EE et typologie des modèles disponibles

À l'instar de l'efficacité, l'EE est un concept mesurable. Il existe cependant des façons variées de la mesurer.

2.4.2.1 Les ratios et les indices

Tout comme l'efficacité d'un système qui est généralement quantifiée par le ratio entre les résultats (les extrants) et les moyens utilisés pour y parvenir (les intrants), l'éco-efficience se mesurait originellement par le ratio de la valeur générée par unité d'impact environnemental ou par unité de ressource utilisée (WBCSD, 2000) (Figure 2.5).

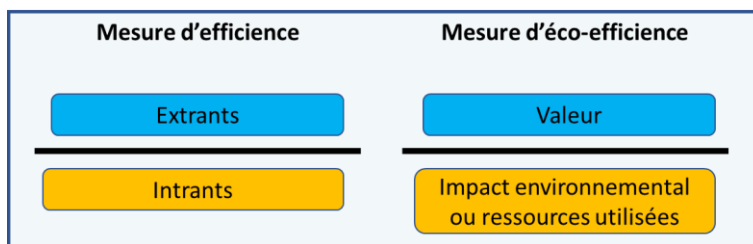


Figure 2.5 : Ratios d'efficacité et d'éco-efficacité

Toutefois, ces ratios se sont ensuite déclinés de différentes façons (Figure 2.6). Ainsi, selon la perspective des entreprises qui les ont utilisés (Huppès & Ishikawa, 2005b), l'approche peut être qualifiée de :

- **“productiviste”** si on souhaite mesurer l'intensité de la production par unité environnementale ou l'intensité environnementale par unité de production
- **“environnementaliste”** si on souhaite mesurer le coût d'une amélioration environnementale ou l'amélioration environnementale par unité de coût. Cette approche peut aussi se qualifier d'approche coût-bénéfice.

Approche productiviste	Approche coût-bénéfice
$\text{ÉE} = \text{VALEUR} / \text{IMPACT ENV.}$ Productivité environnementale	$\text{ÉE} = \text{COÛT} / \text{Réduction IMPACT ENV.}$ Coût d'une amélioration environnementale
$\text{ÉE} = \text{IMPACT ENV.} / \text{VALEUR}$ Intensité environnementale de la production	$\text{ÉE} = \text{Réduction IMPACT ENV.} / \text{COÛT}$ Amélioration environnementale par unité de coût

Figure 2.6 : Les 4 formes de ratios d'éco-efficacité; adapté de Huppès and Ishikawa (2005a)

Ainsi le numérateur et le dénominateur peuvent être interchangés selon l'objectif de l'analyse. Ces ratios peuvent, en outre, être pluriels si la mesure de la performance environnementale ou de valeur sont multicritères et évaluées par des indicateurs non agrégés. Ces modèles sont très hétérogènes. La composante environnementale peut être mesurée par des flux économiques (consommation d'eau, d'énergie, de produits chimiques, etc.) ou des émissions dans l'environnement (émissions de GES, émissions de substances toxiques, etc.) ou par des indicateurs d'impact environnemental (eutrophisation des milieux aquatiques, changements climatiques, etc.). La composante de la valeur peut également être mesurée par des flux physiques (unités ou volumes de production, etc.) ou

monétaires (profit net, valeur ajoutée, coût de production, etc.) (Benoit et al., 2018). De plus, le choix des indicateurs est laissé à la discrétion de celui qui réalise l'analyse et adopte rarement une perspective cycle de vie (Maxime et al., 2006).

Par ailleurs, les ratios sont difficiles à interpréter, car une augmentation du score d'EE ne garantit pas nécessairement une amélioration des deux composantes (valeur et environnement) et peut même résulter en une dégradation d'un des deux indicateurs, et ce, que ce soit en valeur relative ou absolue. Huppès (2007) et Mami et al. (2017) ont très bien démontré ces problèmes reliés à la structure analytique des modèles qui peuvent entraîner des inversions de signes et beaucoup de confusion.

De plus, dans la pratique, de nombreuses analyses proposent des indices, c'est-à-dire que les scores des indicateurs sont normalisés par rapport à une valeur de référence qui peut être interne ou externe au système (Saling et al., 2002). Dans cette lignée, un des plus vieux modèles est probablement celui du facteur X qui calcule le ratio du score d'EE de deux produits ou systèmes afin de comparer la performance d'EE de ces deux alternatives et de sélectionner la meilleure des deux. Le score est dans ce cas relatif aux systèmes considérés qui peuvent dans l'absolu avoir chacun, soit une très mauvaise performance environnementale, soit une très mauvaise performance de valeur, soit une très mauvaise performance d'EE ou les trois à la fois. Ces modèles ont d'ailleurs reçu des critiques virulentes de la part de plusieurs auteurs qui leur reprochent de ne pas permettre de connecter l'écocoefficiance mesurée à un objectif de durabilité absolue (Hauschild, 2015; McDonough & Braungart, 1998). Certains auteurs proposent à ce titre d'introduire une notion de recherche d'efficacité en matière de durabilité dans la mesure d'EE par l'ajout de cibles d'optimalité (Bjørn & Hauschild, 2013; Huppès, 2009)

2.4.2.2 Les modèles graphiques

Les premiers modèles graphiques ont été proposés par la firme BASF (Saling et al., 2002) puis repris par Huppès & Ishikawa (2005a) et plus récemment par nos collègues Mami et al. (2017) et Chaudron (2019). Ils présentent l'avantage d'être plus transparents et de faciliter l'interprétation des résultats en cas de situation de compromis. En effet, selon le cadran dans lequel se situe l'alternative (Figure 2.7), on pourra conclure qu'une situation est (1) "gagnante-gagnante", c'est-à-dire qu'elle permet à la fois de créer de la valeur et d'améliorer la performance environnementale du système ; (2) "perdante-perdante", c'est-à-dire qu'elle entraîne une dégradation de la

performance environnementale et de la valeur du produit ; (3) “de compromis” c’est-à-dire qu’elle permet d’améliorer uniquement une des deux composantes (valeur ou impact environnemental). Les modèles les plus élaborés, permettent également d’introduire des objectifs d’optimalité, des compromis acceptés socialement et de connecter la performance d’EE d’un produit ou d’une entreprise à celle d’un secteur d’activité ou d’un territoire. Le modèle que nous avons développé dans cette thèse (Figure 2.7) s’inspire à ce titre des travaux de Huppès & Ishikawa (2005a) et de Mami et al. (2017).

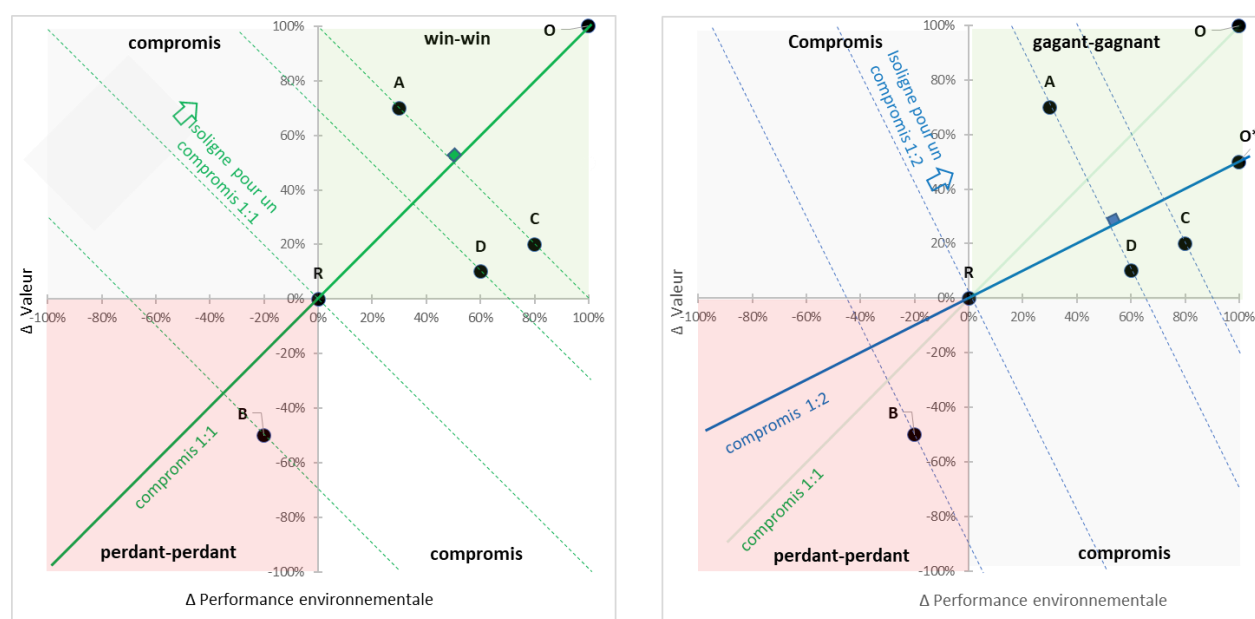


Figure 2.7 : Modèle d'éco-efficience graphique

Dans ce modèle, l’axe des X représente la différence de performance environnementale des alternatives A, B, C, D avec une référence R positionnée au centre du graphique. L’axe des Y représente la différence de valeur créée des alternatives A, B, C, D par rapport à cette même référence R. Ainsi, dans cet exemple, les alternatives A, C et D sont plus éco-efficientes que la référence R et l’alternative B est moins éco-efficiente que la référence R. L’objectif est de déterminer l’alternative qui maximise la création de valeur et la performance environnementale, conformément au compromis accepté par la société entre ces deux dimensions. Un compromis 1 : 1 (graphique de gauche) signifie que la société attache autant d’importance à une amélioration de la création de valeur qu’à une amélioration environnementale. Dans cette situation, l’optimum théorique serait le point O et les points A et C, ou tout autre point placé sur la même perpendiculaire que ces deux points par rapport à la droite de compromis, sont iso-efficients, c’est-à-dire qu’ils ont

le même score d'éco-efficience. De plus, ils sont plus éco-efficients que toutes les autres alternatives. Au demeurant, un compromis de 1 : 2 (graphique de droite) signifie que la société accorde deux fois plus d'importance à une amélioration environnementale qu'à une amélioration de la valeur. Dans ce deuxième cas, l'optimum théorique devient O^* . Les points A et D sont alors iso-efficients, mais ils sont moins éco-efficient que le point C. Le point C est l'alternative la plus éco-efficiente. Les perpendiculaires aux droites de compromis sont ici appelées des isolignes. Le chapitre 6 utilise ce modèle pour évaluer l'EE de 11 systèmes de production de YG.

2.4.2.3 L'analyse d'EE par enveloppement des données (AED)

L'analyse d'EE par enveloppement des données est sans aucun doute la méthode la plus élaborée. C'est une méthode d'analyse multidimensionnelle qui met en œuvre des techniques mathématiques de programmation linéaire afin d'établir des benchmarks entre différentes alternatives. Elle permet d'obtenir un score d'EE global pour chaque scénario sans avoir recours aux méthodes de pondérations classiques (Kuosmanen & Kortelainen, 2005). L'algorithme calcule directement le poids relatif de chaque indicateur en leur accordant le meilleur score possible sous la contrainte qu'aucune alternative ne soit déclarée aussi efficace avec le même système de pondération. Cela évite aux décideurs d'avoir à attribuer des poids relatifs à chaque indicateur. L'approche ne date pas d'hier, utilisée pour différents types d'analyse multicritères, elle trouve ses premières applications dans les benchmarks de performance d'entreprises (Charnes et al., 1978). Elle est utilisée en EE pour benchmarker des systèmes de production ou de produits appartenant à un même secteur d'activité à l'échelle d'une région ou d'un pays. Elle consiste à identifier les systèmes les plus efficaces, c'est-à-dire des systèmes non dominés sur au moins une des deux dimensions mesurées, qui constituent le front de Pareto (Ngatchou et al., 2005). Néanmoins, pour que la méthode fonctionne, le nombre de scénarios considérés doit être au moins deux fois supérieur au produit du nombre d'intrants par le nombre d'extrants (Sanjuan et al., 2011b). Ses principales limites tiennent donc à la taille de l'échantillon considéré ainsi qu'à la représentativité des données de celui-ci. En effet, si les données d'entrée ne sont pas représentatives du champ d'étude considéré, le front de Pareto créé pourrait être sous-optimal. Cette méthode est très pertinente pour répondre à un objectif d'optimalité. Plusieurs études pour mesurer l'éco-efficience de l'ensemble des fermes d'un territoire l'ont utilisé dans l'industrie laitière (Iribarren et al., 2011; Sanjuan et al.,

2011b). Elle ne sera cependant pas exploitée dans le cadre de cette thèse compte tenu du nombre limité de scénarios analysés et de données disponibles.

2.4.2.4 Synthèse des typologies de modèles

Finalement, de nombreux modèles d'EE cohabitent. La Figure 2.8 les classifie selon trois grandes catégories :

- (1) **les scores uniques obtenus par des ratios ou des indices;**
- (2) **les scores uniques obtenus par pondération des dimensions**, soit en utilisant l'AED (section 2.4.2.3), soit en utilisant des méthodes de monétarisation des impacts environnementaux, telles que Stepwise (Weidema, 2009) ou d'autres méthodes d'agrégation d'analyses multicritères²⁰ (MCDA).
- (3) **les profils d'éco-efficience sous forme de graphiques** plus ou moins élaborés.

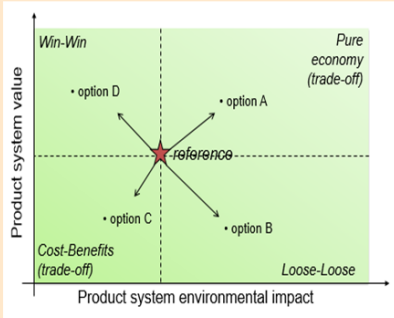
Scores uniques dérivés de ratios	Scores uniques par addition des indicateurs	Profil d'Éco-efficience
Modèle productiviste $EE = \frac{VALEUR}{IMPACT\ ENVIRO}$	Monétarisation des Impacts env. $EE = cE + C$	 • Normalisé sur réf. interne • Normalisé sur réf. externe
Modèle environnementaliste $EE = \frac{IMPACT\ ENVIRO}{VALEUR}$		
Modèles coût-efficacité $EE = \frac{REDUCTION\ IMPACT\ EMV}{COÛT}$	Somme pondérée $EE = \gamma E + \beta C$	
$EE = \frac{COÛT}{REDUCTION\ IMPACT\ EMV}$		
$facteur\ X = \frac{EE\ a}{EE\ b}$		

Figure 2.8 : Classification des principaux modèles d'EE

Concernant les méthodes d'agrégation (AED, monétarisation, MCDA). Il est à noter qu'elles peuvent également être utilisées pour agréger des indicateurs d'impacts environnementaux de

²⁰ Multi Criteria Decision Analysis

nature différente en score unique sans toutefois aller jusqu'à l'agrégation du score environnemental avec le score de valeur. Cette dernière méthode sera utilisée dans cette thèse pour obtenir un score environnemental unique. Elle est expliquée en détail au chapitre 6.

La mesure d'EE n'est donc pas standardisée. Plusieurs modèles de mise en relation de la dimension valeur avec la dimension environnementale cohabitent. D'autre part, les types d'indicateur de valeur et d'indicateurs environnementaux sont multiples et n'adoptent pas forcément une perspective cycle de vie. La publication de la norme ISO 14045 (ISO, 2012) a permis de remédier à cette dernière lacune pour la mesure de la performance environnementale. La prochaine section présente les principales caractéristiques de la norme.

2.4.3 La norme ISO 14045

La norme ISO parue en 2012 a pour but d'harmoniser les pratiques en proposant des lignes directrices pour la réalisation des analyses d'EE avec une démarche cycle de vie.

2.4.3.1 Définition de la mesure d'éco-efficience

Dans cette norme, l'EE se définit comme un outil d'aide à la décision pour mesurer de façon quantitative deux aspects essentiels d'un système de produit : sa valeur en relation avec sa performance environnementale.

Toutefois, la norme ne prescrit pas la façon de mettre en relation les deux composantes et toutes les typologies d'indicateurs présentées à la section précédente y sont jugées acceptables dans la mesure où les situations de dégradation de la composante environnementale sont clairement explicitées. En effet, il n'est pas permis de déclarer une amélioration d'éco-efficience si la composante environnementale s'est dégradée.

La grande flexibilité laissée dans la forme des représentations de la quantification d'EE entraîne la coexistence de **modèles très hétérogènes qui rend difficile l'harmonisation des pratiques.**

2.4.3.2 Définition du champ d'étude

Selon la norme, la mesure de la valeur et la mesure de la performance environnementale doivent être définies selon une approche cohérente. La mesure des deux composantes doit donc être basée sur la même unité fonctionnelle (c'est-à-dire la même quantité de fonctions remplies par le système) avec des frontières d'analyse équivalentes. Ainsi, les étapes du cycle de vie incluses dans

l'analyse doivent être bien définies et doivent être les mêmes pour les deux composantes. Or, **cette exigence n'est pas cohérente avec la flexibilité laissée dans les choix d'indicateurs de mesure de la dimension environnementale et de la mesure de valeur**. De plus, **dans les exemples proposés par la norme pour illustrer la mise en pratique de l'EE, cette exigence n'est pas respectée**. Elle propose en effet par exemple d'inclure toutes les phases du cycle de pour la mesure des impacts environnementaux d'une ampoule ou d'un aspirateur, mais seulement la phase d'utilisation pour la mesure de leur valeur.

2.4.3.3 Mesure de la dimension environnementale

Le cadre d'analyse d'EE d'ISO 14045 prescrit de se baser sur les normes ISO 14040 ou ISO 14044 afin de déterminer le profil environnemental du système étudié sur l'ensemble de leur cycle de vie et recommande une évaluation multicritère représentative des enjeux des systèmes à considérer.

Toutefois, elle présente aussi certaines incohérences par rapport à ISO 14044 qu'il convient de relever. En effet, contrairement à ISO 14044, elle autorise trois niveaux d'analyses : niveau inventaire (quantité de substance émise; ex : quantité de CO₂ émis), niveau impact (problématique causée par la substance; ex. : effet de l'émission de CO₂ sur le réchauffement climatique) ou niveau dommage (dommage causé sur une aire de protection; ex. : dommage causé à la santé humaine par les changements climatiques). Dans la pratique, les indicateurs sont choisis en fonction des objectifs de l'étude. Ils ne donnent donc **pas nécessairement une vision exhaustive de l'ensemble des impacts et des dommages reliés à un système** et peuvent s'arrêter au niveau de la mesure de l'inventaire. Or, par définition ce dernier cas ne constitue pas réellement une AeCV puisque l'étape importante d'évaluation des impacts (ÉICV) prescrite par la norme ISO 14044 n'y est pas incluse. De plus, les résultats peuvent également être présentés avec différents niveaux d'analyse. Par exemple, certaines analyses d'EE vont mesurer les impacts sur les changements climatiques et la consommation d'énergie avec deux ratios séparés (Benoit et al., 2019) ce qui entraîne un **phénomène de double comptage** et par conséquent des biais potentiels dans l'interprétation des résultats.

Il est également possible d'agréger les indicateurs environnementaux en score unique pour faciliter la prise de décision. Toutefois, si l'étude fait l'objet d'une publication publique, il faut dans ce cas également présenter les indicateurs de façon séparée afin de garder un bon niveau de transparence dans l'interprétation des résultats. Lorsque l'agrégation est pratiquée elle se réalise généralement

en deux étapes : (1) l'étape de normalisation ramène les indicateurs à une unité commune ; (2) l'étape de pondération détermine l'importance relative de chaque indicateur (Jolliet et al., 2010). Les méthodes de normalisation peuvent être basées sur des systèmes de référence interne (moyenne, valeur max.) ou externe (score du pays, de la région) (Kicherer et al., 2007; Saling et al., 2002). Norris (2001) a démontré qu'il fallait être vigilant quant au choix du référentiel, car **des systèmes de normalisation mal choisis peuvent aboutir à des incohérences de résultats**. En général, les systèmes de normalisation externe sont plus recommandés, mais **il n'existe ni consensus ni standard sur la façon de procéder. Les méthodes de pondération sont également multiples**. Elles peuvent être basées sur des choix individuels ou des choix collectifs (experts, politiques publiques) et il n'existe pas non plus de consensus sur **la meilleure façon de procéder**.

Huppès and Ishikawa, (2005b) ont recensé, à ce titre, les principales méthodes de pondération disponibles dans la littérature d'ACV et d'EE, illustrées par le Tableau 2.4

Tableau 2.4 : Principales méthodes de pondération en ACV adapté de Huppès and Ishikawa, (2005b)

Principe	Méthode	Exemple
Évaluation sociale des dommages	Méthode EPS. Facteur de pondération exprimé en "willingness to pay"	Impact sur la santé humaine basée sur le coût que la société est prête à payer pour des soins de santé.
Évaluation technique	Facteur exprimé en coût de prévention ou en consommation d'énergie pour prévenir ou remédier à l'impact par des moyens techniques	Plus le coût est élevé, plus l'impact aura une pondération élevée. Plus la consommation d'énergie est élevée, plus l'impact aura une pondération élevée.
Évaluation par des experts ou des groupes d'intérêt "expert panel"	Méthode Écoindicateurs 99	Poids attribués en fonction de l'importance relative d'un point de vue scientifique des différentes catégories d'impact.
Distance de la valeur à la cible	Méthode Écopoints : degré auquel un niveau seuil est atteint	Plus la distance est grande, plus l'effet est important.

2.4.3.4 Mesure de la valeur

Nous avons vu dans les sections précédentes que depuis la naissance du concept d'EE, l'interprétation de la valeur avait été essentiellement confinée à une dimension économique. Au milieu des années 2000, de nombreux travaux de recherche se sont intéressés au concept, à son efficacité et à la façon de mettre en relation de manière cohérente les indicateurs environnementaux avec les indicateurs de valeur afin de quantifier l'éco-efficience. Comme l'AeCV s'était déjà imposée pour le volet environnemental, il n'est pas étonnant **que l'analyse du coût du cycle de vie (AcCV) ait pris de l'expansion pour mesurer le côté économique avec une perspective cycle de vie**. Les travaux d'Hunkeler et de Swarr, qui ont abouti à la publication par la SETAC d'un cadre d'analyse pour la pratique de l'AcCV en accordance avec l'AeCV, ont beaucoup

contribué au développement de cette approche (Ciroth et al., 2011; Finkbeiner, 2013; Hunkeler et al., 2008). Cependant, malgré la volonté d'arrimer la dimension environnementale avec la dimension économique, **ces deux approches présentent tout de même des incohérences dans la comptabilisation des flux et la façon d'évaluer le temps** (Finkbeiner, 2013; Heijungs et al., 2013). Finalement, la norme ISO 14045 vient élargir le sens donné à la mesure de la valeur en EE en rappelant que la valeur est un concept polysémique aux composantes variées : « *The value of the product system may be chosen to reflect, for example, its resource, production, delivery or use efficiency, or a combination of these* ». Elle propose des formes diversifiées de mesure de la valeur selon les objectifs de l'analyse et le public visé : mesure monétaire (coût, valeur de surplus, valeur ajoutée, profit, etc.), mesure physique (rendement de matière), mesure fonctionnelle (valeur énergétique, nutritionnelle, etc...) ou même esthétique/perceptuelle (forme, image, expérience vécue, etc.). Cette évolution permet de mieux refléter les perspectives diversifiées des acteurs de la chaîne de valeur. Elle s'encadre ainsi mieux dans les nouvelles tendances de création de valeur (telle que l'économie de la fonctionnalité) et est dans ce sens plus cohérente avec la logique du DD. Il devient alors possible de mesurer le bénéfice fonctionnel que peut retirer l'utilisateur du produit tel que le propose Nestlé (Espinoza-Orias et al., 2014) par la mesure de la performance nutritionnelle des aliments. Il est aussi possible de mesurer la valeur ajoutée générée localement en plus de l'amélioration de la performance de coût ou de profit dans l'entreprise. Cependant, cette **nouvelle approche polysémique de la valeur très flexible n'aide en rien à standardiser la méthode. En outre, elle rompt le lien qui semblait vouloir se créer avec l'AcCV pour adopter une perspective chaîne de valeur.** Ainsi, dans la pratique, de nombreuses études d'EE **n'adoptent pas une vision systémique cohérente entre la dimension de la valeur et la dimension environnementale** et lorsqu'elles le font grâce à l'AcCV, elles mesurent généralement les coûts plutôt que la valeur créée. Or, certains économistes ont mis en évidence **l'absence de lien direct entre le coût et la création de valeur** (McNair et al., 2001) ce qui restreint l'intérêt d'une telle approche dans une perspective de DD qui vise à créer de la valeur sociétale.

En résumé, les lignes directrices d'ISO 14045 présentent plusieurs incohérences et lacunes méthodologiques qui en limitent actuellement la portée pour la réalisation d'analyse de durabilité.

2.4.4 Gestion de la multifonctionnalité en AeCV et en EE

La méthodologie d'AeCV compare la performance de systèmes de produit sur la base de l'équivalence de la fonction principale qu'ils remplissent. Tous les flux entrants et sortants de ces systèmes sont ainsi mis à l'échelle selon l'unité fonctionnelle commune choisie pour ces systèmes (Jolliet, Saadé, & Crettaz, 2010). Le problème est que la plupart des systèmes laitiers ont plusieurs fonctions : produire du lait et de la viande, produire du fromage et de la poudre de lactosérum, produire du YG, de la crème et autres produits issus de la valorisation du lactosérum. Ce problème est d'ailleurs très fréquent en AeCV dans différents secteurs d'activités (Majeau-Bettez et al., 2018). Une façon de gérer la multifonctionnalité de ces systèmes est de répartir les impacts environnementaux entre les produits et co-produits selon des règles arbitraires d'allocations physiques ou économiques. Cela permet de ramener la base d'analyse à des systèmes mono-produits qui remplissent une seule fonction (exemple : produire du YG) et de pouvoir ainsi comparer la performance environnementale de différents systèmes (exemple : produire du YG par centrifugation, par fortification ou par ultrafiltration) sur une base équivalente. Cette méthodologie pragmatique, car relativement simple à mettre en œuvre, est recommandée par la fédération internationale de laiterie (IDF, 2015) pour standardiser les AeCV dans le secteur laitier. Pour ce faire, l'IDF suggère d'allouer les impacts entre les produits et les co-produits sur la base de l'allocation massique sur le poids de la matière sèche. Les méthodes d'allocations physiques ou économiques ne sont pourtant pas les méthodes les plus conseillées en AeCV. La norme ISO 14044 (ISO, 2006b) recommande la démarche hiérarchique suivante :

- Diviser les processus élémentaires en sous-processus en recueillant les données d'intrants et d'extrants rattachés spécifiquement à ses sous-processus
- Étendre les systèmes de produits pour y inclure les fonctions supplémentaires relatives aux co-produits (extension de frontières)
- Lorsque l'allocation est inévitable, répartir les flux entre les différents co-produits selon les relations physiques qui existent entre eux
- Lorsque l'allocation physique n'est pas possible, établir une autre base d'affectation, telle qu'une base d'allocation économique.

Dans la pratique, la répartition des impacts entre les produits et co-produits par extension de frontières est peu utilisée, car elle complique la modélisation et entraîne des incertitudes lorsqu'il n'est pas évident d'identifier les systèmes substitués par les co-produits (Aguirre-Villegas et al., 2012).

D'autre part, le cas des sous-produits n'est pas abordé dans la norme ISO 14044. La norme définit ce qu'est un co-produit ou un déchet et n'alloue pas de charge environnementale aux déchets puisqu'ils ne remplissent aucune fonction. L'impact du traitement du déchet est donc entièrement attribué au système qui les produit alors que l'impact du co-produit est soumis aux règles de répartition des impacts présentés précédemment. Or, un sous-produit n'est ni un déchet ni un co-produit. Il se définit comme une matière secondaire récupérée lors de la fabrication d'un produit principal. Il a une valeur marchande initiale nulle ou faible par rapport à celle du produit principal, mais peut subir des traitements pour améliorer cette valeur (Bhargava, n.d.). Les nouveaux principes d'économie circulaire visent en l'occurrence à valoriser les déchets ou sous-produits à faible valeur afin qu'ils deviennent des co-produits. La valorisation de déchets en co-produits peut avoir des conséquences importantes sur la façon de modéliser les systèmes et d'allouer les impacts (Hospido et al., 2010) et peut devenir très ambiguë (Frischknecht & Rebitzer, 2005). Cette ambiguïté est bien illustrée par le cas du lisier provenant d'une production animale qui peut être utilisé comme fertilisant d'épandage pour une production végétale, mais qui selon les conditions de marché, pourrait être modélisé de trois façons différentes (Jolliet et al., 2010) :

- (a) Déchet : lorsqu'il représente un coût pour l'épandage, auquel cas, les impacts sont entièrement alloués à la production animale.
- (b) Sous-produit (ou recyclage) : lorsque le lisier a une valeur après traitement et stockage, mais que ces coûts sont supérieurs à la valeur générée, auquel cas, les impacts sont répartis entre la production animale et végétale selon le rapport entre les valeurs avant et après traitement
- (c) Co-produit : lorsque le lisier a une valeur avant et après traitement et stockage, auquel cas il est considéré comme un engrais et les émissions de son stockage et de son traitement sont alors entièrement attribués à la production végétale.

Ce type de modélisation, basé sur des principes de logique économique, est justifiable et bien établi dans la pratique. Or, il privilégie l'utilisation d'une allocation économique plutôt que physique, ce qui va à l'encontre des recommandations de la norme ISO 14044 et de l'IDF.

Le choix de modélisation de la multifonctionnalité devient encore plus problématique lorsque le but de l'analyse est de comparer les impacts de systèmes incluant différents sous-systèmes de gestion des sous-produits, comme celui du lactosérum de YG, qui selon ses caractéristiques (acide ou doux) et le traitement choisi (traitement comme un déchet ou valorisation plus ou moins lucrative) devrait, selon la norme ISO 14044, être modélisé soit comme un déchet, soit comme un co-produit. En effet, une telle différence de modélisation ne permettrait pas de comparer les systèmes sur une base équivalente.

Par ailleurs, la norme ISO 14045 (ISO, 2012) relative à l'EE n'établit aucune règle particulière au sujet de la modélisation des impacts entre produit, co-produit/sous-produit. Elle précise seulement de signaler quelles règles d'allocation ont été utilisées lorsqu'on réalise une analyse d'EE. Dans les exemples d'application proposés par la norme, la plupart des systèmes ne requièrent aucune allocation. Le seul exemple qui nécessite une allocation, propose une allocation économique. Cependant, en utilisant des règles de répartition entre produit et co-produit en éco-efficiency, on ramène les systèmes à des systèmes mono-produit qui ne permettent plus d'évaluer la valeur créée par les co-produits puisqu'ils sont retranchés du système considéré. Une approche alternative est d'éviter toute forme de répartition entre les produits et co-produits, en prenant pour équivalence fonctionnelle l'intrant à traiter (par exemple une quantité de lait ou de déchet à traiter). Dans ce cas, il est alors considéré que la fonction du système est de traiter de la matière et d'évaluer quelle est la façon optimale de traiter cette matière pour en réduire les impacts environnementaux et en maximiser la valeur. Ce type d'approche a été considéré en éco-efficiency laitière (Benoit et al., 2019). Au demeurant, elle présente le désavantage de ne pas tenir compte de la dynamique du marché canadien, à savoir que, sous système de gestion de l'offre, le lait est produit pour répondre à une certaine demande en produits finis (lait de consommation, fromage, yogourt, crème, beurre, etc.) et non l'inverse.

La gestion de la multifonctionnalité soulève bien des débats dans la communauté ACV depuis de nombreuses années (Ekvall and Finnveden, 2001). Au regard des éléments ci-dessus, les normes ISO 14044/14045 présentent des lacunes qui ont également été bien identifiées par Pelletier et al.,

(2015). Cet auteur a notamment mis en évidence l'existence de différentes écoles de pensées parmi les praticiens ACV, privilégiant soit une approche fondée sur les sciences naturelles, soit sur des réalités socio-économiques de marché. Il recommande donc que le choix de modélisation de la multifonctionnalité ne soit pas basé sur une approche normative, inévitablement arbitraire, mais qu'elle soit plutôt justifiée par les objectifs de l'étude.

En ce qui concerne le secteur laitier, la méthode d'allocation proposée par l'IDF ne fait pas l'unanimité (Finnegan, 2018) et n'a pas été à notre connaissance beaucoup discutée dans le cadre d'analyse d'EE basées sur l'ACV. Le choix méthodologique de gestion de la multifonctionnalité est donc un enjeu important dans le cadre de ce projet qui s'intéresse à des systèmes produisant à la fois du YG (produit principal), de la crème (un co-produit à haute valeur ajoutée) et du lactosérum (un sous-produit ayant le potentiel d'être valorisé en co-produit ou traité comme un déchet). Plusieurs modèles seront donc proposés pour résoudre cet enjeu afin de répondre aux objectifs spécifiques de notre étude.

2.5 Synthèse des enjeux et des limites identifiées dans la revue de littérature

L'analyse du marché des produits laitiers (section 2.1) a démontré que la dynamique actuelle au Canada entraîne un déséquilibre dans l'utilisation des constituants du lait. Des solutions technologiques, telles que les procédés de séparations membranaires, pourraient pourtant permettre de mieux valoriser les constituants du lait. Cependant, **le manque de vision systémique et le manque d'intégration du DD dans les prises de décision** des transformateurs laitiers favorisent l'augmentation des surplus structurels et l'impact environnemental global de l'industrie. Une vision plus holistique permettrait de créer une meilleure **synergie entre les acteurs de la chaîne de valeur** (en particulier le trio producteur/transformateur/consommateur) pour optimiser le système.

En outre, l'analyse des enjeux environnementaux de l'industrie laitière (section 2.3.3) a démontré que **la quantité de lait entrant dans la transformation des produits laitiers a une influence majeure sur l'empreinte environnementale globale de l'industrie**. Il s'avère donc raisonnable de prendre pour hypothèses que pour améliorer la durabilité de l'industrie laitière il faut améliorer l'utilisation des constituants du lait par:

- **une augmentation de rendement** (kg de produit fini/ kg de lait) de production grâce à des procédés technologiques innovants ou optimisés
- **une réduction des pertes de lait et du gaspillage** tout le long de la chaîne de valeur
- **la valorisation des sous-produits**
- **l'optimisation de la formulation des produits et des portefeuilles de produits** en tenant compte des interactions et synergies entre production, transformation et consommation.

D'autre part, à notre connaissance, **aucune étude n'a encore évalué l'impact environnemental du YG**. La seule étude d'AeCV qui fait référence au YG (Vasilaki et al., 2016), concerne un produit d'Espagne enrichi en gras et non en protéine, qui ne correspond pas aux caractéristiques du yogourt de style grec qui fait l'objet de nos analyses. Seuls, les travaux exploratoires réalisés par des étudiants du CIRAIG ont pu montrer qu'à priori le YG générerait environ trois fois plus d'impacts environnementaux que le yogourt traditionnel en raison de la quantité de lait 3 fois plus importante nécessaire à sa production pour atteindre la concentration protéique requise. Il s'avère donc intéressant **d'évaluer dans quelle mesure la mise en œuvre des hypothèses ci-dessus pourrait réduire l'impact environnemental du YG**. **Aucune analyse d'EE du YG n'a pu non plus être identifiée** dans la littérature.

Enfin, les sections précédentes ont mis en évidence que pour mettre en œuvre le développement durable, c'est-à-dire, **une forme de développement qui favorise la création de valeur sociétale**, il est nécessaire d'adopter une démarche systémique. Cette démarche doit dans l'idéal, définir des cibles précises sur du long terme et intégrer les trois composantes du DD en tenant compte de leur interdépendance. Pour ce faire, les entreprises doivent avoir à leur disposition des outils d'analyse qui puissent leur permettre de **trouver un équilibre entre création de valeur financière privée et création de valeur sociétale**. Les outils qui adoptent une perspective cycle de vie sont recommandés afin que des améliorations internes ne soient pas la résultante de déplacement des enjeux dans le temps ou dans l'espace. Ces outils doivent aussi idéalement mettre en relation les trois dimensions du DD afin de pouvoir mettre en évidence les compromis qu'il est potentiellement nécessaire d'accepter pour atteindre l'équilibre souhaité entre performance financière et performance sociétale. Or, dans l'industrie laitière, force est de constater que **les outils d'aide à la décision pour la mise en œuvre du DD n'en sont encore qu'à leur balbutiement**. Si la pensée cycle de vie semble commencer à s'imposer, **l'existence de cadres d'analyses standardisés**,

adaptés aux spécificités du secteur laitier et intégrant une perspective chaîne de valeur et multicritères sur les trois composantes du DD (environnementale, économique et sociale) sont inexistants. De plus, l'AeCV présente des **enjeux méthodologiques importants pour la gestion des systèmes multifonctionnels** dans l'industrie laitière.

L'EE, bien que très présente en tant que philosophie de gestion dans l'industrie laitière, **ne possède pas de cadre d'analyse de mesure standardisé**. La norme ISO 14045, qui recommande l'utilisation de l'AeCV pour la dimension environnementale, ne propose **pas de cadre systémique cohérent pour la mesure de la création de valeur**. Les récents travaux de Benoit et al. (2019) qui proposent un outil d'évaluation d'EE opérationnel dédié aux transformateurs laitiers constitue une innovation importante pour le secteur. Cependant, cet outil s'intéresse uniquement aux impacts environnementaux potentiels reliés à la chaîne d'approvisionnement et à l'usine de transformation laitière sans intégrer les étapes subséquentes du cycle de vie. De plus, la mesure de la performance économique est centrée sur le profit net réalisé par le transformateur laitier sans tenir compte des autres acteurs de la chaîne de valeur. Finalement, la composante sociale n'est pas considérée. L'objectif principal de cette thèse sera donc d'étendre la démarche initiée par Benoit et al. (2019, 2018) en **développant un cadre d'analyse d'EE multicritères pour l'industrie laitière avec une approche cycle de vie**. L'application de ce cadre d'analyse au cas du YG permettra de déterminer le(s) système(s) qui optimise(tent) l'utilisation des composantes du lait en considérant de critères environnementaux socio-économiques, et fonctionnels.

CHAPITRE 3 OBJECTIFS DU PROJET ET MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE

3.1 Positionnement du projet de recherche

Ces travaux de recherche émanent d'une collaboration entre la chaire internationale sur le cycle de vie du CIRAIG (Centre international de référence sur le cycle de vie des produits, procédés et services), codirigée par le professeur Manuele Margni de Polytechnique Montréal et la chaire de recherche industrielle CRSNG-Novalait en efficience des procédés de transformation du lait dirigée par le professeur Yves Pouliot à l'université Laval.

Ils se rattachent à un projet de recherche intitulé *“Amélioration de l'éco-efficience des procédés de transformation du lait par une utilisation optimale des constituants du lait: le cas du yogourt grec”* et supporté par NOVALAIT Inc, une société de recherche dont les producteurs et transformateurs laitiers du Québec sont les actionnaires à parts égales. Notre projet a aussi mobilisé deux autres étudiants gradués rattachés à la Chaire de recherche industrielle CRSNG-Novalait en efficience des procédés de transformation du lait qui ont travaillé sur les sujets suivants :

- Étude comparative de deux méthodes de fabrication de yogourt grec à l'échelle pilote utilisant l'ultrafiltration comme technique de concentration – mémoire de maîtrise d'Adriana Paredes Valencia (2016)
- Évaluation de l'éco-efficacité des procédés de transformation des produits laitiers : développement d'un outil de simulation – thèse de doctorat de Scott Benoit (2018).

Les travaux de cette thèse se nourrissent en partie des travaux cités ci-dessus tout en visant à en élargir la portée, autant sur le plan technologique que méthodologique. Ils adoptent en particulier une vision plus systémique et revisitent en profondeur le concept d'éco-efficience dans le but d'en améliorer l'efficacité dans une perspective de DD. Ils souhaitent aussi contribuer à l'enrichissement et au transfert des connaissances entre la communauté universitaire spécialisée dans les outils de mesure du DD, celle spécialisée en technologies laitières ainsi que les acteurs de terrain de la filière laitière.

3.2 Définition des objectifs du projet de recherche

L'objectif général de ce projet de recherche est de :

Développer un cadre d'analyse d'éco-efficience basé sur l'approche cycle de vie pour permettre aux transformateurs de yogourt grec du Québec d'identifier des scénarios d'utilisation optimale des constituants du lait en prenant en compte les aspects fonctionnels, socio-économiques et environnementaux sur l'ensemble de leur chaîne de valeur.

Cet objectif vise ultimement à développer un outil d'aide à la décision pour favoriser l'opérationnalisation du DD dans l'industrie laitière québécoise. Le cadre méthodologique proposé souhaite répondre à des questions posées par l'industrie concernant le yogourt grec en adressant les problèmes de modélisation reliés à ce type de systèmes multifonctionnels en ACV.

Ces questions sont :

- (1) Quelle est la meilleure façon de valoriser les constituants du lait dans les systèmes de production de yogourt grec au Québec dans une perspective de développement durable ?
- (2) Vaut-il mieux utiliser une technologie qui réduise la production du lactosérum acide ou vaut-il mieux essayer de valoriser le lactosérum ?
- (3) Dans une perspective systémique cherchant à favoriser les synergies industrielles de la filière laitière, quelle est la meilleure façon d'évaluer les impacts environnementaux des systèmes de YG qui produisent à la fois du yogourt grec, de la crème et du lactosérum ?
- (4) Dans le cadre d'une analyse d'éco-efficience, comment évaluer la valeur de ces systèmes multifonctionnels en tenant compte à la fois de leurs aspects fonctionnels, socio-économiques et environnementaux ?
- (5) Quels sont les principaux leviers d'action des industriels pour réduire l'impact environnemental du yogourt grec tout en maximisant sa valeur socio-économique et fonctionnelle ?

Pour répondre à ces questions, nous avons défini les objectifs spécifiques suivants:

- (1) Identifier les principales technologies de production du yogourt grec au Québec en 2018 et caractériser leurs impacts environnementaux.

- (2) Identifier des voies de valorisation pour le lactosérum et développer une approche d'ACV systémique (produit/co-produits) afin d'optimiser l'utilisation des constituants du lait québécois dans la production du yogourt grec.
- (3) Développer un cadre d'analyse innovant d'éco-efficience basé sur une approche multidimensionnelle de la valeur afin de mesurer la création de valeur partagée entre les différentes parties prenantes de la chaîne de valeur du yogourt grec.

Ces objectifs spécifiques ont fait l'objet de trois articles scientifiques qui sont présentés dans les trois chapitres suivants. La section ci-dessous résume la méthodologie générale et les éléments méthodologiques clés qui sont abordés plus en détail dans les articles.

3.3 Méthodologie générale

La Figure 3.1 illustre les principales étapes de la méthodologie générale. Elle se divise en trois grandes étapes (verticales sur la figure) qui correspondent aux objectifs spécifiques. La méthode a été itérative et constructiviste, c'est-à-dire, qu'elle a appliqué en premier lieu, les lignes directrices existantes dans la pratique de l'ACV et de l'éco-efficience des produits laitiers et en a évalué les limites. De nouveaux développements méthodologiques ont alors été proposés afin de repousser ces limites et de répondre aux questions de recherche. Chaque étape est appliquée au cas d'étude du yogourt grec et adopte une perspective distincte permettant de répondre à des questions différentes. Les trois étapes sont complémentaires pour atteindre l'objectif général du projet et ont chacune abouti à la production d'un article scientifique. D'autre part, chacune des étapes se divise en quatre grandes phases (horizontales sur la figure) qui suivent les phases des normes ISO 14040, 14044 et 14045, mais que nous avons découpées un peu différemment afin de simplifier cette figure. Ces étapes sont :

- Phase I : Définition des objectifs et du champ d'étude
- Phase II : Inventaire du cycle de vie et évaluation des impacts.
- Phase III : Analyses (contribution, sensibilité, incertitudes) et agrégation des résultats en profils environnementaux ou d'EE multicritères.
- Phase IV : Rédaction d'articles et soumission à des revues scientifiques

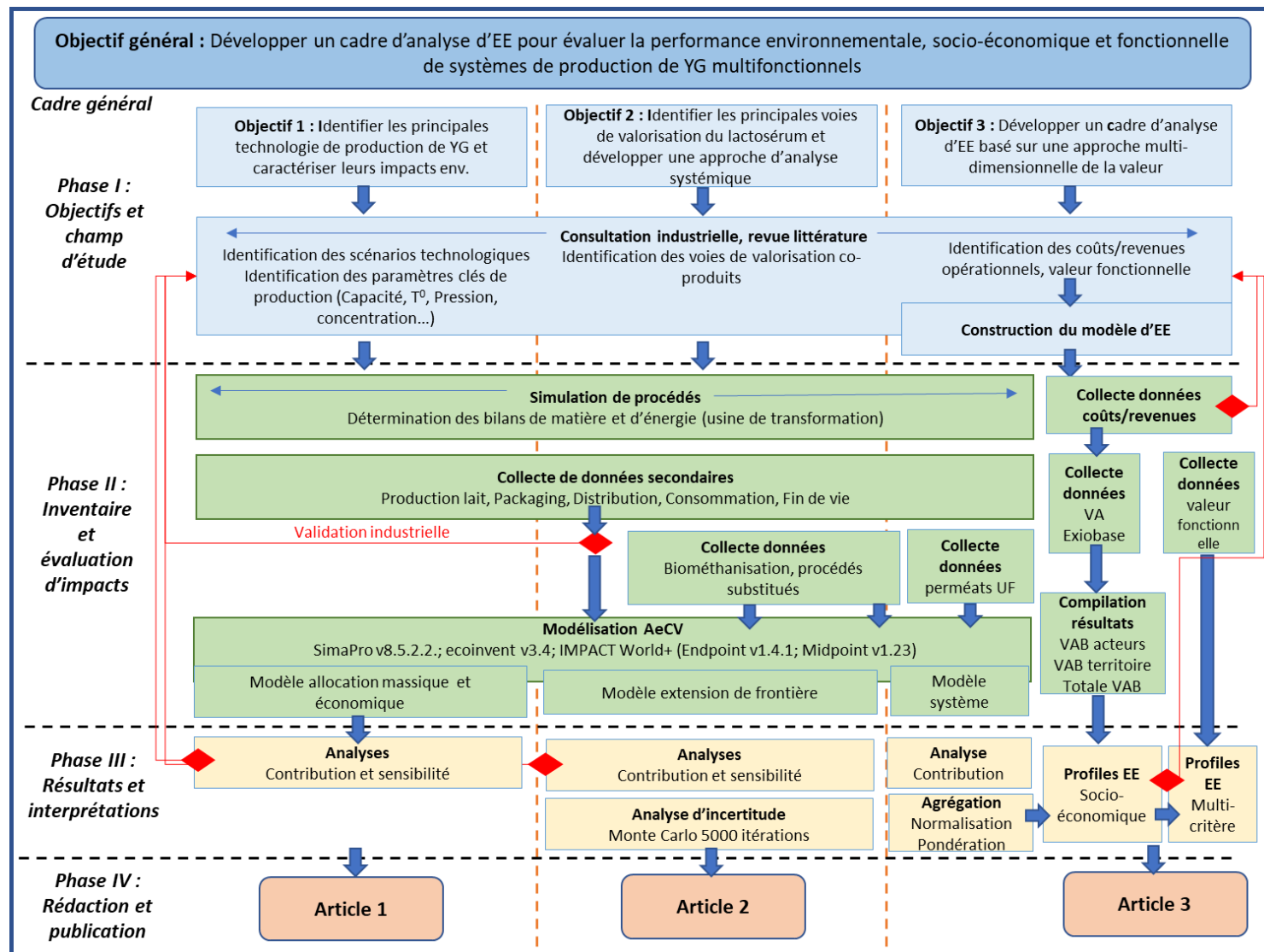


Figure 3.1 Cadre méthodologique général

Les losanges rouges dans la Figure 3.1 représentent les phases de validation réalisées avec les partenaires terrain du projet (industriels et producteurs laitiers). D'autres validations internes (non représentées sur la figure) ont également été réalisées au cours des phases de modélisation dans SimaPro, d'analyse des résultats et de rédaction des articles. Les trois articles ont été soumis à des revues scientifiques et sont en cours de révision par les pairs.

3.3.1 Identifier les principales technologies de production de yogourt grec et caractériser leurs impacts environnementaux.

Cet objectif spécifique constitue la première étape de la méthodologie générale. Il se divise en quatre phases :

Phase I : Champ d'étude

Une consultation industrielle auprès de trois des quatre grands industriels laitiers impliqués dans la production de YG au Québec a permis d'**identifier les principales technologies et les paramètres** de production. À la suite de ce processus les trois technologies de transformation principales ont été retenues et ont servi de scénarios de base à la production des trois articles.

Phase II : Collecte des données et modélisation pour constituer l'inventaire du cycle de vie et évaluer les impacts environnementaux.

Cette phase se divise en différentes étapes

(a) Modélisation des bilans de matière et d'énergie de chacun des **procédés unitaires** impliqués dans chacune des trois technologies de production grâce à l'**utilisation du logiciel de simulation de procédés** développé à l'université Laval par (Benoit et al., 2019).

(b) Collecte des données secondaires complémentaires sur le reste du cycle de vie du YG

- les données de production du lait québécois proviennent de la base de données d'inventaire québécoise développée par le CIRAIG (Lesage & Samson, 2016)
- les sets de données de production du lait des États-Unis régionalisées ont été fournis par l'équipe de Greg Thoma de l'université d'Arkansas (Thoma, et al., 2013; Thoma).

- les autres données (conditionnement, transport, distribution, consommation, fin de vie) sont issues soit de la consultation des partenaires industriels ou d'une consultation de la littérature scientifique sur le yogourt.

La plupart **des données utilisées lors de ces deux étapes ont été validées avec les partenaires industriels** du projet grâce à des visites industrielles et des consultations téléphoniques. Ces données ont servi de base à la production des trois articles.

(c) Modélisation de l'ensemble des étapes du cycle de vie dans le logiciel SimaPro (Pré Consultants, 2018) (production du lait, des ingrédients laitiers, des emballages et autres utilités, transformation, distribution, consommation et fin de vie) : basée sur les recommandations de la fédération internationale laitière (IDF, 2015), **la méthode d'allocation massique sur matière sèche** a été utilisée pour affecter les impacts entre le YG et ses co-produits/sous-produits. La comparaison des résultats obtenus avec ceux d'une **méthode d'allocation économique** (ISO, 2006b) a permis d'évaluer la sensibilité des résultats au principe d'allocation utilisé.

(d) Évaluation des impacts environnementaux : La récente méthode d'évaluation **IMPACT World+** (Bulle et al., 2019) a été employée. Les indicateurs sélectionnés sont : les catégories changements climatiques, santé humaine, qualité des écosystèmes et épuisement des ressources fossiles.

Phase III : Des analyses de contribution, de sensibilité et d'interprétation des résultats ont été réalisées afin d'identifier les principaux contributeurs aux impacts environnementaux des scénarios étudiés et les principaux leviers d'améliorations possibles pour les transformateurs laitiers sur l'ensemble de leur chaîne de valeur.

Cette méthodologie n'a cependant pas permis d'identifier les scénarios technologiques de production de yogourt grec les plus performants d'un point de vue environnemental ni d'identifier les impacts environnementaux relatifs à la valorisation du lactosérum. C'est pourquoi une autre approche de modélisation a été proposée dans la deuxième phase du projet.

Phase IV : Rédaction et soumission de l'article 1 : Les résultats de cette étape ont abouti à la production d'un premier article scientifique intitulé "Comparative life cycle assessment of five

Greek yogurt production systems : A perspective beyond the plant boundaries” qui fait l’objet du chapitre 4 de cette thèse.

3.3.2 Identifier des voies de valorisation pour le lactosérum et développer une approche d’ACV systémique (produit/co-produit/sous-produit)

Ce deuxième objectif vise à identifier les voies de valorisation du lactosérum au Québec et à comparer les impacts environnementaux des différents scénarios technologiques et voies de valorisation du lactosérum. Cette perspective plus systémique a aussi pour but d’évaluer, pour chaque scénario, l’influence des co-produit (crème) et sous-produit (lactosérum) sur l’utilisation des constituants du lait sur le marché.

Phase I : Champ d’étude

La consultation industrielle réalisée à l’étape précédente a permis d’identifier **les pratiques actuelles** en matière de valorisation du lactosérum. Une revue de littérature complémentaire a aussi été menée pour **élargir le champ d’analyse à des solutions plus innovantes**. La possibilité de bioconversion du perméat d’UF en exo-polysaccharides (EPS) a notamment été testée en laboratoire par Annalisse Bertsch, une étudiante de l’Université Laval. Des tentatives pour modéliser les résultats de cette étudiante dans SimaPro ont été réalisées, mais n’ont pas abouti en raison d’un manque de données pour une mise à l’échelle à un niveau industriel. À la suite de ce processus, deux principales voies de valorisation potentielles ont été retenues pour cet article : valorisation en **alimentation animale et en biogaz**. Deux autres voies de valorisation pour le perméat d’UF ont ensuite été ajoutées à l’article 3. Les trois technologies de production de YG identifiées à l’étape précédente ont également été réutilisées dans cet article.

Phase II : Collecte des données et modélisation pour constituer l’inventaire du cycle de vie et mesurer les impacts environnementaux.

Les bilans de matières et d’énergie obtenus pour les trois technologies à l’étape précédente ainsi que les données secondaires des autres phases du cycle de vie ont été réutilisées dans cet article. La collecte de données complémentaires a concerné les procédés de valorisation des co-produits/sous-produits et les processus substitués par la présence de ces co-produits/sous-produits sur le marché.

(a) Collecte des données des co-produits/sous-produits

- les données de production du système de substitution de la production de crème proviennent de la base de données d'inventaire québécoise développée par le CIRAIG (Lesage & Samson, 2016)
- les données du système de production de biogaz et de fertilisant naturel en substitution à du gaz naturel et de l'urée proviennent de la littérature scientifique, d'ecoinvent v3.4 et de discussions d'experts. Elles ont été compilées à l'aide de Dominique Maxime (CIRAIG) et de Stéphanie Viau et Laurent Spreutels de la chaire de valorisation des matières résiduelles de Polytechnique.
- les données des systèmes de substitution d'alimentation animale ont été trouvées dans la littérature.
- les données de traitement du lactosérum comme déchet proviennent également de la littérature et de l'adaptation d'un système générique de traitement des eaux usées issues du traitement de lactosérum doux disponible dans ecoinvent v3.4.

(b) Modélisation des systèmes de produits dans le logiciel SimaPro (Pré Consultants, 2018) : La modélisation réalisée à l'étape 1 a été adaptée en utilisant la méthode de **modélisation des co-produits par extension de frontières** recommandée par ISO 14044 (ISO, 2006b), c'est-à-dire que tous les processus substitués par les co-produits ou sous-produits ont été modélisés pour que leurs impacts environnementaux puissent être retranchés des impacts directement attribuables aux processus impliqués dans la production du YG. L'International Reference Life Cycle Data System (ILCD) handbook classifie ce type d'approche dans les analyses conséquentielles de type A, c'est-à-dire **les analyses de support à la décision au niveau micro**. C'est une approche qui tient compte des interactions avec les systèmes externes dont les conséquences sont limitées au contexte décisionnel considéré, c'est-à-dire que les conséquences ont une portée trop faibles pour entraîner des changements structurels à grande échelle (European Commission, 2010).

(c) Évaluation des impacts environnementaux : La récente méthode d'évaluation **IMPACT World+** (Bulle et al., 2019) a été utilisée. Les indicateurs sélectionnés sont : les catégories

changements climatiques, santé humaine, qualité des écosystèmes et épuisement des ressources fossiles.

Phase III : Analyses de contribution, de sensibilité, d'incertitude et interprétation des résultats afin d'identifier les scénarios technologiques de production de yogourt grec et de valorisation des co-produits/sous-produits les plus performants d'un point de vue environnemental.

Des analyses de sensibilité complémentaires ont également été menées afin d'évaluer l'influence des variations des taux protéines et de matière grasse du YG sur les résultats d'impacts environnementaux.

Cette méthodologie a permis d'établir le profil environnemental des différents scénarios étudiés dans le contexte du marché québécois en 2018 et de comprendre l'influence des co-produits (notamment la crème) sur la performance de l'industrie laitière québécoise. Les résultats de ces analyses ont été présentés aux transformateurs laitiers impliqués dans le projet.

Phase IV : Rédaction et soumission de l'article 2 : Les résultats de cette étape ont abouti à la production d'un deuxième article scientifique intitulé "Allocation is not enough! A system boundaries expansion approach to account for production and consumption synergies : The environmental footprint of Greek yogurt" qui fait l'objet du chapitre 5 de cette thèse.

3.3.3 Développer un cadre d'analyse d'éco-efficience basé sur une approche multidimensionnelle de la valeur

Ce troisième objectif vise à développer un cadre d'analyse d'EE qui prend en compte l'intérêt des différents acteurs de la chaîne de valeur afin de pouvoir favoriser la création de valeur partagée entre ces acteurs. Il donne aussi la possibilité d'évaluer la performance environnementale, socio-économique et fonctionnelle de 11 systèmes de YG et d'identifier les éventuels compromis à faire entre les différentes formes de valeur créées par ces systèmes.

Phase I : Champ d'étude

- (a) **Identification des scénarios à l'étude** : Les rencontres répétées avec les industriels au cours des étapes 1 et 2 ont permis d'identifier de nouvelles voies de valorisation pour le perméat d'UF (incorporation dans la fabrication de produits laitiers plus riches en lactose, séchage en poudre). Ces deux nouvelles voies de valorisation ont donc été ajoutées au

champ d'étude. Tous les autres scénarios de l'étape 2 ont également été réutilisés pour cet article.

(b) Construction du cadre conceptuel d'analyse de la valeur (Figure 3.3) :

Notre objectif étant de proposer un cadre d'analyse multidimensionnel de la valeur qui reflète les intérêts des différents acteurs, nous avons d'abord différencié les acteurs économiques, des consommateurs et de la société en général. Une réflexion a permis d'identifier les principaux critères de valeur recherchés par ces différents acteurs à plusieurs niveaux d'analyse :

- Niveau individuel : valeur monétaire pour le transformateur laitier ou le producteur laitier et valeur fonctionnelle du consommateur
- Niveau territorial : valeur monétaire créée par l'ensemble des acteurs économiques inclus dans la chaîne de valeur du YG au Canada et aux États-Unis.
- Niveau sociétal : valeur environnementale, monétaire et fonctionnelle créée par et pour l'ensemble des acteurs de la chaîne de valeur du YG afin d'assurer le bien-être de la société.

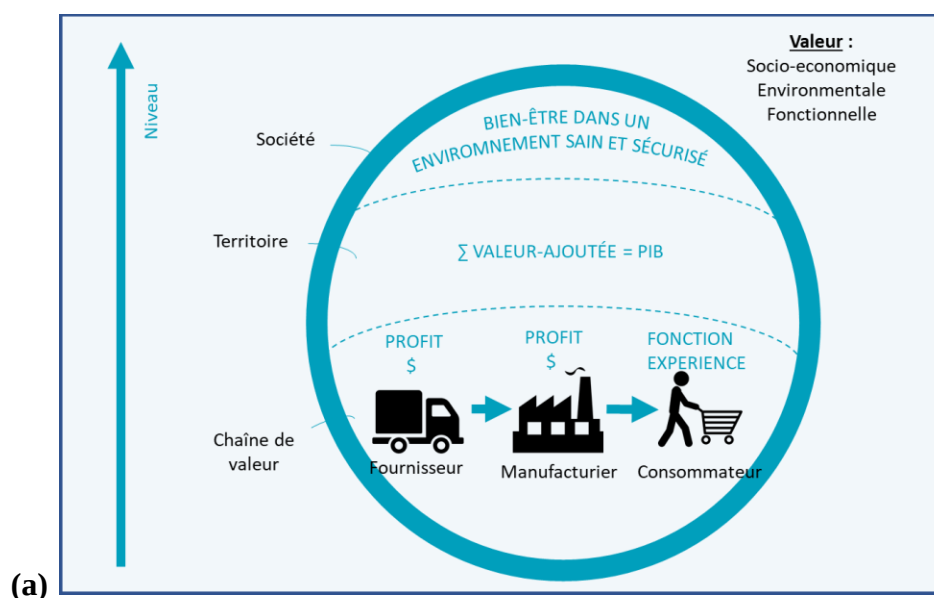


Figure 3.2 : Cadre conceptuel d'analyse multidimensionnelle de la valeur

Il est à noter que la Figure 6.2 du Chapitre 6 illustre ce cadre conceptuel de façon plus détaillée.

(c) Choix des indicateurs :

Les **indicateurs environnementaux** ont été choisis de façon à être représentatifs des enjeux environnementaux de l'industrie laitière et de façon à pouvoir être agrégés au plus haut niveau possible sur une base scientifique solide. Le choix s'est porté sur les indicateurs proposés par la méthode IMPACT Word+ (Bulle et al., 2019) qui intègre les dernières avancées du domaine de l'ACV et permet d'agréger différentes catégories d'impacts (eutrophisation, ratification de l'eau, utilisation des terres, écotoxicité, etc.) au niveau de deux grandes aires de protection (la santé humaine et les écosystèmes) grâce à la modélisation des chaînes de cause à effet en se basant sur les sciences naturelles. Cette méthode permet également d'évaluer des impacts environnementaux selon deux domaines de préoccupation particuliers : les changements climatiques (empreinte carbone) et l'eau (empreinte eau). Les principes généraux de la méthode sont décrits dans l'Annexe E. Cette même méthode d'évaluation des impacts a également été utilisée dans les deux étapes précédentes en vue de pouvoir comparer les résultats obtenus entre les trois étapes.

Les **indicateurs de valeur socio-économiques** ont été choisis de façon à représenter la valeur monétaire créée par l'ensemble des acteurs de la chaîne de valeur à différents niveaux de la société : l'acteur économique individuel (profit net), la valeur créée sur un territoire (valeur ajoutée brute du territoire) et la valeur créée sur l'ensemble de la chaîne de valeur (valeur ajoutée brute totale). Les équations et descriptions détaillées de ces indicateurs sont disponibles au Chapitre 6.

Les **indicateurs de valeur fonctionnelle** ont été choisis de façon à être représentatifs des propriétés recherchées par un consommateur de YG. Une analyse de la littérature a permis d'identifier ces propriétés. Elles sont multiples, mais les plus représentatives sont : la teneur en protéine, en calcium et en probiotique (Nsabimana et al., 2005) ainsi que le goût et l'onctuosité (Desai et al., 2013). La teneur en protéine n'est cependant pas considérée dans les résultats, car tous les systèmes de YG étudiés ont une teneur en protéine standardisée à 10%, ce qui est représentatif du marché québécois.

Phase II : Collecte des données et modélisation pour constituer l’inventaire du cycle de vie et mesurer les impacts environnementaux, mesurer la valeur socio-économique et les la valeur fonctionnelle.

(a) Collecte des données environnementales :

- Les données des procédés de séchage pour la concentration du perméat ou la production de poudre de perméat proviennent de la base de données d’inventaire québécoise développée par le CIRAIG (Lesage & Samson, 2016).
- Toutes les autres données proviennent de l’étape 1 et 2.

(b) Collecte des données socio-économiques :

- Le calcul des coûts opérationnels est basé sur des données de marché de prix publics (énergie, eau, etc.) recherchées sur Internet.
- Les calculs de revenus et des coûts du lait et des co-produits/sous-produits sont basés sur des rapports publics et les données moyennes des classes de lait au Québec en 2017 obtenues auprès de Florence Bouchard-Santerre des Producteurs de lait du Québec.
- Les revenus du YG sont basés sur une enquête de prix terrain réalisée en 2017 dans deux épiceries du Plateau Mont-Royal à Montréal.
- Le profit net par acteur n’a pas pu être calculé en raison de la confidentialité de ce type de données. La valeur ajoutée brute de chaque acteur a été calculée en guise de proxy. Les données de valeur ajoutée des autres acteurs de la chaîne de valeur qui n’ont pas pu être calculées avec les données de terrain disponibles ont été extraites de la base de données EXIOBASE EEIO (v3.4) disponible dans openLCA.

(c) Collecte des données de valeur fonctionnelle : Les données de valeur fonctionnelle (teneur en probiotique et profil sensoriel) ont été obtenues grâce à une collaboration avec le chercheur Claude Champagne d’Agriculture et Agroalimentaire Canada pour les technologies CE et UF et complétées avec des données de la littérature pour la teneur en calcium.

(d) Modélisation dans le logiciel SimaPro_(Pré Consultants, 2018): La modélisation réalisée à l’étape 2 a été adaptée en mode système de façon à tenir compte de l’ensemble des processus

impliqués dans la chaîne de valeur du YG. Cela signifie qu’aucune allocation ni principe de substitution ne sont intégrés à la modélisation des processus qui concernent les acteurs d’avant plan de transformation du lait. Par exemple : tous les procédés reliés à la production de MPC aux USA qui impliquent la production de deux co-produits (crème et de poudre de perméat) sont inclus dans la modélisation.

(e) Évaluation des impacts environnementaux des scénarios avec IMPACT World+ (Bulle et al., 2019). Deux types de modélisation d’évaluation des impacts ont été réalisés afin de pouvoir tester plusieurs méthodes d’agrégation en score unique à la section suivante:

- Un modèle incluant les aires de protection au endpoint : santé humaine et qualité des écosystèmes
- Un modèle qui désagrège les impacts sur les changements climatiques des deux aires de protection précédents

Phase III : Résultats et interprétation

(a) Agrégation des résultats environnementaux en score unique :

Afin de faciliter le processus de décision pour des gestionnaires qui ne sont pas spécialisés en environnement, les résultats environnementaux ont été agrégés en score unique avant d’être insérés dans les graphiques d’EE (Kägi et al., 2016). Trois méthodes d’agrégation ont été testées afin d’évaluer les éventuels biais induits par ces méthodes (Pizzol et al., 2017). Elles sont décrites en détail dans l’Annexe H du Chapitre 6. Les résultats obtenus avec les trois méthodes se sont avérés très similaires. La méthode présentée dans les résultats principaux est une méthode de monétarisation des impacts combinée à partir de la méthode Stepwise (Weidema, 2009) et de la méthode de calcul du coût social du carbone de Ricke et al (2018).

(b) Combinaison des résultats environnementaux et des résultats de valeur socio-économique et fonctionnelle en profil d’EE :

Contrairement aux indicateurs environnementaux, il était souhaité de présenter les indicateurs de valeur de façon désagrégée afin de mettre en évidence les éventuels compromis à faire entre la création de valeur monétaire individuelle d’un acteur, tel que le transformateur de YG, et la création de valeur pour les autres acteurs de la chaîne de valeur

à différents niveaux d'analyse (individuel, territorial, sociétal). Une revue de littérature a été réalisée pour identifier des modèles d'EE existants qui pourraient répondre à ces critères. L'analyse qualitative des avantages et des défauts de différents modèles existants a permis de créer les profils d'EE présentés à la figure 3.2. Le modèle de gauche est inspiré des modèles graphiques XY de Huppès & Ishikawa (2005b) ainsi que Mami et al. (2017) pour la mise en relation des indicateurs environnementaux avec les indicateurs économiques. Il est décrit plus en détail au Chapitre 6. Le modèle de droite est inspiré des modèles graphiques araignées, tels que celui de Tremblay-Marchand et al. (2016) pour l'analyse multicritères et regroupe des indicateurs de différentes natures (environnementale, socio-économiques et fonctionnelle). Les deux profils d'EE cohabitent, incluant également des profils environnementaux classiques. Ces représentations à différents niveaux d'analyses permettent de fournir un bon niveau de transparence des résultats tout en facilitant l'interprétation et la prise de décision.

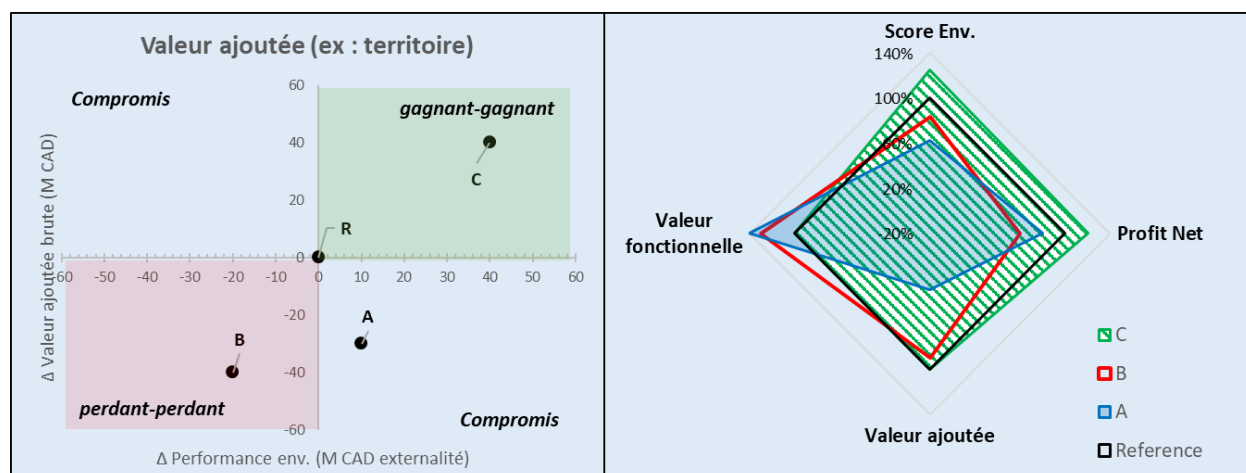


Figure 3.3 : Modèles d'EE multidimensionnels

La méthodologie proposée dans cette étape a permis d'établir les profils d'EE de 11 systèmes de production de YG incluant les impacts environnementaux et la valeur socio-économique générée par leurs co-produits/sous-produits. Sur cette base, il a été possible de comparer la valeur fonctionnelle, socio-économique et la performance environnementale de ces systèmes de produits et de déterminer les éventuels compromis à faire entre ces différentes dimensions pour créer de la valeur positive pour la société. La valeur fonctionnelle du YG fait à partir de la technologie FO n'a cependant pas pu être évaluée faute de données.

Phase IV : Rédaction et soumission de l'article 3 : Les résultats de cette étape ont abouti à la production d'un troisième article scientifique intitulé "Measuring shared value creation with eco-efficiency. Development of a multidimensional value framework for the dairy industry" qui fait l'objet du Chapitre 6 de cette thèse.

Les Chapitres 4, 5 et 6 présentent les articles qui ont découlé de cette méthodologie. Une synthèse de l'ensemble de ces résultats est proposée dans le Chapitre 7.

CHAPITRE 4 ARTICLE 1: COMPARATIVE LIFE CYCLE ASSESSMENT OF FIVE GREEK YOGURT PRODUCTION SYSTEMS: A PERSPECTIVE BEYOND THE PLANT BOUNDARIES

4.1 Présentation de l'article

Cet article présente les résultats comparatifs d'AeCV de trois technologies de YG (CE, UF et FO) avec trois sources différentes d'ingrédients protéiques (poudre de MPC provenant des États-Unis, lait diafiltré provenant des États-Unis et lait diafiltré provenant du Québec) pour la technologie FO. Il est basé sur une méthode d'AeCV attributionnelle du “berceau au tombeau” et utilise la méthode d'allocation sur le poids de la matière sèche recommandée par l'IDF (IDF, 2015) pour allouer les impacts entre le YG et ses co-produits/sous-produits. Une méthode d'allocation économique a également été évaluée dans les analyses de sensibilité.

Il a été rédigé sous la supervision des professeurs Manuele Margni et Yves Pouliot avec la collaboration du docteur Dominique Maxime, analyse au CIRAIG, du docteur Scott Benoit de l'université Laval, du professeur Greg Thoma de l'université d'Arkansas, de la docteure Valérie Bélanger de l'organisme Novalait et des industriels laitiers partenaires de Novalait impliqués dans le projet.

Les auteurs de cet article sont Catherine Houssard, Dominique Maxime, Scott Benoit, Yves Pouliot et Manuele Margni. Il a été soumis au Journal of Cleaner Production le 20 août 2019 et est en cours de révision.

Les informations supplémentaires soumises avec le manuscrit sont disponibles dans l'Annexe F.

4.2 Manuscrit

4.2.1 Introduction

Yogurt is a dairy product that is particularly appreciated worldwide for its health benefits. It is pursuing global growth projected to 4.6% per year by 2023 (Prasannan, 2017). The designation *yogurt* is attributed to fermented milk with an active culture of bacteria containing a minimum of 2.7% protein and less than 15% fat. Around the world, yogurts come in various types and

compositions (FAO and WHO, 2011). Greek yogurt (GY), also known as Greek-style yogurt, is a yogurt in which the protein content has been increased to a minimum of 5.6%. GY has flooded the North American market. In the past decade, it grew from a market share of 1% to around 40% in the U.S. (Erickson, 2017) and 20% in Canada (Nielsen, personal communication, 2017). High-protein yogurts are also gaining ground in northern Europe (Jørgensen et al., 2019). The spectacular success of GY can likely be attributed to its nutritional and sensory properties. Its high-protein content provides a creamy and thick texture (Desai et al., 2013) and a satiety effect that consumers highly appreciate. It is positioned as a healthy food product that provides consumers with both pleasure and nutritional benefits (Jørgensen et al., 2019).

However, GY is also a source of incremental environmental impacts due to the high volumes of raw milk input and by-product output related to its manufacturing. The traditional technology used to produce GY is achieved by draining liquid acid whey from the solid components of fermented milk with a mechanical separator. This operation increases the yogurt's protein content from 3.27% up to 10% w/w or over and the total solids concentration from 9% up to 15-25% w/w but generates at least twice the weight of GY as acid whey (Nsabimana, et al. 2005; Tamime et al., 2014). GY acid whey is a by-product with a high chemical oxygen demand (COD) ranging from 52.4 to 64.4 mg/g that may be harmful to ecosystems if not disposed of correctly (Menchik et al., 2018). As environmental regulations prohibit the random disposal of GY acid whey, the challenge is to find solutions to manage the increasingly large volumes of whey, including the recovery of its components (lactose, galactose, calcium phosphate and lactic acid). The latter could be used by the food industry (Menchik et al., 2018), as it has been for decades for cheese whey components such as proteins and bioactive peptides (Smithers, 2015). A recent study by CAS, a division of the American Chemical Society, revealed that over 3 500 patents related to GY acid whey treatment and GY acid whey ingredients extraction were registered in 2017, with 75% of them published in the past five years. Most of the patents focus on extracting proteins and lactose from GY acid whey using nanofiltration and other membrane-based filtration processes (Chandrapala et al., 2016; Chandrapala et al., 2017; Smith et al., 2016) or on an enzyme-based approach (Lindsay et al., 2018). Despite all the efforts invested, most of these processes are not yet economically viable (Erickson, 2017). Therefore, the most promising avenue may not be acid whey valorization but GY processing innovation to reduce or eliminate the production of acid whey. The various technology alternatives explored are extensively described in Jørgensen et al. (2019) and summarized in the

supplementary information (Annexe F1). This article focuses on the main technologies deployed in the Québec province of Canada: The centrifugation (CE), which concentrates the proteins after fermentation using mechanical separators, the fortification (FO), which consists of adding protein ingredients such as milk protein concentrate (MPC) in the milk before fermentation and reduces the quantity of acid whey generated, and the ultrafiltration (UF) of the milk before fermentation, which has the benefit of generating neutral pH milk permeate instead of acid whey. These technologies influence the volume and composition of by-product generated, as well as the GY composition and its sensorial properties (Desai et al., 2013; Paredes Valencia et al., 2018; Tamime et al., 2014; Tong, 2013). They also vary in terms of production yield, resources, utilities consumption such as energy, water use, chemicals at the manufacturing plant and the capital cost of the processing equipment (Bong & Moraru, 2014; Jørgensen et al., 2019; Tong, 2013). These authors have reviewed the technical advantages and drawbacks of each technological option, but none of them has included a systematic environmental comparison between GY production systems and technologies. The International Dairy Federation published in 2015 new guidelines (IDF, 2015) to standardize carbon footprint assessment of dairy products using the life cycle assessment (LCA) methodology. Some papers have used LCA, a scientifically recognized methodology, to estimate the environmental impacts of regular yogurt manufacturing process (Berlin & Sonesson, 2008; Berlin et al., 2006; Dewick et al., 2007; González-García et al., 2013, Vasilaki et al., 2016) and yogurt packaging and delivery systems (Keoleian et al., 2004; Maceno et al., 2018). However, to the best of our knowledge, since the release of the new IDF guidelines, no LCA study on yogurts or focusing specifically on Greek yogurt technologies has been published. This paper aims to fill this gap.

Our main objective is to compare the environmental performances of the most common GY production options available in Québec in 2018 throughout the entire product life cycle, i.e. from a cradle-to-grave perspective. Our specific objectives are:

- to identify the main contributors of GY along its life cycle
- to identify the key triggers to reduce the environmental burden of GY production systems.
- to test the relevance of the mass allocation method based on the dry weight of milk solid content, as recommended by the IDF guidelines, for partitioning the GY environmental impacts from its co-product (cream) and its by-product (whey).

Section 4.2.2 describes the LCA methodology including detailed information on the GY technological options (mass flows, energy consumption, and processing yields). Results are presented and discussed in Section 4.2.3. Section 4.2.4 determines the limitations of the current study and opportunities for further research. Conclusions follow in Section 4.2.5.

4.2.2 Methods

The LCA methodology was based on the International Dairy Federation guideline “A common carbon footprint approach for the dairy sector” (IDF, 2015) and the international ISO 14040 (ISO, 2006a) and 14044 (ISO, 2006b) standards. The attributional LCA compares the five scenarios described after. The scenarios are compared based on a functional unit of 1 kg of GY at 10% protein and 0% fat consumed by an average Québec household in 2018. Despite slight organoleptic and composition differences related to the manufacturing technology, the functional properties of the GY compared in this study were assumed to be equivalent for the five systems.

4.2.2.1 Systems description and boundaries

The scope of the study is cradle-to-grave. It considers all the operations, from feed production to milk production at the dairy farm, yogurt factory operations, distribution, consumption and final disposal of the product. The transportation and waste management operations in all stages are also considered. All known exchanges from/to the ecosphere are included in the life cycle inventory. System boundaries are described in Figure 4.1.

The milk is produced in a typical Québec farm and transported to the GY manufacturing plant where it is transformed in GY. Then, 50% of GY is filled into 500 ml polypropylene (PP) containers and the other 50% into 100 ml polystyrene (PS) cups packed by 4 or 8 units. Packaged GY is then boxed, palletized and cooled at 4°C to be stored. The distribution and consumption stages include several transportation and refrigeration operations, as described by (González-García et al., 2013). In total, 79% of the cardboard used for PS packs and 15% of PP containers are recycled by consumers (RECYC-QUÉBEC, 2017). The rest of the materials are landfilled.

Based on a survey of three major Canadian manufacturers in 2017 and 2018, we selected three GY technological options to manufacture the GY.

- (1) Centrifugation (CE) after fermentation, which is the most conventional technology

(2) Fortification (FO), which is a combination of FO before fermentation and CE after fermentation

(3) Ultrafiltration (UF) before fermentation, which is a new option that is gaining ground

Three ingredient supply alternatives were also considered for FO, resulting in five GY production system scenarios. The detailed unit processes of the three technological options are described in the supplementary information (Annexe F2.1) and illustrated in Figure 4.1.

CE: The raw milk is skimmed, thermally treated, fermented, centrifuged and cooled before reaching the packaging area. The centrifugation process separates the acid whey from the yogurt to concentrate the proteins up to 10%. A homogenization process is sometimes added after the thermal treatment to improve the final texture.

FO: Liquid or solid milk protein concentrates (MPC) are introduced between the skimming and thermal treatment operations. Other operations remain similar to CE. The reference scenario was based on solid MPC 80 powder concentrated at 80% proteins (w/w) sourced from the USA. Two alternatives to liquid diafiltered milk from the USA or Québec were also assessed. The three MPC supply alternative scenarios are named:

- FO-P-US for MPC powder (80% protein) from USA
- FO-L-US for liquid MPC (20% protein) from USA
- FO-L-QC for liquid MPC (20% protein) from Québec

The MPC manufacturing process is described in Annexe F2.1.

UF: The protein concentration is performed just after the skimming. Consequently, smaller volumes of skimmed milk are treated during subsequent operations. The UF membrane retains the majority of the proteins in the skimmed milk (retentate). Most of the lactose and minerals migrate through the membrane into the permeate.

Annexe F4 (Table F.6) provides key parameters and the sources used to build each operation in the five scenarios.

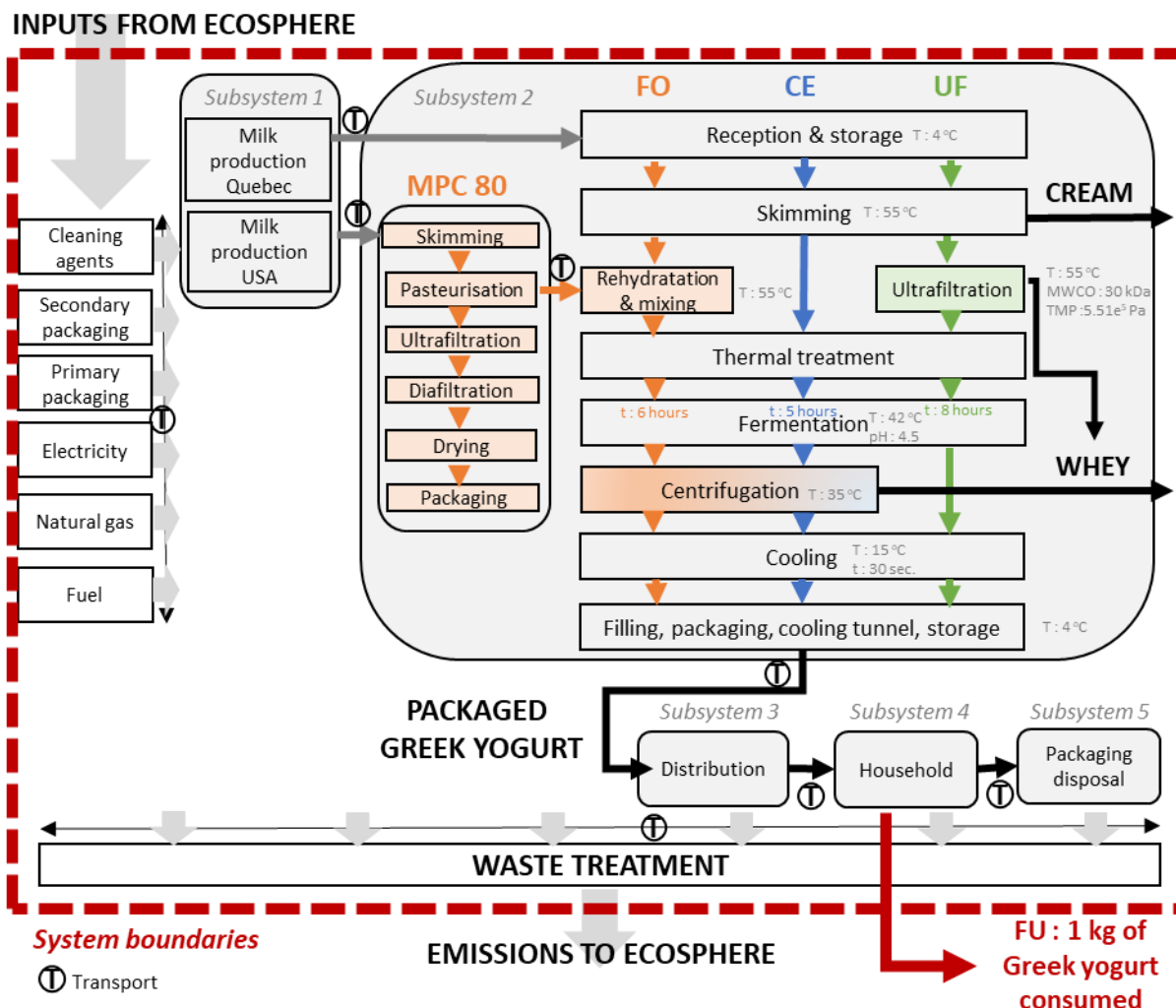


Figure 4.1 : System boundaries including detailed unit process and main parameters of operations for the three technologies.

Centrifugation (CE) in blue, Fortification (FO) in orange and Ultrafiltration (UF) in green

4.2.2.2 Systems modeling and life cycle inventory

We modeled the three technological options using the prototype of a dairy process simulation software (Benoit et al., 2019).

The simulation modeling was based on generic high-capacity lines processing $20\,000 \text{ l.h}^{-1}$ of raw milk, 16 hours a day with one cycle of clean-in-place (CIP) per day and producing a GY at 10% protein and 0% fat, in the operational conditions specified in Figure 4.1. Detailed information on processing simulation parameters and results are available in the Annexe F3 (Tables F.1 to 5). The mass balance of main process units reported in Table 2.1. were based on 1 kg GY output with

identical protein concentration (10%). In practice, GY outputs and concentration vary according to the technology. The high selectivity of the UF membrane retains more proteins and less lactose than the traditional CE. FO usually has a higher protein and lower lactose content than CE because of the high protein/lactose ratio contained in MPC 80 (Nsabimana et al., 2005; Uduwerella et al., 2018).

Each technology was characterized by a specific protein retention coefficient (R_p) (Equation 4.1).

$$R_p = 1 - [P_w] / [P_{gy}] \quad (4.1)$$

Where $[P_{gy}]$ = protein concentration in GY and $[P_w]$ = protein concentration in the whey.

The simulation was performed with $R_p = 0.97 \pm 0.01$ for CE, $R_p = 0.95 \pm 0.01$ for FO and $R_p = 0.98 \pm 0.01$ for UF based on manufacturer data. Output and inputs were scaled up to 1 kg of GY produced, resulting in variations of raw milk input and cream and whey outputs according to the technology (Table 4.1). The simulation parameters did not make it possible to differentiate lactic acid produced by fermentation from lactose. They are both reported as “lactose” in Table 4.1.

Table 4.1 : Simulated mass balance of inputs and outputs for the CE, FO, and UF technologies before L&W

	CONCENTRATION ON WET BASIS						QUANTITY PER KG OF GY PRODUCED					
	Protein	Fat	Lactose	Ash	Dry Matter	Water	Protein	Fat	Lactose	Ash	Water	Total
	(w/w)	(w/w)	(w/w)	(w/w)	(w/w)	(w/w)	kg	kg	kg	kg	kg	kg
Centrifugation (CE)												
Raw milk	3.27	3.97	4.81	0.75	12.80	87.20	0.113	0.138	0.167	0.026	3.026	3.47
Skimmed milk	3.40	0.04	5.01	0.78	9.23	90.77	0.106	0.001	0.157	0.024	2.840	3.13
Cream	2.04	40.00	3.01	0.47	45.52	54.48	0.007	0.137	0.010	0.002	0.186	0.34
Concentrated yogurt	10.00	0.04	4.66	0.73	15.43	84.57	0.100	0.000	0.047	0.007	0.846	1.00
Acid whey	0.30	0.04	5.17	0.81	6.32	93.68	0.006	0.001	0.110	0.017	1.994	2.13
Fortification (FO)												
Raw milk	3.27	3.97	4.81	0.75	12.80	87.20	0.089	0.108	0.131	0.020	2.381	2.73
Skimmed milk	3.40	0.04	5.01	0.78	9.23	90.77	0.084	0.001	0.123	0.019	2.235	2.46
Cream	2.04	40.00	3.01	0.47	45.52	54.48	0.005	0.107	0.008	0.001	0.146	0.27
MPC 80	81.30	1.60	4.60	6.80	94.30	5.70	0.024	0.000	0.001	0.002	0.002	0.03
Fortified milk	4.20	0.06	4.87	0.83	9.96	90.04	0.107	0.002	0.125	0.021	2.304	2.56

Table 4.1 : Simulated mass balance of inputs and outputs for the CE, FO, and UF technologies before L&W (cont'd and end)

	CONCENTRATION ON WET BASIS						QUANTITY PER KG OF GY PRODUCED					
	Protein	Fat	Lactose	Ash	Dry Matter	Water	Protein	Fat	Lactose	Ash	Water	Total
	(w/w)	(w/w)	(w/w)	(w/w)	(w/w)	(w/w)	kg	kg	kg	kg	kg	kg
Fortification (FO)												
Concentrated yogurt	10.00	0.06	4.56	0.78	15.40	84.60	0.100	0.001	0.046	0.008	0.846	1.00
Acid whey	0.48	0.06	5.07	0.86	6.47	93.53	0.007	0.001	0.079	0.013	1.458	1.56
Ultrafiltration (UF)												
Raw milk	3.27	3.97	4.81	0.75	12.80	87.20	0.111	0.134	0.163	0.025	2.949	3.38
Skimmed milk	3.40	0.04	5.01	0.78	9.23	90.77	0.104	0.001	0.153	0.024	2.768	3.05
Cream	2.04	40.00	3.01	0.47	45.52	54.48	0.007	0.133	0.010	0.002	0.181	0.33
Concentrated yogurt	10.00	0.12	4.65	0.73	15.50	84.50	0.100	0.001	0.047	0.007	0.845	1.00
Sweet whey (permeate)	0.18	0.00	5.18	0.81	6.17	93.83	0.004	0.000	0.106	0.017	1.919	2.04

The simulation accounted for heat regeneration and water recirculation. Such systems are generally implemented in factory to optimize cooling and heating energy and water consumption. Natural gas consumption was based on boiler requirements to produce steam for the heat exchangers and CIP system (Annexe F3 (Table F.1)). CIP modeling was based on a generic calculation methodology taking into account the quantity of milk processed between each cycle and number of unit processes (Yee et al., 2013). All materials (chemicals, tap water, wastewater) and energy flows (electricity, natural gas) determined by the simulation are reported in the inventory. Refrigerant losses were assumed to be negligible (Manufacturer survey, 2017) and not considered in the simulation. The packaging, final product cooling and storage operations, general utility consumption and L&W of products were not part of the simulation but are included in the inventory based on literature data.

4.2.2.2.1 Multifunctionality modeling

GY systems are multifunctional because they produce jointly GY, cream and whey and thus fulfill several functions. Yogurt is the primary function. The cream is a high-value co-product, and the whey is usually considered a by-product recovered as an animal feed complement in pig farming. We used IDF guidelines (IDF, 2015) to allocate the impacts between the three products generated by the systems. These guidelines recommend dividing the system into subsystems when possible and using a mass allocation based on the dry weight of milk solid content of the final product and co-products (without differentiating co-products and by-products) when subdivision is not possible. The burdens from raw milk and manufacturing processes were then allocated between cream, GY and whey according to Equation 4.2.

$$MAFi = DMi \cdot Qi / \sum_{i=1}^n (DMi \cdot Qi) \quad (4.2)$$

Where $MAFi$ is the mass allocation on dry matter factor for the product i ; DMi is the dry matter content of product i (Table 4.1 column Dry Matter) and Qi is the quantity of product i for 1 kg GY (Table 4.1 column Total).

We also tested the robustness of the results by allocating the impacts based on an economic relationship between the co-products/by-products. This allocation was calculated on the milk producers' revenues for milk components class 2a price average in Québec for GY and cream in

2017 (PLQ, 2017). Whey received an economic allocation factor of 0% because it has no value in current market conditions. It is a cost for the GY manufacturer who pays its transport to the farm. MPC manufacturing is also a multifunctional process that uses raw milk to produce cream, MPC and a UF permeate rich in valuable lactose. Economic allocation factors vary depending on the sourcing since the prices of cream and milk ingredients are not the same in the USA and Canada. We used prices according to milk components USA class IV (Proteins: 3.98 USD.kg-1; Fat 5.35 USD.kg-1; Lactose 0.12 USD.kg-1) and Québec class 7 (Proteins: 1.58 CAD.kg-1; Fat 7.24 CAD.kg-1; Lactose 1.58 CAD.kg-1) in 2017.

The allocation factors are described in Table 4.2. Details on the allocation factors for MPC produced in the USA and Québec are available in Annexe F5 (Table F.7).

Table 4.2 : GY production system – mass and economic allocation factors at each point of substitution

<i>SB = subsystem</i>	Mass allocation on dry matter				Economic allocation			
		Skimmed				Skimmed		
	Cream	milk	Whey	GY	Cream	milk	Whey	GY
From farm to plant (SB1) Raw milk production, transportation, losses and wastage								
CE	35%	—	30%	35%	57%	—	0%	43%
FO	35%	—	29%	36%	57%		0%	43%
UF	35%	—	29%	36%	57%		0%	43%
From reception to skimming (SB2) Reception and storage, skimming								
CE	35%	65%	—	—	57%	43%	—	—
FO	35%	65%	—	—	57%	43%	—	—
UF	35%	65%	—	—	57%	43%	—	—
Ultrafiltration (SB2)								
UF	—	—	45%	55%	—	—	0%	100%

Table 4.3 : GY production system – mass and economic allocation factors at each point of substitution (cont'd and end)

<i>SB = subsystem</i>	Mass allocation on dry matter				Economic allocation			
	Cream	Skimmed milk	Whey	GY	Cream	Skimmed milk	Whey	GY
From skimming to centrifugation (SB2) MPC supply, rehydration and mixing (FO only); thermal treatment, (homogenization - optional), fermentation, centrifugation								
CE	–	–	47%	53%	–	–	0%	100%
FO	–	–	45%	55%	–	–	0%	100%
UF	–	–	0%	100%	–	–	0%	100%
General plant operations (SB2) CIP, lighting and conditioned air electricity								
CE	35%	–	30%	35%	57%	–	0%	43%
FO	35%	–	29%	36%	57%	–	0%	43%
UF	35%	–	29%	36%	57%	–	0%	43%
From cooling to final disposal (SB2/SB3/SB4/SB5) SB2: Cooling, filling, packing, storage, packaging, plant wastes; SB3: transport & distribution; SB4: transport and consumption; SB5: final disposal; GY losses and wastage								
CE	–	–	–	100%	–	–	–	100%
FO	–	–	–	100%	–	–	–	100%
UF	–	–	–	100%	–	–	–	100%

4.2.2.2.2 Life cycle inventory (LCI)

Background life cycle inventory data, including milk production, is based on the Québec inventory database (Lesage & Samson, 2016) as available from the version 3.4 (released in 2017) of the ecoinvent database, cut-off system model (ecoinvent center <https://www.ecoinvent.org/>; (Wernet et al., 2016)), and targeted USA datasets were extracted from Thoma et al. (2013). Few adjustments to pesticides and water flows were made to ensure the consistency of crop datasets between the

USA and Québec databases. Infrastructure and processing equipment were excluded from the analyses.

Foreground data from the process simulation were scaled up to the functional unit and summarized in Table 4.3. Process parameters were discussed and validated with industrial partners. We collected the remaining data from the literature and tested the few assumptions with sensitivity analyses. Based on previous studies (González-García et al., 2013; Jungbluth et al., 2018; Prasad & Pagan, 2006), we estimated electricity consumption related to packaging, refrigeration and plant ventilation and lighting to be respectively 12%, 18% and 19% for a total of 50% of the plant's total electricity consumption. We also assumed these consumptions to be identical for all options. Water flows resulting from the simulation were corrected with the González-García (2013) inventory to include plant general water and improve result completeness. Data from distribution and household consumption were based on González-García (2013) and adapted to the Canadian context. Refrigerant leakages were excluded, except for chilled trucks. Thoma (2013a) assessed them at 1% of the GHG impacts at the plant and 19% at distribution but these figures tend to drop as technology evolves. We modeled packaging raw materials recycling based on the cut-off approach using current recycling rates in Québec as recycled content rates. Milk and GY L&W through the value chain, including packaging and all related operations (processing, storage, refrigeration and transportation), except disposal, were assessed at 3.5% during milk production and transportation, 3% at the processing plant and 26% in between distribution and consumption based on a literature overview described in Annexe F6 (Table F.8). GY organic waste treatment in between distribution and consumption are assumed to account for less than 2% of the life cycle impacts and were not included.

SimaPro v8.5.2.2 software (Pré Consultants, 2018) was used to model the LCI.

Table 4.4 :Global inventory scaled up to the functional unit (FU): 1 kg of GY at 10% protein and 0% fat consumed by an average Québec household in 2018 before L&W.

	Unit	CE	FO-P- US	FO-L- US	FO-L- QC	UF	Source
Inputs from technosphere							
Raw material procurement (SB1)							
Raw milk	kg	3.47	2.73	2.73	2.73	3.38	Simulation Benoit & Houssard (2017)
MPC powder	kg	—	0.030	—	—	—	Houssard (2018) A.F-S4
MPC liquid	kg	—	—	0.119	0.119	—	
Culture of lactic ferments (not included)		NI	NI	NI	NI	NI	
Raw milk transportation to Qc plant	t·km	0.654	0.516	0.516	0.516	0.637	PLQ (2016)
MPC transportation to GY plant	t·km	—	0.044	0.178	0.018	—	Houssard (2018) SI-S4
Primary packaging (SB2)							
PP containers (50% of FU) - Polyethylene (virgin content)	g	15.025	15.025	15.025	15.025	15.025	
PP containers recycled content	g	2.640	2.640	2.640	2.640	2.640	
PS containers (50% of FU) Polystyrene	g	23.041	23.041	23.041	23.041	23.041	
PET seal for PP containers	g	0.512	0.512	0.512	0.512	0.512	Survey 2018
Laminated paper seal for PS containers	g	1.200	1.200	1.200	1.200	1.200	A.F-S4
HDPE lid for PP containers	g	7.172	7.172	7.172	7.172	7.172	
Bleached cardboard for PS containers (virgin content)	g	3.230	3.230	3.230	3.230	3.230	
Bleached cardboard for PS containers (recycled content)	g	12.320	12.320	12.320	12.320	12.320	

Table 4.4 : Global inventory scaled up to the functional unit (FU): 1 kg of GY at 10% protein and 0% fat consumed by an average Québec household in 2018 before L&W (cont'd).

		Unit	CE	FO-P- US	FO-L- US	FO-L- QC	UF	Source
Inputs from technosphere								
GY Processing at plant (SB2)								
Natural gas								
Heating treatments regeneration system	MJ	0.618	0.490	0.490	0.490	0.738	Simulation Benoit & Houssard (2017)	
CIP	MJ	0.087	0.086	0.086	0.086	0.085		
Chemicals and water								
Sodium hydroxide in 50% solution state	g	0.361	0.356	0.356	0.356	0.351	Simulation Benoit & Houssard (2017)	
Nitric acid in 50% solution state	g	0.139	0.137	0.137	0.137	0.135		
Deionized water for MPC powder hydration	kg	—	0.090	—	—	—		
Deionised water for CIP	kg	0.255	0.252	0.252	0.252	0.249	Gonzalez-Garcia (2013)	
Other plant tap water usage	kg	2.941	2.315	2.315	2.315	2.867		
Distribution (SB3)								
Electricity	Wh	186.100	186.100	186.100	186.100	186.100	Gonzalez-Garcia (2013)	
Transportation	t·km	0.145	0.145	0.145	0.145	0.145	Calculation SI-S4	
Consumption (SB4)								
Plastic bag	g	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	Hospido A (2006)	
Transportation	km	0.146	0.146	0.146	0.146	0.146	Calculation A.F-S4	
Electricity (refrigeration)	Wh	54.700	54.700	54.700	54.700	54.700	Gonzalez-Garcia (2013)	
Tap water	kg	0.8045	0.8045	0.8045	0.8045	0.8045	Gonzalez-Garcia (2013)	

Table 4.4 : Global inventory scaled up to the functional unit (FU): 1 kg of GY at 10% protein and 0% fat consumed by an average Québec household in 2018 before L&W (cont'd and end).

		Unit	CE	FO-P-US	FO-L-US	FO-L-QC	UF	Source
Output to technosphere								
Wastes to treatment (SB2, SB3, SB4, SB5)								
White water from plant	m3	3.20E-03	2.57E-03	2.57E-03	2.57E-03	3.12E-03		Simulation Benoit & Houssard (2017)
Other waste water treatment	m3	8.05E-04	8.05E-04	8.05E-04	8.05E-04	8.05E-04		
Cardboard and corrugated board	g	71.160	71.160	71.160	71.160	71.160		Calculation A.F-S4
Plastic mixture landfill	g	49.178	49.178	49.178	49.178	49.178		
Municipal waste collection (transportation)	t·km	1.19E-02	1.13E-02	1.13E-02	1.13E-02	1.13E-02		
Product, co-product and by-product (SB2)								
Cream	kg	0.341	0.268	0.268	0.268	0.332		
Greek Yogurt (GY)	kg	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000		
Whey	kg	2.129	1.559	1.559	1.559	2.044		

1 kg of GY at 10% protein and 0% fat consumed by an average Québec household in 2018 before L&W. CE: centrifugation; FO-P-US: fortification with MPC 80 powder from the USA; FO-L-US: fortification with liquid MPC from the USA; FO-L-QC: fortification with liquid MPC from Canada; UF: ultrafiltration.

4.2.2.3 Life cycle impact assessment

Impacts are estimated from the LCI using the IMPACT WORLD+ method (Bulle et al., 2019), Endpoint v1.4.1, Midpoint v1.23. Four impact category indicators were selected to compare the GY system options based on the main environmental concerns of Québec's dairy sector.

- **Human health (HH)** in DALY and **ecosystem quality (EQ)** in pdf·m2·yr at the endpoint level

- **Climate change (CC)** in kg CO₂ eq. and **fossil and nuclear energy use (FEU)** in MJ deprived at the midpoint level

Climate change is measured at short term, representing a time integrated impact over a time horizon of 100 years. Climate change contribution to HH and EQ endpoint indicators was removed purposely. Other midpoint indicators contributing to HH and EQ are available in Annexe F7 (Tables F.12 to 15) to provide a comprehensive and complementary environmental profile. For the raw milk data from the USA imported from an older version of ecoinvent (v2.2), water supply processes were adapted to ensure the water mass balance. However, the water balance is not consistently ensured for the background processes across ecoinvent v2.2, therefore, the representativeness of water availability impact assessment in HH and EQ categories cannot be guaranteed.

4.2.2.4 Sensitivity analyses

We conducted sensitivity analyses to assess the robustness of the results according to modeling and methodological choices. We also performed a local sensitivity analysis by varying the default value of the LCA model's key parameters by +/- 1%.

4.2.3 Results and discussion

4.2.3.1 Contribution to the environmental impacts

Results presented in Figure 4.2 are expressed in absolute value. Numerical results are available in Annexe F7.1. The cradle-to-grave perspective reveals the significant contributions of milk production, milk ingredients (MPC) and product L&W to the GY impacts. Packaging materials are also important contributors when it comes to non-renewable energy use.

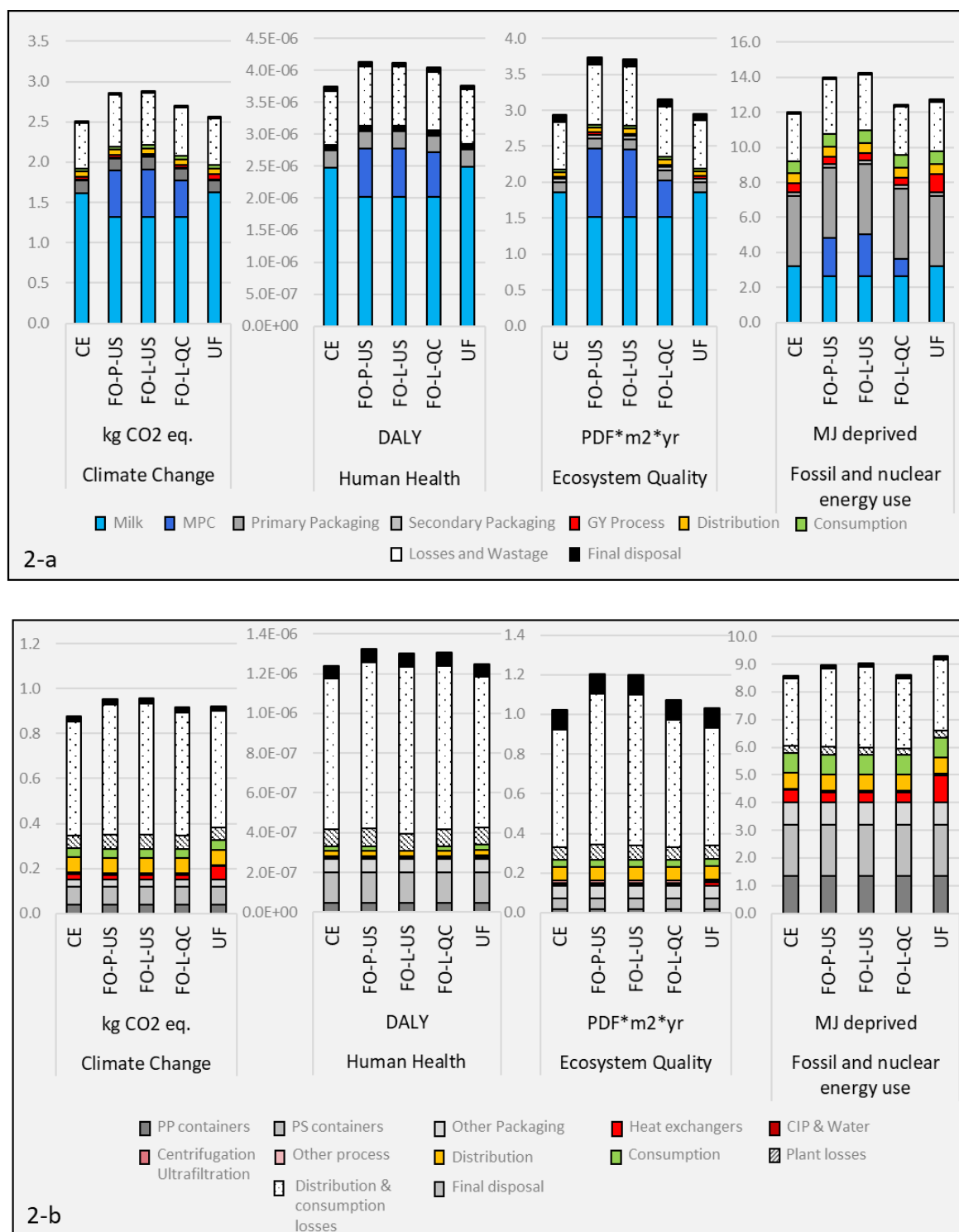


Figure 4.2 : Comparative LCA of centrifugation (CE), ultrafiltration (UF) and fortification (FO) with 3 MPC sourcing alternatives (FO-P-US : fortification with MPC 80 powder from USA; FO-L-US : fortification with liquid MPC from USA; FO-L-Qc: fortification with liquid MPC from Québec) for a functional unit (FU) of 1 kg yogurt consumed including L&W. 2a (top): cradle-to-grave; mass allocation; 2b (bottom): same excluding raw material procurement (raw milk and MPC)

The production of milk at the farm (including milk ingredients for FO) contributes to 82 to 88% of the climate change (CC), human health (HH) and ecosystem quality (EQ) impacts and to 33 to 43% of the fossil energy use (FEU) impacts, for all the scenarios before L&W. This is consistent with the IDF report (2009), which states milk production contribution to 80 to 95% of the total LCA GHG emissions based on 60 dairy products studies. When L&W is included, the main contributors remain milk and dairy ingredients, which contribute to 63 to 67% of CC, HH and EQ impacts and 25 to 35% of the FEU impacts.

Losses and wastage (L&W) contribute to 23 to 25% of the life cycle impacts for all impact indicators. Potential impacts from L&W are notably higher than the cumulative impacts of the processing, distribution, consumption and final disposal stages. A sensitivity analysis (Annexe F8.1) showed that the potential of CC impacts reduction is 45 times higher for L&W than for energy consumption (electricity and natural gas) at the plant. The L&W from distribution to consumers (20% of the life cycle impacts) present even higher impact mitigation potential.

Primary packaging, mainly PP and PS containers, contributes to 6 to 8% of CC impacts and 35% of the FEU category (Figure 4.2a). For half of the GY volumes packaged in PP and half in PS, the latter requires 24% more raw material (Table 4.3) and has respectively 25% and 50% more impacts on FEU and CC than the former. The contribution of packaging to CC (6%) remains low as compared to the contribution of milk and milk ingredients (> 63%) or to that of L&W (>24%).

Processing operations at the plant contribute to less than 3% of CC, HH, EQ and between 3 to 8% of FEU impacts over the entire life cycle for all the scenarios. Operations requiring the use of natural gas (heating treatment and CIP) stand out in the FEU category. They contribute to 94 to 98% of the processing stage impacts. More details on the contribution of each processing operation are available in Annexe F7.1 (Table F.10). The inclusion of a homogenization process contributes to 10% of the EQ impacts at the process stage but less than 1% of the CC, HH or FEU impact categories. Its global impact is negligible over the entire life cycle. These results are specific to Québec, where renewable energy sources (mostly hydropower) represent 99.5% of the electricity mix (Whitmore & Pineau, 2018). The impacts related to processing operations would increase in regions where fossil thermal power plants are the primary source of electricity. For instance, with the energy mix average of the USA– 35% natural gas; 27% coal; 19% nuclear; 17% renewable

(EIA, 2019) – the impacts related to CC would only rise up to 2%. Therefore, the contribution of the processing stage to the entire GY life cycle impacts remains low in any case.

Distribution and consumption: These two stages include mainly electricity consumption for refrigeration and fuel consumption for transportation. The sum of all these operations accounts for 4% of CC impacts and 10% of FEU impacts over the entire life cycle (Figure 4.2a) in this study but may vary significantly according to transportation distances. For instance, contribution to CC impacts varies from 1 to 18% over the entire life cycle (1% for transport from the grocery to home on foot and distribution distances < 50 km; 18% being for 20 km from the grocery by car and distribution distance equal to 600 km).

Final disposal counts for less than 1% of CC, 2% of HH, 3.5% of EQ and 1% of FEU impacts over the entire GY life cycle. It could increase by including GY organic waste treatments from L&W that are not modeled in this study.

4.2.3.2 LCA scenarios comparison

The relative discrepancy between the highest and lowest environmental impact scores among scenarios varies from 0 to 20% across indicators. The two fortification scenarios sourced in the USA have the highest impacts for all four indicators. CE has the lowest impact. The discrepancies for CE, UF and FO-L-QC are less than 8% for each indicator. An uncertainty analysis would be required to assess the confidence level of the relative results and to assert if one scenario performs better than the other.

4.2.3.2.1 Protein yield and raw milk input

Seeing as the major contributor to the environmental impacts is milk production (Figure 4.2a), the technologies that consume less milk to achieve 10% protein concentration in GY were expected to perform better. So, the higher the protein yield performance, the more GY is produced with the same quantity of milk and the more the impacts correlated to GY production might decrease. As reported in Table 4.1, FO is the most intensive technology in terms of milk input (3.51 per kg of GY produced including 2.73 kg of QC raw milk and 0.78 kg of milk for MPC), followed by CE (3.47 kg) and UF (3.38 kg). FO has a low protein retention rate in GY during the centrifugation process ($R_p=0.95$). The performance of UF is attributed to the good selectivity of the membrane, which retains more protein in the GY ($R_p=0.98$) than CE separator ($R_p=0.97$). Nevertheless, LCA

results are not only correlated with protein yield. Several other factors are involved, as discussed in the following paragraphs.

4.2.3.2.2 CE versus UF

UF has a 6% and 2% higher impact than CE in the FEU and CC impact categories, respectively (Figure 4.2a), from cradle to grave. This is partially attributable to the higher natural gas consumption by the heat exchangers at the plant (Figure 4.2b) and the allocation rules. Further explanations are available in section 4.2.3.3.2 and Annexe F3.4.

4.2.3.2.3 FO-L-QC versus CE and UF

FO-L-QC has 6% to 8% more impacts than CE and -2% to 7% more impacts than UF across all the impact categories. This is mainly due to the largest amount of total raw milk required and, to a lesser extent, the transportation of MPC to the GY plant.

4.2.3.2.4 FO-S-US, FO-L-US and FO-L-QC

The discrepancies between the three MPC sourcing alternatives for the FO process (Figure 4.3) are due to a combination of three main factors: milk producing region, MPC drying process and transportation distances.

Influence of the milk producing region (Figure 4.3): Milk production contributes to 77 to 99% of the MPC impacts for all the FO scenarios and impact categories. Milk produced in the USA (national average) has a greater impact than milk produced in Québec by 19% for CC, 4% for HH, 45% for EQ and 56% for FEU. Differences in farming system parameters such as feed intakes, crop production practices, irrigation requirements, manure management and regional climate conditions, cause most of these variations (Hambly, 2011). On average, the USA's agricultural practices are more intensive than Canada's. The USA uses more fertilizer, requires more fossil energy and relies on more maize for cow feeding (a crop with a high environmental footprint) than Canada (Quantis, Groupe Agéco, 2012). Furthermore, a sensitivity analysis based on data collected by Thoma et al. (2013) on American farms reveals significant variations between regions (Annexe F7.1 Table 11).

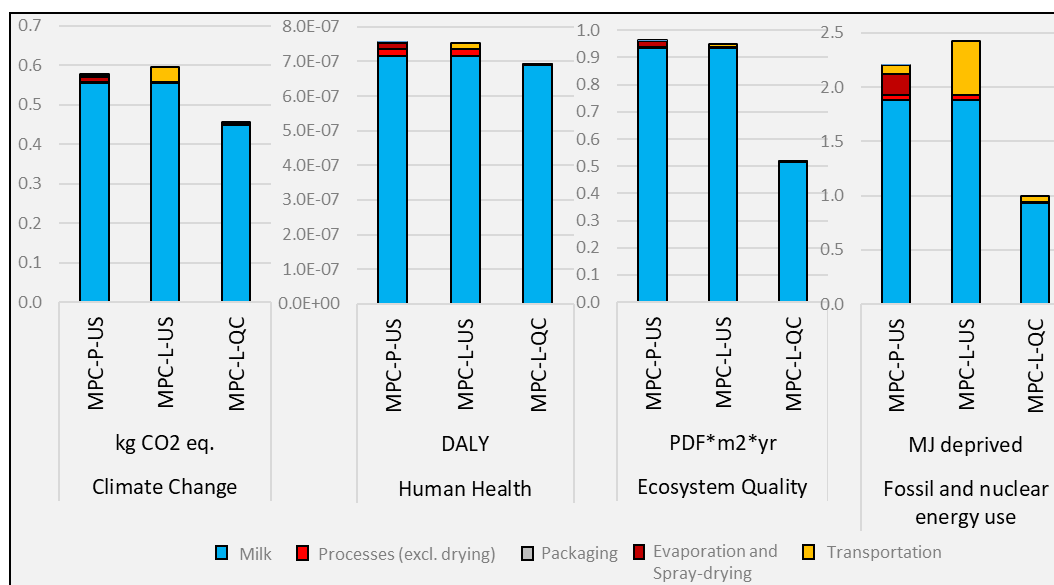


Figure 4.3 : Impact profile for the production and transportation of three MPC sourcing alternatives with quantities scaled up to fulfill the functional unit (1 kg of GY)

MPC-P-US: 0.029 kg of MPC 80 powder from the USA transported over 1500 km; MPC-L-US: 0.12 kg of liquid MPC from the USA transported over 1500 km; MPC-L-QC: 0.12 kg of liquid MPC from Québec transported over 180 km

Influence of the MPC drying process and transportation distances: For CC and FEU impact categories, the supply of 1 kg of MPC powder (MPC-P-US) transported over 1500 km has respectively only 4 and 9% less impacts than the supply of 4 kg of liquid MPC (MPC-L-US). By reducing the distance of transportation to 750 km or less, the supply of 1 kg of MPC powder (MPC-P-US) has more impacts than the supply of 4 kg of liquid MPC across all categories. As already demonstrated by Depping et al. (2017), transporting large volumes of liquid proteins over long distances often has fewer impacts than drying operations. As shown in Figure 4.4 and detailed in Annexe F8.2, the region of milk sourcing and the type of MPC (powder versus liquid) are much more sensitive parameters than the distances of transportation.

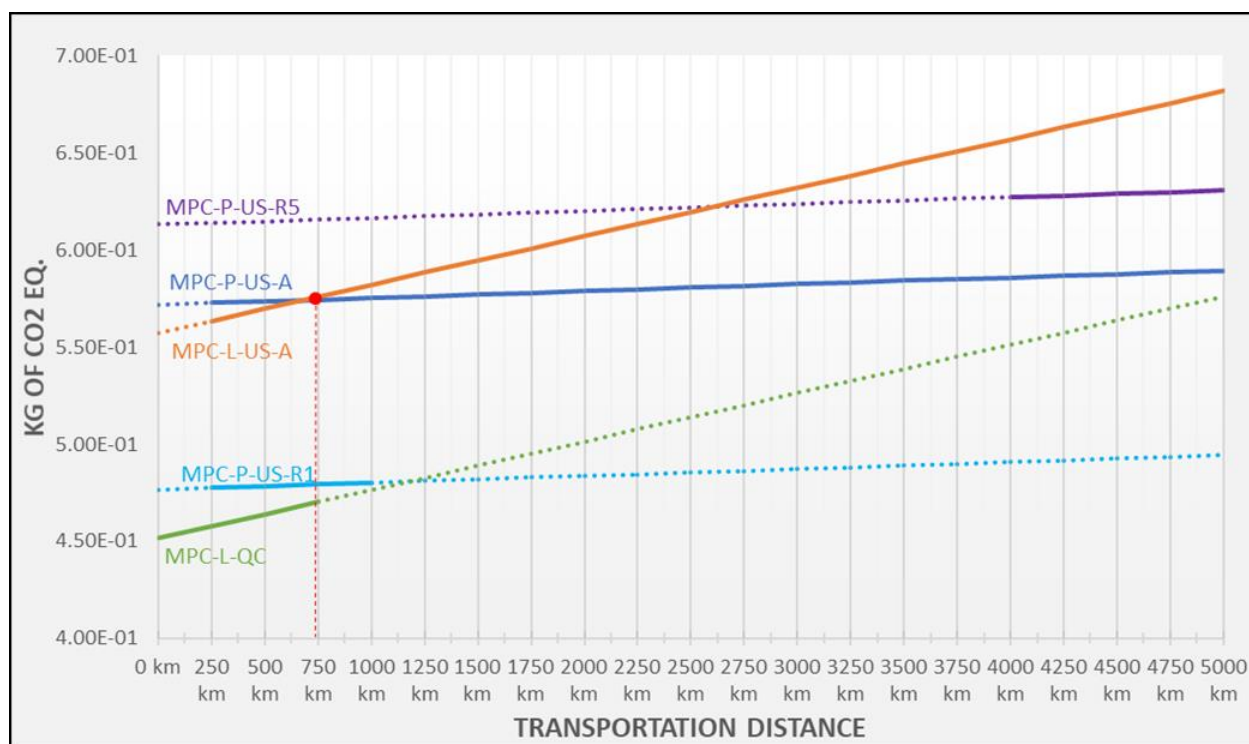


Figure 4.4 : CC impacts variation as a function of transportation distance from MPC plant to GY plant for the three MPC sourcing alternatives scaled up to the FU (1 kg of GY)

MPC-P-US-A: 0.03 kg MPC 80 powder from USA with USA raw milk average; 0.12 kg MPC-L-US -A : liquid MPC from USA with USA raw milk average; 0.03 kg MPC-P-US -R1: MPC 80 powder from north east USA; 0.03 kg MPC-P-US -R5 MPC 80 powder from west coast USA; ; 0.12 kg MPC-L-Qc : liquid MPC from Québec

4.2.3.3 Robustness of the results

4.2.3.3.1 Sensitive parameters assessment

The local sensitivity analysis, illustrated by Figure 4.5 on CC and detailed in Annexe F8.3 for the other impact categories, shows that the LCA results for each scenario are sensitive to parameters linked to the yield of the separation processes. Such parameters (skimmed milk output, GY protein content, skimmed milk protein content, protein retention coefficient...) influence the quantity of raw milk required at the input. Furthermore, the allocation factors attributed to co-products/by-products significantly influence the magnitude of the impacts attributed to GY. Results are also sensitive to L&W and somewhat sensitive to the packaging parameters (PS versus PP rate, and plastic materials weight), recycled rates and transportation operations for milk production, distribution and consumption.

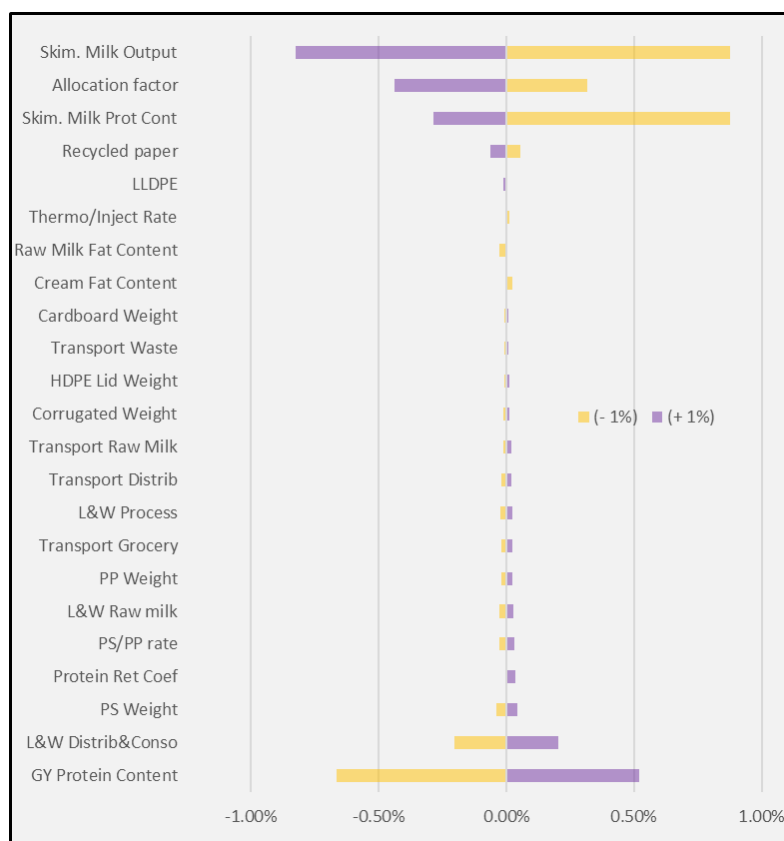


Figure 4.5 : Change in CC impacts for (+/- 1%) change on input parameters by for CE option.
Parameters causing less than 0.01% change are not represented in the figure

4.2.3.3.2 Influence of modeling and methodological choices on GY production systems comparison

Detailed sensitivity analyses on the modeling and methodological choices are provided in Annexe F8.4, Table F.16.

Conclusions on the comparative environmental performances of the five scenarios are not sensitive to the environmental impact method selected (IMPACT World+ versus ReCiPe (E)), nor to the technology yield (illustrated by the variation in the protein retention coefficient), nor to the functional unit selected (1 kg of yogurt consumed versus 1 kg of milk treated). However, as summarized in Table 4.4, conclusions change with respect to the allocation rule (mass versus economic), allocation factor (value attributed to the whey) and regions of milk sourcing.

Economic versus mass allocation on dry matter: With economic allocation, the whey is considered a waste and is attributed 0% of the impacts. With mass allocation on dry matter, the whey (or permeate) is attributed 29% to 30% of the raw milk impacts for UF and CE, respectively.

This difference changes the impacts allocated to GY and modifies the conclusions between scenarios. Indeed, with economic allocation, the higher protein retention coefficient of UF gives UF an advantage as compared to CE by slightly reducing the mass of raw milk required at the input (3.47 kg/kg GY for CE and 3.38 kg/kg GY for UF) to produce 1 kg of GY. However, with mass allocation on dry matter, this advantage is offset by the higher dry matter retention rate of UF versus CE (Table 4.1), which increases the impacts allocated to GY processed by UF versus CE (Table 4.2).

Economic allocation factor variation: If the milk components from the UF permeate could be recovered (based on Quebec class VII milk component prices) instead of being treated as waste like acid whey, UF would perform even better than CE and FO. Indeed, in this situation, 17.5% of the impacts would be allocated to the permeate instead of the GY.

Region of milk sourcing: Conclusions are sensitive to the MPC milk sourcing region (Table 4.4 and Annexe F7.4). For instance, if MPCs are produced with US milk sourced from the state of New York (R1), FO-L-US becomes more interesting than FO-P-US in all impact categories. In contrast, if MPCs are produced with US milk sourced from California (R5), FO-P-US becomes more interesting than FO-L-US. FO-L-QC performs better than the FO-US scenarios but CC impact results show low gaps (0.2%) with milk production regions such as R1 and high gaps (14%) with milk production regions such as R5 (Figure F.4 and Annexe F8.2 Table F.16). These findings reinforce the fact that the region from which the milk and milk ingredients are sourced has a major influence on GY environmental performance.

Table 4.5 : Change in scenarios classification according to sensitivity analyses

OBJECT	MODIFICATION	IMPACT CATEGORY	CONCLUSION VS. REFERENCE	LCA RESULTS	GENERAL CLASSIFICATION
Reference	NA	CC	NA	CE<UF<FO-L-QC <FO-P-US<FO-L-US	CE<UF<FO-L-QC except for FEU FO alternatives variable
		HH		CE<UF<FO-L-QC <FO-L-US<FO-P-US	
		EQ		CE <UF<FO-L-QC <FO-L-US <FO-P-US	
		FEU		CE<FO-L-QC <UF <FO-P-US <FO-L-US	
	Economic instead of mass allocation on dry matter	CC	Changed	FO-L-QC< UF < CE <FO-P-US<FO-L-US	Lowest: FO-L-QC<UF< CE Except for FEU others vary
		HH	Changed	FO-L-QC<UF< CE<FO-L-US=FO-P-US	
		EQ	Changed	FO-L-QC< UF<CE <FO-L-US <FO-P-US	
		FEU	Changed	FO-L-QC<CE<UF< <FO-L-US <FO-P-US	
Allocation	Economic allocation with whey UF at 17.5% instead of 0%	CC	Changed	UF< FO-L-QC < FO-L-US<FO-P-US< CE	Lowest: UF<FO-L-QC Except for FEU others vary
		HH	Changed	UF< FO-L-QC <CE <FO-L-US<FO-P-US	
		EQ	Changed	UF <FO-L-QC<CE <FO-L-US <FO-P-US	
		FEU	Changed	FO-L-QC<UF<CE <FO-L-US <FO-P-US	

Table 4.5 : Change in scenarios classification according to sensitivity analyses (cont'd and end)

OBJECT	MODIFICATION	IMPACT CATEGORY	CONCLUSION VS. REFERENCE	LCA RESULTS	GENERAL CLASSIFICATION
US region of milk sourcing	R1 350 km vs national average 1500 km	CC	Changed	CE<UF<FO-L-QC < FO-L-US < FO-P-US	
		HH	Unchanged	CE<UF<FO-L-QC < FO-L-US < FO-P-US	
		EQ	Unchanged	CE<UF<FO-L-QC < FO-L-US < FO-P-US	FO-L-QC<FO-L-US<FO-P-US
		FEU	Changed	CE<FO-L-QC<UF < FO-L-US < FO-P-US	
	R5 5000 km vs national average 1500 km	CC	Unchanged	CE<UF<FO-L-QC < FO-P-US < FO-L-US	
		HH	Changed	CE<UF<FO-L-QC < FO-P-US < FO-L-US	FO-L-QC<FO-P-US <FO-L-US
		EQ	Changed	CE <UF<FO-L-QC < FO-P-US < FO-L-US	
		FEU	Unchanged	CE<FO-L-QC <UF < FO-P-US < FO-L-US	

(more details in Annexe F8.4); R1: north east; R5: west coast

4.2.3.4 Key findings for GY manufacturers

This study demonstrates that milk production is the most important contributor to the environmental profile of GY. Any initiatives from manufacturers to select milk from regions with a low environmental footprint and reduce milk inputs and product L&W could significantly improve the environmental performance of GY. Manufacturers could also promote and support efforts to mitigate the impacts of dairy farms.

Waste minimization has already been identified as a priority in some LCA studies in dairy literature (Berlin et al., 2008; Burek et al., 2018; Flysjö et al., 2011). Our results reinforce the idea that reducing L&W along the life cycle is an effective lever to improve the environmental impact of

GY and should be investigated further. We demonstrated that reducing L&W by 1% at the plant level is more effective than reducing energy consumption by 10% and could even be much more effective if the initiative goes beyond the plant boundaries. For instance, cooperating with food security legislators to improve consumer communication on product shelf life labeling and participating in public awareness campaigns on the environmental impact of dairy food wastage could influence the reduction in losses at the distribution and consumption stages. Instead of being viewed as a potential factor that lowers sales volumes, it could become a factor of competitive differentiation and a commitment in terms of corporate social responsibility.

Procurement decisions about milk and milk protein sourcing also significantly impact the performances of GY systems. Selecting liquid protein ingredients or protein powders depending on transportation distances can improve the environmental performances of GY. However, the milk production region remains the most important factor. The large variations observed among regions are mainly due to differences in farming practices such as crop feeding and manure management and, to a lesser extent, to regional climate. Therefore, any efforts by manufacturers to improve the traceability and impact assessment of their supply chains (MPC and milk sourcing) could have a positive influence on the environmental profile of GY.

The current study did not highlight any significant differences between the three technologies (CE, FO, UF). Energy consumption between the technologies is not a critical factor. Discrepancies are also low between scenarios using equivalent milk sourcing (Québec raw milk or MPC sourced from Québec milk or USA milk from R1). CE tends to be the preferred scenario with mass allocation on dry matter, but UF performs best with economic allocation. The performance of scenarios is sensitive to the allocation rules used between GY and its co-products/by-products and the milk sourcing regions.

4.2.4 Limitations and opportunities

This study paves the way for a range of opportunities for further research. The major limitation pertains to the multifunctionality approach, which is a highly sensitive choice in determining the environmental burdens of various co-products/by-products. The accuracy of the L&W data is another area of improvement.

4.2.4.1 Multifunctionality and allocation method

Currently, acid whey is still considered as a by-product managed as a waste. In this respect, the IDF allocation based on dry-matter content is somewhat misleading. This rule attributes more impacts to the product that retains more dry matter in GY. Consequently, 1% more impacts from the raw milk (Table 4.2) are allocated to GY produced with the UF technology despite generating a permeate that is potentially more valuable than the acid whey from CE or FO. Furthermore, fewer impacts are allocated to GY with the technologies that reject more valuable milk components in the acid whey. Reducing the impacts on GY by allocating the environmental burdens to the whey by-product is hardly justifiable choice should the results be used in an environmental declaration initiative. In the current situation in which GY manufacturers are still struggling to recover the milk solid content that ends up in the acid whey, we would recommend zeroing the allocation to acid whey.

Furthermore, economic allocations depend upon price volatility and market demand. With this rule, results and conclusions may vary over time. For instance, the sensitivity analysis on the economic allocation value of whey showed that the fluctuations in the prices of UF permeate components from UF change the conclusions. UF may score better or worse as compared to the other technologies depending on the market value of its permeate.

Finally, comparative LCA results between the five studied systems are sensitive to the allocation rules. Dealing with multifunctionality has always been an issue in LCA and is still extensively discussed. Many different solutions to the allocation problems have been suggested but the choice of solution can have a decisive impact on the LCA results (Aguirre-Villegas et al., 2012; Ekvall & Finnveden, 2001; Flysjö et al., 2011). The IDF guidance on LCA provides normative methodological choices to improve consistency between dairy product LCAs around the world. The allocation approach recommended by the IDF is a pragmatic method that harmonizes the analyses. It has been applied in some recent LCA dairy studies, such as the study from Finnegan et al. (2017) on milk powder and butter. It is also mentioned in a specific study on dairy product allocations (Jungbluth et al., 2018) and in a review examining LCA practices on cheese production to partition cheese and whey (Finnegan, 2018). However, the authors conclude that allocation methods should be improved, and new standardisation or guidelines may be needed. For all the

reasons explained above, the mass allocation on dry matter is not the most appropriate for GY. Further work in this area is therefore suggested.

4.2.4.2 L&W data improvement

We used available data in the literature to assess the environmental burdens (Annexe F6) of L&W but sources are limited and often based on assumptions. The amount of milk and GY L&W along the supply chain were accounted for in the reference flows calculation. However, the treatment of these wastes along the supply chain was not considered due to the lack of information on the different waste treatment pathways and technologies involved.

Work to improve the accuracy of L&W data is not trivial. Since it is a major contributor to the entire product life cycle, any reduction in this area could lead to a significant improvement in the environmental performances of dairies.

4.2.5 Conclusion

This comprehensive LCA comparing three GY producing technologies (CE, FO, UF) and three different MPC sourcing alternatives cannot clearly discriminate the environmental performance of each scenario. The conclusions remain sensitive to the allocation modeling choices between GY and its co-products/by-products.

Nevertheless, our findings serve to identify the environmental hotspots across the GY value chain. It comes as no surprise that the major contributor to the environmental burdens of GY systems is raw milk production. We have shown that minimizing product L&W across the entire value chain (estimated at 32.5% overall) and sourcing milk from regions with the lowest environmental impacts could significantly improve the performance of GY. At the manufacturing plant, L&W minimization remains a key priority. In addition, GY manufacturers can also significantly influence the life cycle performance of GY systems beyond their plant operations through targeted strategic decision-making related to ingredient procurement, product shelf life and returned product management. This broader vision of corporate social responsibility could represent a step toward better sustainability in the dairy industry.

Beyond these findings, this study also contributes to the debate on the most appropriate LCA modeling choices in light of the multifunctionality of dairy systems (e.g. yogurt, cream and whey

simultaneously). We demonstrated the limitation of applying the mass allocation method based on the dry matter weight recommended by the IDF to assess the LCA impacts of GY systems. It inconsistently reduces the impact scores on GY and cream by allocating up to 30% of milk burdens to acid whey, which is currently considered a by-product managed as an undesirable waste. Further research is required to gain a better understanding of whey valorization pathways and find alternative approaches to model these multifunctional systems.

Acknowledgments: We would like to express our gratitude to Novalait, the Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies (FRQNT), Institut EDDEC and TD Bank for their financial support. We would also like to thank Greg Thoma and his research team at the University of Arkansas who provided us with the USA LCI datasets, Producteurs de lait du Québec and the three Canadian yogurt manufacturers involved in this project for their contribution. Their valuable collaboration in selecting the technical processing options, collecting foreground data and validating the results significantly improved the quality of our work.

CHAPITRE 5 ARTICLE 2: ALLOCATION IS NOT ENOUGH! A SYSTEM BOUNDARIES EXPANSION APPROACH TO ACCOUNT FOR PRODUCTION AND CONSUMPTION SYNERGIES: THE ENVIRONMENTAL FOOTPRINT OF GREEK YOGURT

5.1 Présentation de l'article

Cet article présente les résultats comparatifs d'une AeCV conséquentielle de type A, dans un contexte décisionnel au niveau micro (European Commission, 2010) ou trois technologies de YG (CE, UF et FO) et trois façons de gérer le lactosérum acide ou le perméat doux issu de ces technologies sont évaluées.

Il a été rédigé sous la supervision des professeurs Manuele Margni et Yves Pouliot avec la collaboration du docteur Dominique Maxime, analyse au CIRAIG et des industriels laitiers partenaires de Novalait impliqués dans le projet.

Les auteurs de cet article sont Catherine Houssard, Dominique Maxime, Yves Pouliot et Manuele Margni. Il a été soumis au Journal of Cleaner Production le 20 août 2019 et est en cours de révision.

Les informations supplémentaires soumises avec le manuscrit sont disponibles dans l'Annexe G.

5.2 Manuscrit

5.2.1 Introduction

To tackle the climate crisis, a shift to sustainable food production and consumption is critical. Within the current dynamic, the food systems' contribution to air and water pollution and land transformation and degradation will continue to increase to meet the needs of an expanding population (Willett et al., 2019). Therefore, optimizing diets and reducing overconsumption and food waste throughout the value chain should be a priority (Willett et al., 2019), especially in the meat and dairy sectors, which account for approximately 40% of food-related greenhouse gas (GHG) emissions and represent 18% of global GHG emissions (FAO, 2017).

Between 2005 and 2015, the dairy industry took action to reduce the intensity of its GHG emissions per kg of milk produced by 11%, mainly by improving the cows' raw milk yield. However, during

the same period, global milk production grew by 30%, resulting in an 18% increase in GHG emissions (FAO, 2019). The increase in milk production is driven by the greater demand for high-quality nutrients in developing countries, as well as by changes in consumption behaviours in developed countries from liquid milk to processed dairy products, which require more kg of milk per kg of final product and generate by-products. Between 2010 and 2015, these products, such as cheese, cream, butter and Greek yogurt (GY), rose by 5 to 10% or more and are expected to pursue this global growth until 2025 (IDF, 2018b). As a result, their by-products (i.e., whey for cheese or GY and skimmed milk powder for butter and cream) increase proportionally. Due to lower market demand for non-fat solids (NFS) components (typically milk proteins and lactose), skimmed milk powder stocks rose by 2.84% per year globally. Consequently, their market prices dropped, sometimes below cost, and NFS are dumped on animal feed and other secondary markets (IDF, 2018a). Technically, recovering by-products from the human food industry in animal feeding is a form of circular economy. However, NFS from milk are rich in macro-nutrients (proteins and lactose) and micro-nutrients (minerals and vitamins), which are well known for their qualities in human nutrition. Therefore, this diversion in the use of milk components represents a lack of efficiency in the food production system, causing potentially incremental environmental pressure and economic losses for milk producers (Canadian Dairy Commission, 2016). Combined with 20% global losses and wastage reported along the value chain of dairy products in North America (FAO, 2011), this highlights the significant inefficiencies in the optimization of milk nutrients in the dairy sector. As stated by the United Nations Environment Programme (Bringezu et al., 2017), focusing our efforts on individual productivity gains will not be effective to achieve the Sustainable Development Goals. A systemic approach is needed to foster synergies at different scales between the economic actors in value chains, sectors and regions.

Life cycle thinking and life cycle assessment (LCA) tools embrace this systemic approach and provide good support to mitigate the environmental impacts of production systems (Hellweg & Milà I Canals, 2014). LCA is a standardized multicriteria approach to quantify the potential environmental impacts of a product, service or system throughout the complete value chain, from raw materials extraction to product disposal (ISO 14040, 2006a). By breaking down the boundaries between players in the supply chain, LCA delivers greater opportunities to improve overall system sustainability. Therefore, greater gains may be achieved by manufacturers working with suppliers and customers to encourage continuous environmental improvement across the supply chain

(Nicol, 2004). However, because LCA focuses on the function delivered to define a system and functional equivalence to compare different systems, this approach encounters methodological challenges when assessing or comparing the environmental impacts of multifunctional systems (Majeau-Bettez et al., 2018). This issue is typical in the dairy industry, in which the raw milk usually delivers several products that fulfill several functions (Flysjö et al., 2011). For instance, a GY manufacturing system produces high-protein-low-fat yogurt but also cream and whey (Houssard et al., 2019). The cream is a co-product that may be sold as-is, added to other dairy products or processed into butter. The whey is a by-product that may be recovered or treated as a waste. The ISO 14044 (2006b) and International Dairy Federation (IDF, 2015) LCA guidelines do not distinguish between by-products and co-products and thus create confusion (Finnegan, 2018; Houssard et al., 2019). Furthermore, there is neither a single method to partition the environmental burdens between the co-products nor a consensus in the LCA community on the best way to proceed. Although ISO 14044 recommends a hierarchized step-by-step procedure (Table 5.1), the IDF recommends dividing the system into sub-systems when possible and using an allocation factor based on the dry weight of milk solid content to solve the multifunctionality challenge and simplify the workload of LCA practitioners. Some authors have shown the limits of the ISO 14044 hierarchical procedure (Pelletier et al., 2015), while others have demonstrated the sensitivity of the results to the allocation factor selected and how the environmental burden can shift between product and co-products according to the allocation strategy (Aguirre-Villegas et al., 2012; Houssard et al., 2019).

Table 5.1 : ISO 14044 hierarchical step-by-step procedure to solve multifunctionality in LCA

- (1) Subdividing the processes into independent sub-processes whenever possible;
- (2) Expanding the product system boundaries to include the additional functions related to the co-products when complete subdivision is not possible;
- (3) Allocating the inputs and outputs based on an underlying physical relationship between the co-products when the system can neither be subdivided nor easily expanded;
- (4) Allocating the inputs and outputs based on other relationships (e.g. the economic value) when none of the above approaches are feasible.

Dealing with multifunctionality is among the greatest challenges in LCA (Ekvall & Finnveden, 2001; Majeau-Bettez et al., 2018). This is why the approach must be chosen carefully based on the objectives of the analysis and characteristics of the studied system (Zamagni et al., 2012). The multifunctionality solution should never be arbitrary but rather always based on clearly justified rationales that are in line with the goal and scope (Pelletier et al., 2015).

In a previous study, Houssard et al (2019) assessed the environmental impacts of five GY production systems using the allocation factor based on the dry weight of milk solid content recommended in IDF LCA guidelines (2015). This approach met the study objectives, which were to identify the environmental hotspots of a GY yogurt production system across the value chain and demonstrate the effectiveness of looking beyond factory boundaries to improve the environmental performances of GY systems. This article aims to revisit Houssard et al. (2019) study by using a system boundaries expansion with substitution (SBES) approach. This approach provides a more holistic perspective by including the influence of GY system co-products and by-products (cream and whey) on other systems directly linked by market conditions with the ultimate goal of optimizing the use of milk components at the dairy sector level.

Specific objectives are to:

- (1) Assess the environmental impact scores of GY production and the influence of the co-product (cream) and by-product (whey) on external systems in direct interaction;
- (2) Compare the environmental impacts of three GY production technologies (centrifugation (CE), fortification (FO), ultrafiltration (UF)), including different whey management alternatives;
- (3) Identify solutions to enhance the efficient use of milk components for GY production systems in the regional context of Québec, Canada;

The paper is structured in six sections. Section 5.2.2 briefly introduces the case study and rationales behind the SBES approach. Section 5.2.3 describes the method, data and modeling choices used to perform the LCA. Section 5.2.4 presents the results and sections 5.2.5 and 5.2.6 discuss these results and conclude the analysis, broadening the scope to other applications in the dairy industry.

5.2.2 Presentation of the case study and system boundaries expansion with substitution (SBES) approach

This section describes the specific conditions of the Canadian dairy market and main characteristics and challenges of GY production under these market conditions. The SBES modeling approach is also described and justified in the context of the case study.

5.2.2.1 Canadian dairy industry and Greek yogurt market characteristics

The Canadian dairy sector operates under a supply management system based on planned domestic production, administered pricing and dairy product import control (CDIC, 2020). Although recent international trade agreements (e.g. NAFTA, CETA, CPTPP, etc.) and milk protein concentrate imports from the United States have created loopholes, it remains a closed system under quotas. Raw milk production is regulated by the domestic demand for milk fat (cream and butter), which has grown every year since 2010 (Dairy Farmers of Canada, 2017), thus proportionally increasing the need for raw milk production and availability of NFS (proteins and lactose) on the Canadian market. Excess NFS are dried into skimmed milk powder and stored before finding potential buyers on the animal feeding market. In Canada, NFS for animal feed increased by 21% between 2014 and 2016 (Basillais, 2017), and skimmed milk powder stocks reached records in 2017 (Statistics Canada, 2018). In this context, Greek yogurt (GY), a high-protein-low-fat yogurt that experienced phenomenal market growth in less than a decade (Nielsen, 2017), uses a part of the NFS in excess on the Canadian market. GY is a concentrated fermented milk, in which the protein content is increased before or after fermentation to a minimum of 5.6% (WHO, 2011). In Canada, the GY protein content standard is 10% with an upward trend (15% and over). About half of sales are 0% fat with a continuing increasing trend towards lower fat content products.

5.2.2.2 GY processing technologies, raw milk input and whey output

At the industrial scale, the concentration of proteins is traditionally achieved by centrifugation (CE), which consists in the mechanical separation of the liquid and solid components. GY by CE requires about three times the amount of raw milk needed in standard yogurt production and generates at least twice the weight of GY in acid whey (Nsabimana et al., 2005), a by-product with a high cumulative oxygen demand (COD = 52 to 64 mg/g) that may be harmful to ecosystems if it is not properly disposed of (Menchik et al., 2018). The high volumes of raw milk input and by-

product output raise certain environmental challenges for the industry. Therefore, numerous efforts were made to develop technologies that could improve milk and milk components use in GY production (Jørgensen et al., 2019). Like Houssard et al. (2019), a previous comparative LCA study on GY production systems, this case study compares traditional CE technology with two alternatives that are gaining momentum in Canada. The fortification (FO) technology consists of adding milk protein concentrate (MPC) to the milk before the fermentation and centrifugation steps. The milk protein concentrate used here is sourced from the USA and concentrated at 80% proteins on total solids. The ultrafiltration (UF) technology consists of pre-concentrating the milk before fermentation using a membrane filtration process. These three options are briefly illustrated in Figure 5.1. The complete description of the three technologies is available in Houssard et al. (2019). Moreover, this study also explores several whey management alternatives that are described in sections 5.2.3.1 and 5.2.3.2.

The mass balances of raw milk and milk protein input and product (GY), co-product (cream) and by-product (whey) outputs vary depending on the technology. As summarized in Figure 5.1, for the same amount of GY output, FO produces 20% less cream and 27% less acid whey than the standard CE process mainly due to 21% less raw milk input from Canada. UF uses 3% less milk at the input and produces 3% less cream and 4% less whey than the standard CE process due to better yield in the concentration process.

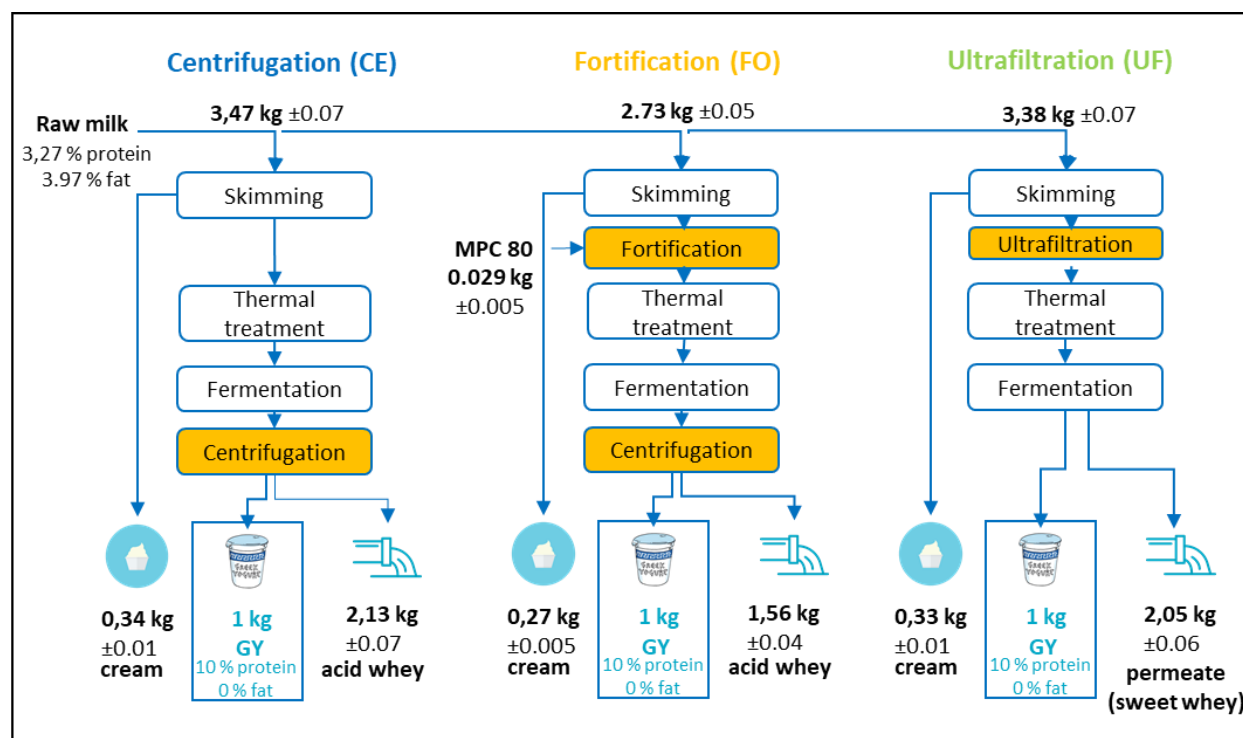


Figure 5.1 : : Simplified CE, FO and UF GY technological options to produce GY with 10% protein and 0% fat (including milk input and co-product/by-product outputs)

5.2.2.3 The system boundaries expansion with substitution (SBES) modeling approach

The ISO 14044 hierarchy recommends avoiding allocation by expanding the product system boundaries when the complete subdivision between products and co-products/by-products is not possible (ISO, 2006). The system boundaries expansion with substitution (SBES) approach consists in expanding the boundaries of the studied system $S_{A,B,C}$, which, for instance, delivers products A, B and C, to also consider external monofunctional systems $S_{B'}$ and $S_{C'}$ that fulfill the same function as co-products B and C, respectively, and then subtract them from the original $S_{A,B,C}$. As a result, $S_{A,B,C} - (S_{B'} + S_{C'})$ is credited the avoided impacts from systems B' and C'. Although this modeling approach is mandatory by nature in consequential LCA, it remains controversial and subject to criticism in attributional LCA (Pelletier et al., 2015). Based on the UNPEP/SETAC (2011) definition, consequential LCA is a changed-oriented approach, whereas attributional LCA is a descriptive approach of a steady-state situation:

- **Consequential LCA** aims to identify the environmental burdens occurring directly or indirectly (market-mediated effects) as a consequence of a decision at the market economy level. In this situation, the SBES approach contributes to a comprehensive picture of the

inter-linkage of a system with other product systems (in this example, the impact of system $S_{A,B,C}$ on system B' and C') and provides comprehensive and holistic information to the decision-maker (Ekvall & Finnveden, 2001).

- **Attributional LCA** aims to provide information on the portion of global environmental burdens associated with a specific product system. In this situation, the SBES approach artificially exported the functions of co-products B and C from the original system (by subtracting the impacts of the substituted systems B' and C' to $S_{A,B,C}$) to become equivalent to a monofunctional system delivering single product A (Jolliet et al., 2010). In practice, it can be a challenging approach when there is no specific knowledge of the actual function of the co-products or when there are no comparable substitutes. The latter, combined with a higher modeling complexity than allocation rules approaches, may introduce more uncertainty into the results and variability across results (Pelletier et al., 2015).

In the context of this study, the objective is twofold: the study attempts to compare the environmental impacts of three GY production technologies and whey management systems, but it also attempts to assess the influence of the co-products/by-products (cream and whey) on external systems in direct interaction with GY systems. The International Reference Life Cycle Data System (ILCD) handbook would classify it as a situation A, which is a decision support LCA implying interactions with external systems at a micro level, meaning that the product system has no large scale consequences on other systems (European Commission, 2010).

The specific conditions of the Canadian dairy market—a closed market regulated by milk quotas and the constraints of cream demand—justified the use of the SBES approach without applying the mechanism and perturbation logic of consequential modeling at a global scale. Indeed, in this closed-loop market, it is robust to consider that the cream produced simultaneously with GY displaces a system whose primary function is to produce cream in Canada. This is more questionable for whey, which could substitute a number of different systems. Therefore, several alternatives of whey substitution were assessed. The rationale behind each scenario is justified in sections 5.2.3.1 and 5.2.3.2.

5.2.3 Methods

This section describes the goal and scope, studied systems, life cycle inventory, environmental assessment method and sensitivity analysis choices.

5.2.3.1 Goal and scope

The study is based on the SBES approach and compares the environmental footprints of three technological options (CE, FO and UF) and two whey valorization pathways (animal feed and biogas) instead of waste treatment. The different scenarios under study, their rationales and the main modeling principles are mapped in Figure 5.2. Scenarios and data are representative of the market conditions of the Canadian province of Québec in 2018 and rely on Houssard et al. (2019) previous study data and results for GY.

The functional unit is defined as 1 kg of GY at 10% protein and 0% fat consumed by an average Québec household in 2018.

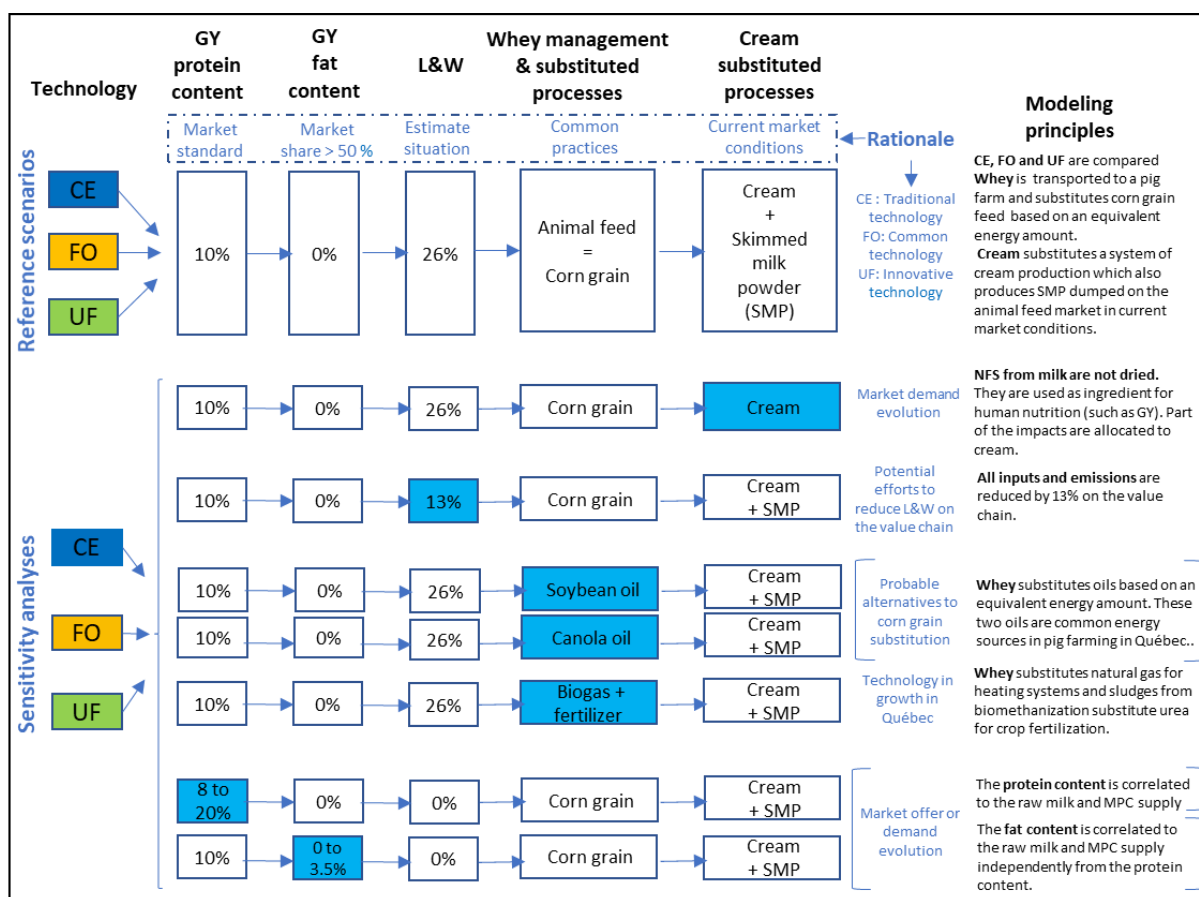


Figure 5.2 : Mapping of the reference scenarios and sensitivity analyses

The scope encompasses a cradle-to-grave system boundary. It includes all production and consumption activities from farm to fork, including waste treatment as per Figure 5.3. Cream, co-produced with GY, substitutes cream and skimmed milk powder production, as detailed in Section 5.2.3.2.1. Whey substitutes a system of corn grain production for pig farming, among other valorization alternatives that are described in Section 5.2.3.2.2. The transportation and storage operations of skimmed milk powder (from the cream substituted system) are excluded due to a lack of knowledge on the final destinations. Potential changes in handling whey versus other feed substrates were assumed to have a low influence on the results and are not included. Indeed, material and energy inputs for handling operations (grinding of feed, cleaning operations heating, lighting, etc.) contribute to less than 2% of the impacts (MacWilliam et al., 2015), whereas feed inputs contribute to more than 55% of the impacts of pig production in Québec (EPQ, 2017).

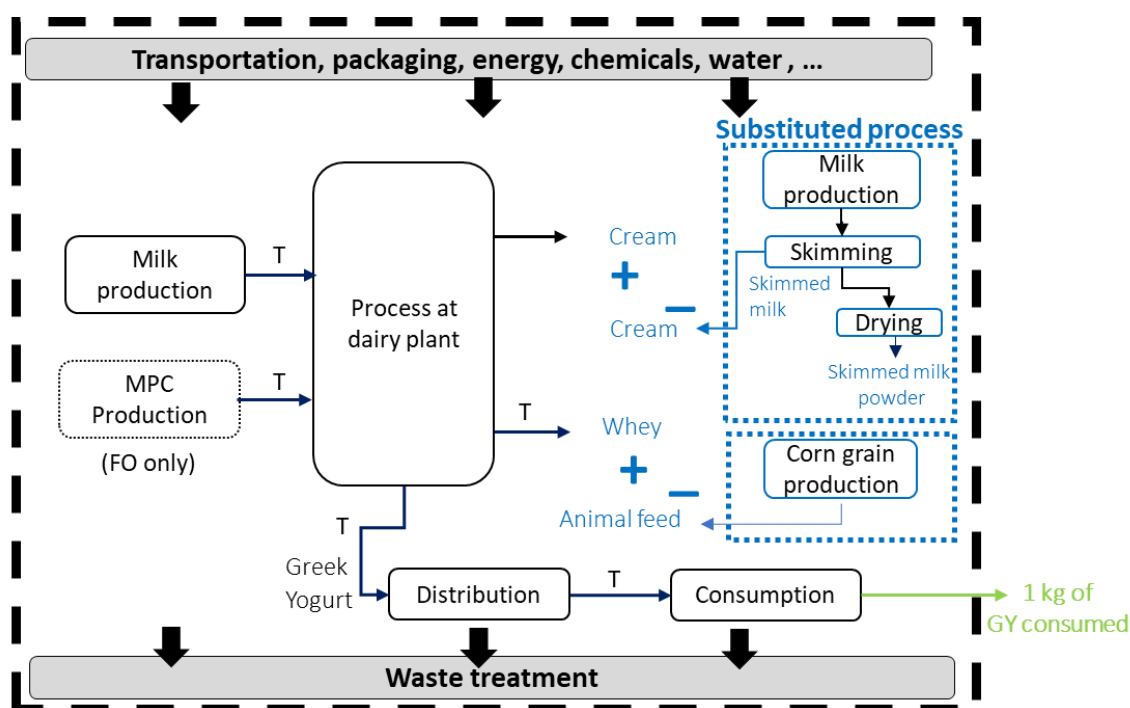


Figure 5.3 : Simplified system boundaries.

Whey substitution is represented by corn grain for animal feed as a reference but soybean oil and canola oil for animal feed and heat from biogas were also assessed in this study

Milk and yogurt losses and wastage along the value chain are included. They are estimated to 3.5% at the farm, 3% at the processing plant and 26% in between distribution and consumption (Houssard and al., 2019). Infrastructures, refrigerant leakages across the value chain, lactic ferments supply

at the manufacturing plant and GY organic waste treatment between the distribution and consumption stages are excluded. These activities are assumed to contribute to less than 2% of the environmental impacts (Thoma et al., 2013). No other cut-off is applied to the mass and energy flows of the foreground system.

5.2.3.2 Substituted processes

5.2.3.2.1 Cream substituted processes

Under current Canadian market conditions, milk production is driven by the demand for cream. The stocks of skimmed milk powder in surplus have exploded (Basillais, 2017; Dairy Farmers of Canada, 2017; IDF, 2018b), and it is therefore legitimate to consider that the cream co-produced by the GY system would substitute an equivalent amount of cream and skimmed milk powder from a cream or butter factory elsewhere in the Canadian dairy market. The substituted system includes all the operations of raw milk production from a typical farm in the Canadian province of Québec. The milk is transported to the cream factory where it is stored at 4°C. The raw milk is then heated at 55°C and sent to a nozzle separator to be skimmed. The skimming operation separates the cream from the NFS. The liquid NFS are then dried by evaporation and spray-drying processes and stored as skimmed milk powder.

5.2.3.2.2 Whey substituted process alternatives

This study explores several whey management alternatives:

- Whey is valorized as a supplement in animal feed, which is currently the main application in Canada.
- Whey is valorized as biogas for heat production in industrial boilers or building heating and nitrogen fertilizer replacing urea, which is an application under development in Canada.
- Whey is treated as waste, which is a fictive worst-case scenario, currently unknown in Canada.

The following alternatives substitute the following processes in the Canadian market conditions.

Animal feed: Whey is used in pig farming to replace different sources of carbohydrates or energy supplements and drinking water. The whey from the GY factory is transported to a nearby pig farm and stored as received in a plastic tank. Liquid whey is integrated into pig feed ration as a direct

replacement of drinking water, using the same piping system as drinking water (Thaler & Dakota, 2010).

GY whey is poor in protein ($0.33 \pm 0.13\%$ kg/kg) but rich in lactose ($5.12 \pm 0.13\%$) on a wet basis (Houssard et al., 2019), providing 14.6 MJ/kg of dry matter on average (INRA CIRAD AFZ, 2012), equivalent to (0.92 ± 0.02 MJ/kg) of wet matter. Corn grain, which contains 14.2 MJ/kg of wet matter (Heuzé et Tran, 2017), was selected as a substitute because it constitutes the major source of energy feed in Québec pig farming (Cloutier, 2015). The amount of substituted corn grain was calculated based on the wet matter equivalent energy content ($6.48E-2 \pm 0.16E-2$ kg/kg). Sensitivity analyses, with the equivalent energy content of wheat and soybean oil (which are energy feed and energy supplements often given to pigs (Cloutier, 2015) and abundant in Québec (Pigeon et al. 2012a)) were also conducted. Based on their respective energy content, 1 kg of whey substitutes $6.67E-2 \pm 0.17E-2$ kg of wheat and $2.52E-2 \pm 0.06E-2$ kg of soybean oil). See Annexe G.1 for details on energy equivalence calculation and data sources.

Biogas and fertilizer: The whey is transported to a nearby biomethanization plant and mixed with other food residues. Whey is first processed in an anaerobic digestion plant, which delivers a biogas composed of approximately 40% carbon dioxide and 60% methane, dewatered and composted digestate and final effluent to be treated. The biogas is then purified up to 96% methane (renewable natural gas (RNG)) by a stripping process. Owing to the low cost and low carbon footprint of the Québec electricity grid mix (mostly based on hydroelectricity), producing electricity locally through a combined heat and power (CHP) plant is not economically viable and, therefore, no CHP was considered. Rather, and based on biomethanization plants currently operating in Québec, RNG is sent to the public natural gas utility network and then assumed to be used for heat production elsewhere (e.g. in an industrial furnace). The same energy content as utility network natural gas is assumed for the purified RNG, hence 1 MJ heat from NG substitutes 1 MJ heat from fossil gas, and emissions from combustion are the same, except biogenic carbon is assumed for CO₂, CH₄ and CO air emissions in the case of RNG combustion. 1 kg of whey substitutes 0.027 m³ fossil natural gas. The digestate is a nitrogen-rich nutritive compound that is valorized locally on cropland. Here, it is assumed that it replaces urea, the dominant fertilizer sold in Québec (Pigeon et al., 2012b). and that the mineral nitrogen fraction in digestate has the same fertilizing value as urea. 1 kg of whey substitutes 2.9E-4, 1.0E-4 and 5.0E-4 kg urea-N for CE, FO and UF, respectively. See Annexe G.2 for details on the biomethanization process modelling, data sources, assumptions, and calculation.

Waste: When the whey is treated as a waste, it does not substitute any alternative production system. As an acid biowaste (pH=4.2) with a high COD (52-64 mg.g⁻¹) (Menchik et al., 2018), a treatment with NaOH is first applied to neutralize the pH, then the COD is reduced to 11 kg.m⁻³ by dilution in water before being treated in a municipal wastewater treatment plant.

5.2.3.3 Life cycle inventory

GY production system foreground data were collected from major Canadian yogurt manufacturers and completed with the modeling results from a dairy process simulation software (Benoit et al., 2019). Background life cycle inventory data builds on the Québec inventory database (Lesage & Samson, 2016) available in the cut-off system model of ecoinvent v3.4 released in 2017 (ecoinvent center <https://www.ecoinvent.org/>; (Wernet et al., 2016)) and targeted US datasets extracted from Thoma (2013). The detailed inventory of the three GY production systems (CE, FO, UF), including all their foreground key parameters and data sources, are available in Houssard et al. (2019) and summarized in Annexe G.3.

The transportation of whey to the pig farm, biomethanization site or waste treatment plant was assumed to be respectively 50, 150 and 150 km round trips. The processes related to raw milk skimming in cream substitution were modeled based on the Houssard et al. (2019) simulation. The drying of NFS in skimmed milk powder and different scenarios of whey substitution were modeled with processes available in ecoinvent (Wernet et al., 2016) version 3.4 released in 2017 that were modified to reflect Québec's specific energy mix. All biomethanization systems are unique, and the system was modeled based on generic processes from ecoinvent adapted with the help of experts from the Research Chair in Waste Recovery at Polytechnique Montréal (see Annexe G.2 for detailed process description, key parameters and data sources). The main inputs and outputs scaled up to the functional unit before losses and wastage are summarized in table 5.2.

Table 5.2 : Whey management and substituted processes inventory based on the production of 1 kg of GY before losses and wastage.

	Uni t	CE	FO	UF	Data sources	ecoinvent 3.4 processes
Whey management processes (input and output)						
(1) Animal feed						
Transportation	t.k m	1.06E-01	7.79E-02	1.02E-01		Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 {RoW} transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Cut-off, U
(2) Anaerobic digestion process for biogas and fertilizer substitution						
Electricity	kW h	1.07	0.78	1.03		Electricity, low voltage {CA-QC} market for Cut-off, U
Heat from natural gas	MJ	0.51	0.38	0.50		Heat, district or industrial, natural gas {CA-QC} heat production, natural gas, at boiler modulating >100kW Cut-off, U
					See S.I.	
Tap water	kg	0.34	0.25	0.33		Tap water {CA-QC} market for Cut-off, U (water flows corrected)
Wastewater	m3	3.20E-03	2.49E-03	3.28E-03		Wastewater from anaerobic digestion of whey {CA-QC} treatment of, capacity 1E9l/year Cut-off, U
Transportation	t.k m	3.19E-01	2.34E-01	3.07E-01		Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 {RoW} transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Cut-off, U

CE: centrifugation; FO: fortification with milk protein concentrate powder (MPC 80) from the USA; UF: ultrafiltration

Table 5.2 : Whey management and substituted processes inventory based on the production of 1 kg of GY before losses and wastage (cont'd)

	Unit	CE	FO	UF	Data sources	ecoinvent 3.4 processes
(3) Treatment of whey as a waste						
NAOH	kg	2.95E-08	2.12E-08	—	See S.I.	Neutralising agent, sodium hydroxide-equivalent {GLO} market for Cut-off, U
Tap water	m3	1.14E-02	8.19E-03	1.10E-02		Tap water {CA-QC} market for Cut-off, U (water flows corrected)
Waste water (COD 11mg.g-1)	m3	1.35E-02	9.69E-03	1.30E-02		Wastewater from anaerobic digestion of whey {CA-QC} treatment of, capacity 1E9l/year Cut-off, U
Transportation	t.km	3.19E-01	2.34E-01	3.07E-01		Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 {RoW} transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Cut-off, U
Processes substituted by cream (input and output)						
Raw Milk (including 3,5% production losses)	kg	3.47	2.73	3.38	Calculation based on Houssard et al. (2019)	Cow milk {CA-QC} milk production, from cow Cut-off, U
Raw milk transportation to Qc plant	t.km	0.65	0.52	0.64		Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 {RoW} Cut-off, U

CE: centrifugation; FO: fortification with milk protein concentrate powder (MPC 80) from the USA; UF: ultrafiltration

Table 5.2 : Whey management and substituted processes inventory based on the production of 1 kg of GY before losses and wastage (cont'd)

	Unit	CE	FO	UF	Data sources	ecoinvent 3.4 processes
Electricity (skimming +NFS evaporation and drying)	Wh	288	225.5	274.5		Electricity, medium voltage {CA-QC} market for Cut-off, U
Heat (natural gas) for NFS evaporation and drying	MJ	17.76	13.93	17.02		Evaporation of milk {CA- QC} milk evaporation Cut-off, U + Heat from Spray-drying of milk {CA- QC} milk spray-drying Cut-off, U modified with Schuck et al. (2015)
Processes substituted by whey						
(1) Animal feed						
Tap water	kg	2.13	1.56	2.05		Tap water {CA-QC} market for Cut-off, U
.....//.....\						
1.1: Corn grain	kg	0.14	0.10	0.13	Calculation based on https://www.feedipedia.org	Maize grain, feed {CA-QC} production Cut-off, U (excl. metals)
Transportation	t.km	7. 00E-03	1.62E-03	6.47E-03		Transport, freight, lorry 16- 32 metric ton, EURO5 {RoW} transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Cut-off, U

CE: centrifugation; FO: fortification with milk protein concentrate powder (MPC 80) from the USA; UF: ultrafiltration

Table 5.2 : Whey treatment and substituted processes inventory based on the production of 1 kg of GY before losses and wastage (cont'd and end)

	Unit	CE	FO	UF	Data sources	ecoinvent processes	3.4
1.2: Soybean oil	kg	5.36E-02	4.02E-02	5.04E-02	Calculation based on (Omafra, 2020)	Soybean oil, crude {CA-QC} soybean meal and crude oil production, mechanical extraction Cut-off, U-Modified (excl. metals)	
Transportation	t.km	8.05E-03	6.08E-03	7.56E-03		Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 {RoW} transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Cut-off, U	
.....							
1.3: Wheat	kg	0.14	0.10	0.13	Calculation based on https://www.feedipedia.org	Wheat grain, feed {CA-QC} production Alloc Rec, U (excl. metals)	
Transportation	t.km	7.09E-03	5.30E-03	6.67E-03		Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 {RoW} transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Cut-off, U	
.....							
(2) Biogas and fertilizer from anaerobic digestion of whey							
Natural gas	m3	0.06	0.04	0.06	See S.I.	Natural gas, high pressure {CA-QC} market for Cut-off, U	
Urea as N	kg	3.71E-04	2.71E-04	3.57E-04		Urea, as N {GLO} market for Cut-off, U	

CE: centrifugation; FO: fortification with milk protein concentrate powder (MPC 80) from the USA; UF: ultrafiltration

5.2.3.4 Life cycle impacts

Simapro v8.5.2.2 software was used to model the systems' life cycle inventory and assess the environmental impacts using the IMPACT World+ methodology (Bulle et al., 2019), Endpoint v1.4.1; Midpoint v1.23. Four impact category indicators were assessed: human health (DALY), ecosystem quality ($\text{pdf} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{yr}$), climate change in the short term ($\text{kg CO}_2 \text{ eq.}$) and fossil and nuclear energy use (MJ deprived).

5.2.3.5 Additional sensitivity analyses

Some sensitivity analyses were performed to assess the effects of key parameters on the LCA results and robustness of the conclusions. In addition to the whey substitution alternative scenarios, the following analyses were conducted:

- valorization of NFS from the cream substituted system in human nutrition instead of downcycling as skimmed milk powder in animal feed in a market situation where milk production is not driven by cream;
- 50% losses and wastage reduction in the distribution and consumption stages;
- GY protein and fat content varying between 8 to 20% and 0 to 3.5%, respectively.

The rationales behind these sensitive analyses are explained in Figure 5.2.

5.2.4 Results

The comparative life cycle assessment results are presented in Figure 5.4. Detailed numerical results per process and life cycle stage are available in Annexe G.4 and summarized in Table 5.3.

5.2.4.1 Contribution analyses

The SBES approach makes it possible to assess the impacts of GY, as well as the indirect impacts avoided by the additional function delivered by the cream (substituted cream) and whey (substituted corn grain). These avoided impacts (or credits) are presented in Figure 5.4 as negative impacts (green histograms).

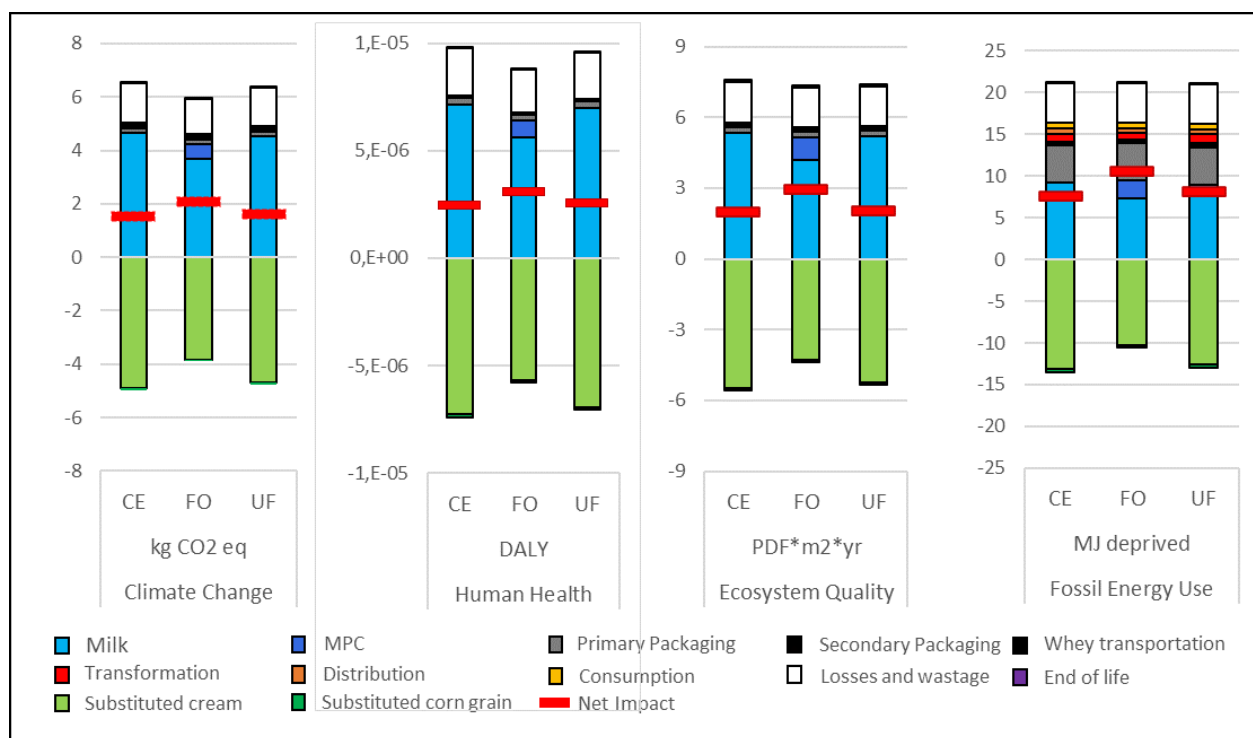


Figure 5.4 : LCA modeled with the SBES approach for 3 GY processing options including losses and wastage

functional unit: 1 kg GY at 0% fat and 10 % protein consumed in Québec; CE: centrifugation; FO: fortification with MPC 80 powder from the USA; UF: ultrafiltration. Credit = negative numbers; Impact = positive numbers.

Raw milk production at farm and milk protein concentrate contribute to over 70% of the potential climate change, human health and ecosystem quality impacts and to 45% of the fossil energy use impacts for the three technological options. However, net impacts of GY (transversal red bar) are drastically reduced by the avoided cream production system. This is explained by two factors: (1) cream substitution completely offsets the impacts of raw milk production and (2) the drying process of skimmed milk from the cream production substitution system partially offsets for the impacts in the other life cycle stages. Indeed, the drying operation is very energy intensive and consumes 3.5 times more fossil energy MJ than the GY technological processes. This result is partially masked in the figure owing to the significant contribution (20%) of primary packaging to the fossil energy use impact category.

Another important contributor is losses and wastage from the distribution and consumption stages, which represents 22% of the LCA impacts for all the categories and technological options.

Whey transportation to pig farms contributes to less than 1% of the impacts in all categories. The substitution of corn grain with whey in the pig diet contributes to less than 3% of the credits because

of the low energy content of whey, which consists of 93% water. This results in a net credit of 1 to 2%, which means that the environmental burdens avoided by corn grain substitution fully offset the burdens from whey transportation. The technology (CE, FO or UF) does not make a significant difference in the net credit despite the different quantities of whey generated by each technological option (CE: 2.13 kg; FO: 1.56 kg; UF: 2.04 kg). Other life cycle stages (transformation, distribution, consumption, end of life) are low contributors to the environmental impacts.

5.2.4.2 Comparison of technological options

As illustrated in Figure 5.4 and detailed in Table 5.3, the net impacts of CE and UF GY production systems are 20 to 40% lower than FO system, despite a higher consumption of milk and higher emissions in all the impacts categories. CE, the technology that requires the most milk, shows the least net impacts. These counterintuitive results are explained by the Canadian market conditions. With more inputs of milk, the CE and UF systems produce more cream and therefore get a higher credit by avoiding raw milk production to meet the demand for cream on the Canadian market.

Table 5.3 : Absolute and relative LCA results for the three technologies CE, FO, UF

				IMPACTS		CREDITS		RELATIVE IMPACTS		RELATIVE CREDITS		RELATIVE NET IMPACT
			GY system	substituted cream	substituted corn grain	NET IMPACT	GY system	substituted cream	substituted corn grain			
Climate Change	kg	CE	6,52E+00	-4,90E+00	-8,13E-02	1,54E+00	100%	100%	100%			74%
	CO2	FO	5,97E+00	-3,84E+00	-5,88E-02	2,07E+00	91%	78%	72%			100%
	eq	UF	6,38E+00	-4,69E+00	-7,43E-02	1,62E+00	98%	96%	91%			78%
Human Health		CE	9,83E-06	-7,25E-06	-1,37E-07	2,45E-06	100%	100%	100%			80%
	DALY	FO	8,84E-06	-5,68E-06	-9,93E-08	3,07E-06	90%	78%	73%			100%
		UF	9,60E-06	-6,93E-06	-1,25E-07	2,54E-06	98%	96%	91%			83%

Table 5.4 : Absolute and relative LCA results for the three technologies CE, FO, UF (cont'd and end)

		IMPACTS		CREDITS		RELATIVE IMPACTS	RELATIVE CREDITS		RELATIVE NET IMPACT
		GY system	substituted cream	substituted corn grain	NET IMPACT	GY system	substituted cream	substituted corn grain	
Ecosystem Quality	CE	7,58E+00	-5,46E+00	-1,38E-01	1,98E+00	100%	100%	100%	67%
	FO	7,34E+00	-4,27E+00	-1,01E-01	2,97E+00	97%	78%	73%	100%
	UF	7,40E+00	-5,22E+00	-1,26E-01	2,05E+00	98%	96%	96%	69%
Fossil Energy use	CE	2,12E+01	-1,31E+01	-4,59E-01	7,63E+00	100%	100%	100%	72%
	FO	2,12E+01	-1,03E+01	-3,27E-01	1,06E+01	100%	78%	78%	100%
	UF	2,11E+01	-1,25E+01	-4,19E-01	8,13E+00	99%	96%	96%	76%

Relative impacts and credits are based on the upper and lower value of the three options compared, respectively.
Functional unit: 1 kg GY at 0% fat and 10 % protein consumed in Québec

5.2.4.3 Sensitivity analyses

5.2.4.3.1 Sensitivity to cream and NFS market demands

Figure 5.5 shows the sensitivity of GY impact results to milk NFS valorization scenarios. In the Canadian context, where NFS from surplus of skimmed milk are dried as skimmed milk powder to be dumped on the animal feed market, the impacts are all allocated to the cream system. However, in the hypothesis that NFS from skimmed milk (i.e. protein, lactose, minerals contained in skimmed milk) could be valorized as ingredients on the human nutrition market, only the avoided impacts of cream would be accounted for. This situation would correspond to a perfect market balance of milk production and milk component consumption. In this case, low-fat GY production and other high-protein-low-fat dairy products would use the NFS milk components and produce the quantity of cream required to meet the market demand. From an LCA technical modeling perspective, this would involve partitioning the impacts between cream and NFS to make the system monofunctional. Thus, the mass allocation rule on dry matter recommended by IDF (2015) would be applied. Cream would receive 35% of the raw milk impacts and NFS 65%. GY would

then get fewer credits resulting in two to three times more net impacts across the four impact categories. FO scenario would have 25% more impacts than CE and UF, but the performance of CE and UF would be almost equivalent since the difference of milk input between CE and UF will be less discriminant (Figure 5.5). At the regional market level, this would be explained by a higher allocation of the milk production to GY in a milk market that is no longer driven by the demand for cream.

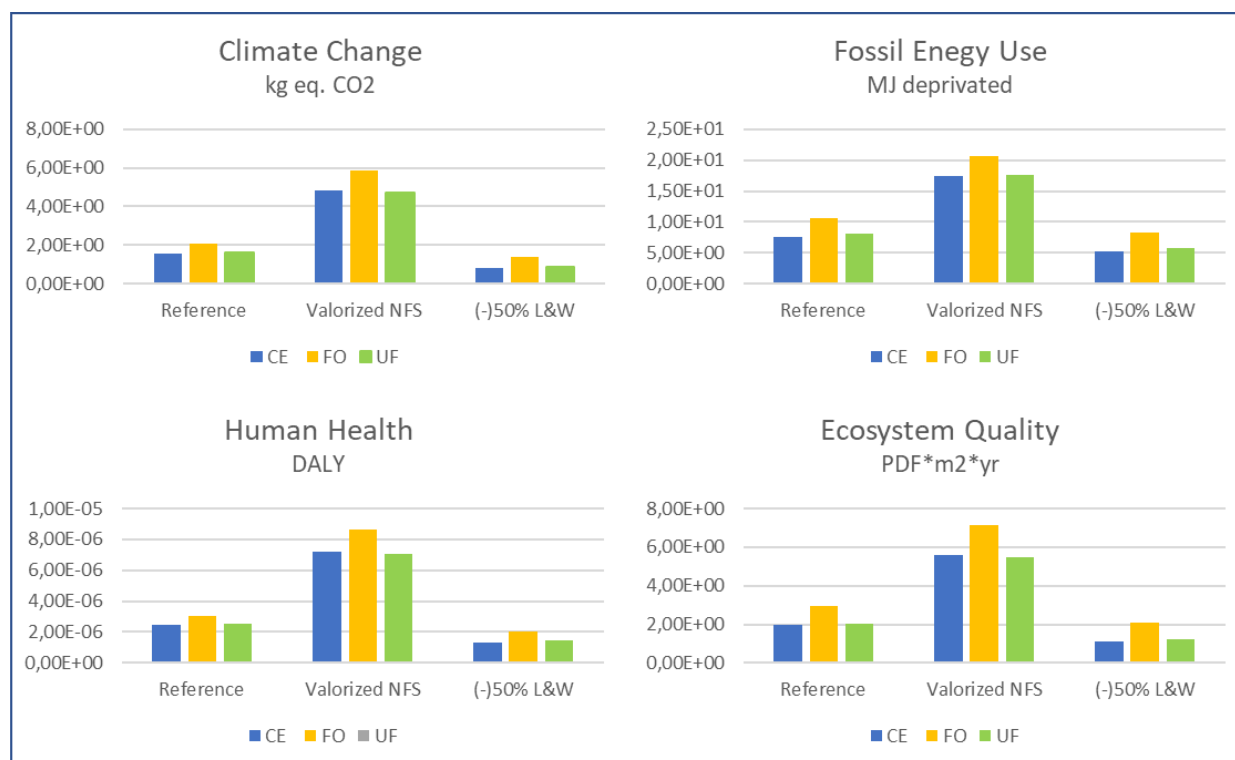


Figure 5.5 : LCA net results with NFS dried (reference scenario), NFS valorized on the Canadian human nutrition market and losses and wastage (L&W) reduced by 50% along the value chain (functional unit: 1 kg GY consumed at 0% fat and 10% protein consumed in Québec)

This sensitivity analysis pinpoints the benefits of producing high-protein-low-fat dairy products, such as GY, in imperfect market conditions where the demand for NFS is not in line with the demand for cream. In such situations, GY production becomes an effective way to improve the use of NFS milk components and environmental performance of the dairy industry.

5.2.4.3.2 Sensitivity to losses and wastage rate

Figure 5.5 shows also that net LCA results are very sensitive to the losses and wastage rate. For instance, for a 50% losses and wastage reduction in the distribution and consumption stages, LCA net impacts could be reduced by one third in all categories as compared to the reference scenario.

This highlights the importance of reducing milk and dairy products wastage to efficiently improve the environmental footprint of the dairy industry.

5.2.4.3.3 Sensitivity to whey management scenarios

As shown in Figure 5.6, the type of animal feed substituted (corn grain, soybean oil or wheat) by the whey does not influence the LCA results because of its low contribution ($<1\%$) to the credits. The biomethanization process that converts whey into biogas and fertilizer is equivalent to the valorization in animal feed, except in the fossil energy use category. Biogas production reduces the net impact of natural gas consumption and fossil energy use by 20%, providing five times more credits than corn grain substitution in this category. This credit is not reflected in climate change because of its low contribution to the category as compared to the credit from raw milk production from cream substitution. Of course, considering whey as a waste increases the environmental impact of the system, causing the net impact on climate change to rise by 5% and the net impact on ecosystem quality to rise by 38% as compared to corn grain substitution.

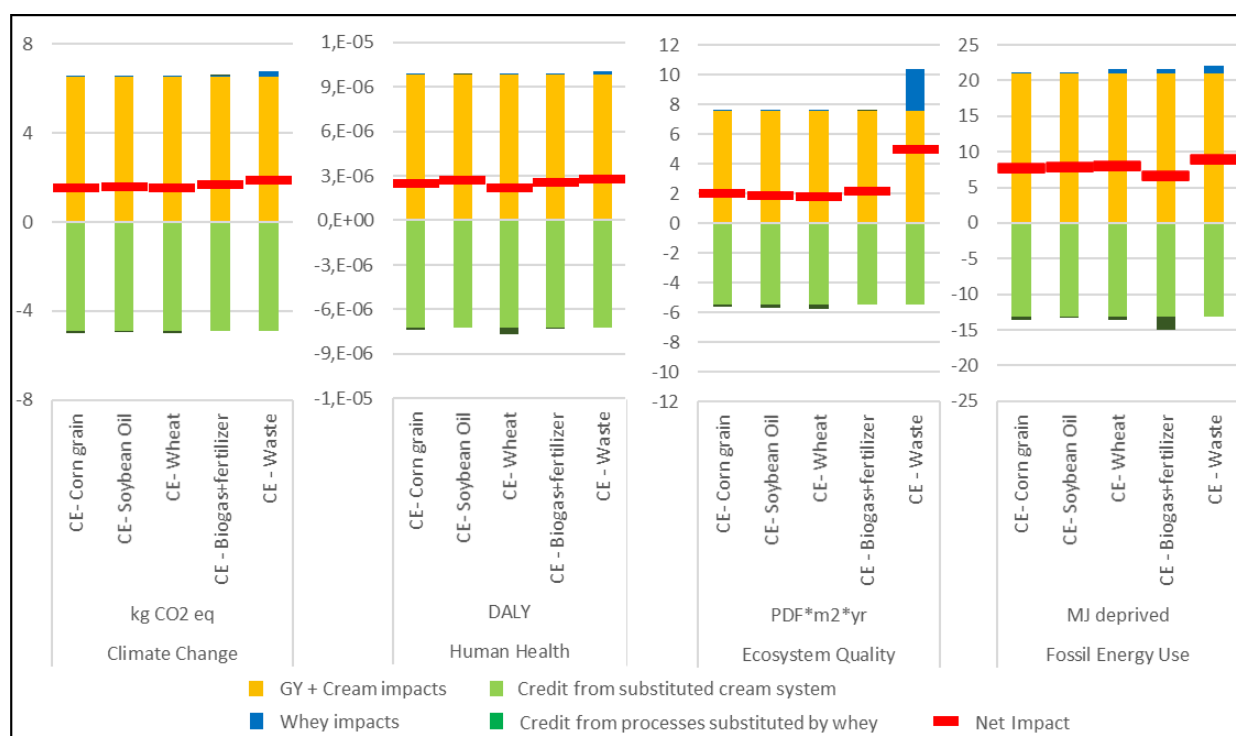


Figure 5.6 : Variation of whey management pathway on the LCA results of CE scenario

Nevertheless, the conclusions on the environmental performance of the three technologies (CE, FO, UF) are not sensitive to the whey management pathway (Figure 5.7), despite the major

discrepancy of whey volumes generated per kg GY (CE: 2.13 kg of acid whey; FO 1.56 kg of acid whey; UF: 2.04 kg of soft permeate). FO remains the worst scenario, and CE performance is always slightly better than UF.

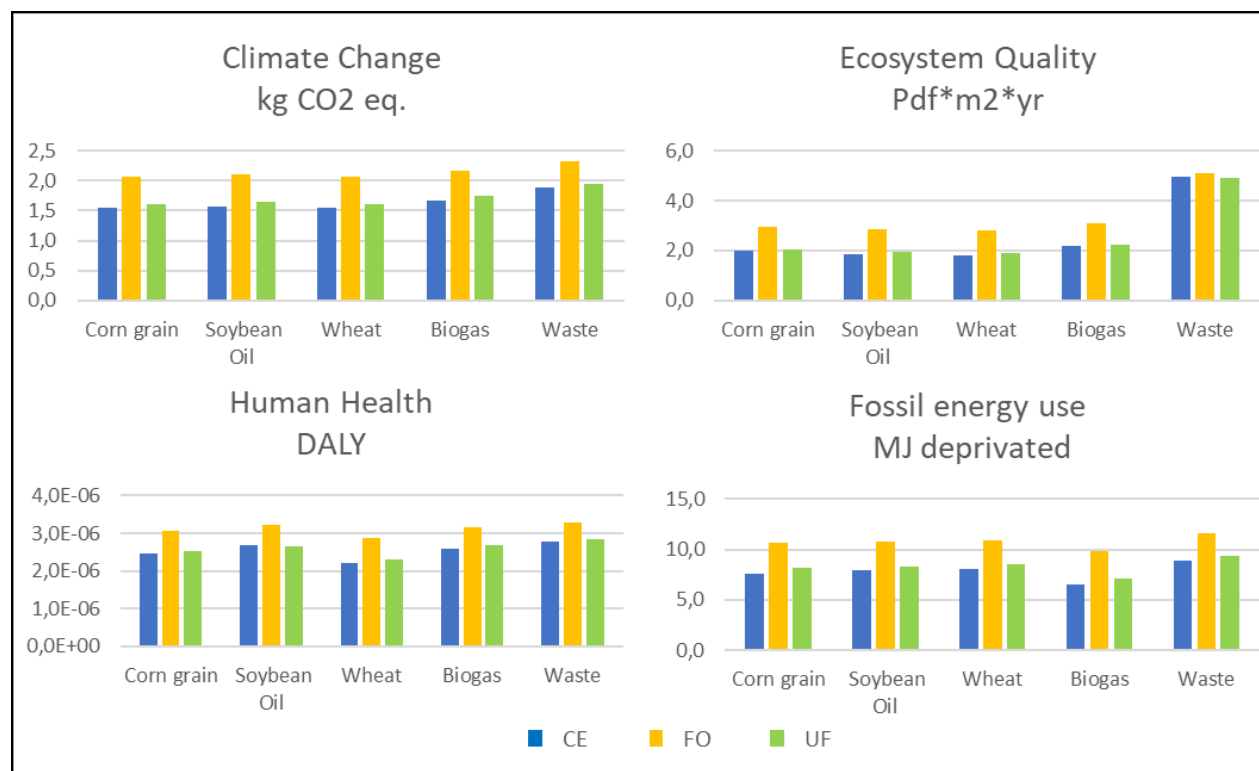


Figure 5.7 : CE, FO, UF comparison as a function of the whey management pathway

5.2.4.3.4 Sensitivity to GY protein and fat content

The variations in GY protein and fat content significantly impact the systems' environmental performances. Figure 5.8a illustrates the relationship between GY protein content and the impact on climate change. For CE and UF, the higher the protein content, the lower the impacts on climate change. Indeed, the higher the protein content in GY, the higher the quantity of raw milk required to produce it and the higher the quantity of cream produced simultaneously, thus avoiding the burdens of milk production for cream from another system in the Canadian market. FO does not follow the same trend, since 22% of the additional proteins come from US milk, which has, on average, 25% more climate change impact than Québec milk (based on the ecoinvent dataset for cow milk in Québec (kg/kg FPCM) (Wernet et al., 2016) and the US cow milk average dataset from Thoma (2013) study) and does not avoid the production of cream in the Canadian market. This situation in which dairy manufacturers prefer to import more cost-effective proteins than use

NFS available on the domestic market is specific to Canada. However, it may also apply in other regions and markets depending on the availability of milk proteins and price competitiveness.

Figure 5.8b illustrates the relationship between GY fat content and the impact on climate change. It shows that the higher the fat content in GY, the higher the climate change impacts. Increasing the GY fat content reduces the credit from any avoided cream production since less cream is coproduced with GY. For over 3% fat content, there is no significant credit from cream substitution, and FO has a better environmental performance than CE and UF due to the lower impact attributed to GY (Figure 5.4).

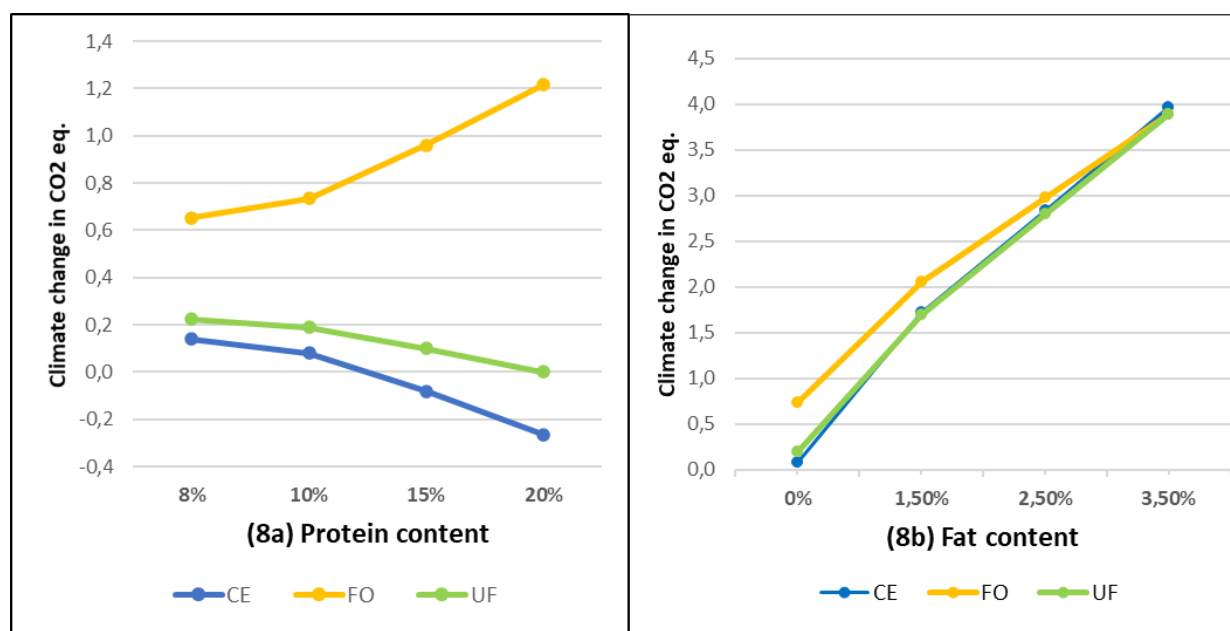


Figure 5.8 : CC impact sensitivity to GY protein content (8a) and fat content (8b). Results are presented excluding L&W

The reference scenario functional unit is 1 kg GY at 0% fat and 10% protein.

The results are provided for the climate change category only, but the conclusions are mostly the same for the human health, ecosystem quality and fossil energy use categories (Annexe G.4).

5.2.5 Discussion

The results obtained with the SBES approach show that, in the current dairy market conditions in Canada, the production of GY at 0% fat content reduces the production of milk needed to supply cream and improves the use of NFS. In other words, the multifunctional GY production system provides an opportunity for an efficient use of milk components as high value-added products, since it uses the same raw milk to meet part of the current market demand for cream and deliver a

high-protein-low-fat yogurt. Based on these findings, the advantages and limitations of the SBES approach in the assessment of the environmental impacts of GY will be discussed. Then, the relevance of GY systems and other high-protein-low-fat dairy products to improve the environmental impact of the dairy industry will be presented, pinpointing opportunities for further research.

5.2.5.1 Advantages and limitations of the SBES approach

This research expands the previous study by Houssard et al. (2019) assessing the environmental impacts of GY production systems using an allocation approach. The study showed that LCA results were sensitive to the choice of allocation approach. The allocation factor applied to whey was variable (36% to 0% of the raw milk) based on the allocation rule and did not make it possible to clearly assess the contribution of the whey to the environmental impacts or identify preferred technological scenarios. The outcomes of this study with the SBES approach applied in the specific conditions of a milk market driven by cream show that:

- despite the difference in whey volumes generated by CE, UF and FO, neither the choice of GY processing technology nor the management pathway significantly influence the whey's impacts on the LCA results;
- the lower the fat content in GY, the higher the amount of displaced cream, thus reducing the milk production requirement and lowering the environmental burdens of GY system;
- the use of ingredients imported from the US reduces the benefits of displacing the production of Canadian milk because the fortification system co-produces less cream locally;
- the higher the content of Canadian protein in GY, the higher the amount of NFS from Canadian milk valorized in human nutrition, as long as the fat content is lower than the average milk fat content;
- the level of losses and wastage significantly influences the systems' net impacts;
- the FO technology, which makes it possible to reduce whey volumes, could leave the misleading impression of reducing milk components wastage whereas, in current market conditions (with milk protein concentrate imported from USA), it actually increases the volumes of non-valorized NFS from Canadian milk and overall environmental impact of the Canadian dairy industry.

The SBES approach improves the understanding of the causal relations within the product chain and those between the chain and surrounding technological system. It accounts for the market specific conditions of GY co-product/by-product and pinpoints the immediate consequences that GY manufacturers' decisions have on the dairy industry in terms of using more or less Canadian milk solids and formulating the protein and fat content of GY.

At this point, some may regard the study as a consequential life cycle assessment (CLCA), and it is therefore critical to highlight that this LCA does not encompass all the specificities and mechanisms of a consequential LCA study. Consequential LCA, which focuses specifically on the consequences of decisions on market dynamics (Zamagni et al., 2012), are built on economic models to measure material flows that are indirectly affected by studied processes, taking in account substitution effects, economies of scale and the elasticity of market demand at the global level (Earles & Halog, 2011). The current study encompasses market data but does not embrace a global perturbation logic. The model is linear and circumscribed to the direct changes affecting the food market (dairy and animal feed) in Canada and the United-States without considering any indirect effects at a global scale. This is supposed to have little effect under the specific conditions of the Canadian dairy market. Moreover, the SBES modeling choice introduces fewer uncertainties than a consequential LCA modeling would have in this specific study. However, a lack of global perturbation logic could be a larger limitation in another geographical context since products and markets are all connected, and it is more difficult to predict those that are affected by the multifunctional system under study. This leaves room for additional research to obtain more insights into the environmental consequences of these global market trends. The development of more robust CLCA models would certainly help since current model classes are mainly based on unrealistic assumptions that may undermine the accuracy and relevance of the results or predictions they generate (Yang & Heijungs, 2018). At this time, the main challenge remains the development of systemic CLCA models that can realistically address market mechanisms.

5.2.5.2 Other limitations

As explained above, the major limitation pertains to the fact that this case study is specific to the Canadian market in 2018, and conclusions may differ in different market contexts. Other limitations are related to some modeling simplifications in the processes substituted by the whey. For instance, material and energy inputs to handle operations at pig farms are not included. Feeding

liquid whey could increase manure volumes and their associated emissions. Furthermore, the results for biomethanization and waste treatment must be interpreted with caution since they are based on generic, not actual, data. According to the current results, the whey management pathways have a low influence on the overall LCA results, but further studies would confirm this conclusion. Finally, uncertainty analyses are required to confirm the ranking of the three technological options in terms of their environmental performances. While preliminary Monte Carlo simulations assessed the robustness of the conclusions (Annexe G.5), some of the foreground data from the GY industrial processes were deterministic (e.g. temperature, pressure, raw material and energy inputs). Additional work is therefore required to improve the robustness of this uncertainty analysis.

5.2.5.3 The relevance of high-protein-low-fat dairy products in sustainable diets and levers of action for value chain stakeholders

Due to the incremental pressure on the environment of animal source foods, some authors argue the need to reduce dairy products in the future (Willett et al., 2019). However, dairy intakes are also recognized to be part of high-quality nutrition, providing 30-40% of dietary calcium, iodine, vitamin B12 and riboflavin, and constitute a significant source of high-quality proteins that play a key role in global nutrition security (Millward, 2009). Cows are good converters of human non-edible biomass into a nutrient-rich food, and dairy products may play a role in a sustainable diet by offering a good balance between nutritional benefits and environmental drawbacks (Masset et al., 2014; van Hooijdonk & Hettinga, 2015). For instance, Macdiarmid et al. (2012), who developed mathematical modeling using linear programming for diet optimization with respect to nutrients adequacy versus GHG emission, recommends only a very small reduction in dairy consumption for diet optimization. Yogurt is currently seen as one of the healthiest dairy products due to its high-protein-low-fat content and probiotic properties (Fisberg and Machado, 2015). As determined by the current study, GY is an example of a high-protein-low-fat dairy product that could help to improve the environmental performance of the dairy industry. At the global scale, the dairy market is currently experiencing a surplus of milk proteins and very high level of raw milk wastage (Alexander et al., 2017) owing to the fast-growing demand for fat components as compared to other milk nutrients (IDF, 2018b) and the phasing out of milk production quotas (Belga, 2018; The Guardian, 2018), among several other market and social factors. Therefore, the development of

high protein-low-fat products for human consumption is required for the optimal use of raw milk components.

Based on these findings, farmers' efforts to reduce the GHG emissions intensity of milk production remain crucial, but manufacturers and consumers can also play an important role in the total reduction of the value chain's environmental impacts. Encouraging high-protein-low-fat GY production would reduce the amount of milk production required to meet market demand and optimize the industrial use of milk components. Technical innovations to isolate, purify and valorize NFS milk components on the Canadian market are undoubtedly part of the solution. Consumers could also significantly contribute to the attainment of these objectives by reducing food waste and choosing high-protein-low-fat dairy products. This suggests that synergies between milk producers, yogurt manufacturers and consumers could substantially optimize the industry's environmental footprint. Developing a global strategy for milk component use at the sector level could have a much more significant and positive impact than individual actions.

5.2.6 Conclusion

The SBES approach applied to the GY case study suggests that, in the current Canadian market context driven by cream demand, high-protein-low-fat product production such as GY leads to a better use of milk components by valorizing NSF, which is otherwise produced in excess and currently down-cycled as animal feed. In this context, the CE and UF technologies performed better than the FO technology, since they more efficiently transform Canadian milk into two high value-added products (cream and GY), even if they generate more whey. Compared to the standard allocation approaches advocated by IDF, the SBES approach constitutes a shift from a product perspective to a more systemic perspective. It highlights the benefits of considering the interactions between the different actors in the value chain (milk producers, manufacturers and consumers) to improve the efficiency of the dairy industry. To avoid the risk of exceeding the carrying capacity of the earth's system, systemic approaches considering the entire life cycles of resources and interactions between human needs, human activities and the environment across the scale, time and boundaries dimensions must be developed. This study is a small step in this direction, and the development of more sophisticated tools such as CLSA could certainly help take several steps further. The methodological insights from this study may also be of some interest to the environmental assessments of other product systems with a view to better sustainability.

Acknowledgments: This work was supported by Novalait, the Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies (FRQNT), EDDEC Institute and TD Bank. We would also like to thank to following partners for their valuable contribution to the research: Greg Thomas’s research team at Arkansas University for providing US LCI datasets, Laurent Spreutels and Stéphanie Viau from the Research Chair in Waste Recovery at Polytechnique Montréal and the managers of the three Canadian yogurt companies involved in this project. Their collaboration in selecting the technical processing options, collecting the foreground data collection or validating the results significantly improved the quality of our work.

CHAPITRE 6 ARTICLE 3: MEASURING SHARED VALUE CREATION WITH ECO-EFFICIENCY: DEVELOPMENT OF A MULTIDIMENSIONAL VALUE FRAMEWORK FOR THE DAIRY INDUSTRY

6.1 Présentation de l'article

Cet article décrit le cadre d'analyse d'EE multidimensionnel développé pour l'industrie laitière dans le cadre de cette thèse pour mesurer la création de valeur partagée entre les acteurs de la chaîne de valeur à différentes échelles d'analyse (individuelle, territoriale et sociétale). Il est appliqué à 11 systèmes de YG et permet d'évaluer la performance environnementale, socio-économique et fonctionnelle de ces systèmes.

Il a été rédigé sous la supervision des professeurs Manuele Margni et Yves Pouliot avec la collaboration du professeur Jean-Pierre Revéret, du docteur Dominique Maxime, analyse au CIRAIG, de Florence Bouchard-Santerre, directrice adjointe de la recherche économique des Producteurs de lait du Québec, du docteur Claude Champagne, chercheur au Centre de Recherche et Développement Agriculture et Agroalimentaire Canada et des industriels laitiers partenaires de Novalait impliqués dans le projet.

Les auteurs de cet article sont Catherine Houssard, Jean-Pierre Revéret, Dominique Maxime, Yves Pouliot et Manuele Margni. Il a été soumis au Journal Sustainability le 10 Décembre 2019.

Les informations supplémentaires soumises avec le manuscrit sont disponibles dans l'Annexe H.

6.2 Manuscrit

6.2.1 Introduction

There is a growing awareness of the need to modify our production and consumption systems to achieve the Sustainable Development Goals (SDGs) (United Nations, 2015) and stay within the safe operating space of the earth's system (Steffen et al., 2015). For many years, academics argued for a paradigm shift in the way to create and measure business value in order to achieve this goal. In 1997, Elkington, who introduced the concept of the people, planet, profit triple bottom line, "has

stated the importance for corporations to break with traditional approaches in business value creation to generate positive impacts on society. An increasing number of companies realize that traditional business models, which place significant pressure on suppliers to improve their cost-effectiveness and own benefits at the expense of the environment and quality delivered to the customer, are neither effective nor sustainable (Porter & Kramer, 2011).

Elkington's idea has been widely disseminated in the field of sustainability in varying forms, including in Porter and Kramer (2011) with the concept of creating shared value and Bocken et al. (2014), who developed sustainable business model archetypes. These authors also based their concepts on the stakeholder theory of Freeman (1984) stating that a firm must be managed not only for the shareholders but also for the stakeholders. Creating shared value means shifting focus away from individual profit toward value generation across the value chain and seeks to simultaneously pursue profit and social and environmental targets. The creating shared value concept represents a new way of understanding customers, productivity and the external influence on corporate success (Porter & Kramer, 2011). It means reconceptualizing the purpose of the firm and value creation logic, rethinking perception of value and building new systems based on collaboration and sharing rather than aggressive competition (Bocken et al., 2014). This leads to the co-creation of multiple values by a mix of economic and social actors, such as customers, raw material suppliers, service suppliers and local communities (Carvalho & Jonker, 2015; Pitelis & Christos, 2009). This new value proposition comprises many aspects, including customer value, economic value social value and environmental value.

For the time being, the implementation of the creating shared value concept remains in the hands of companies and does not follow a coherent framework. Therefore, concrete and tailored tools and metrics must be developed to measure the multidimensional value performance of operational business units across their value chain (Porter & Kramer, 2011). The life cycle thinking approach and life cycle management tools could serve the implementation of the share value creation concept, since their holistic scope encompasses the entire value chain away from the focus on individual performance. Life cycle assessment tools are framed within the international ISO 14000 series standards and are recognized worldwide for their scientific robustness (Guinée et al., 2011). They include environmental life cycle assessment (eLCA), life cycle costing (LCC) and social life cycle assessment (sLCA) tools, which may be used separately or in combination to measure the three dimensions of sustainability (Kloepffer, 2008).

6.2.1.1 Eco-efficiency and ISO 14045

Among these standards, ISO 14045 (ISO, 2012) sets out principles and requirements to quantify eco-efficiency (EE). EE is a management concept that was first introduced in the early 90s by Shaltegger and Strum (Figge & Hahn, 2004) and then largely popularized by the World Business Council on Sustainable Development (WBCSD). It is defined by “the delivery of competitively priced goods and services that satisfy human needs and bring quality of life, while progressively reducing ecological impacts and resource intensity throughout the life-cycle to a level at least in line with the Earth’s estimated carrying capacity”(Schmidheiny, 1992). Although this definition encompasses some social aspects, in practice, the EE concept has been developed to reconcile the economy and the environment. It was seen as a way to decouple economic growth and environmental burdens (Huppes, 2007) by creating more economic value with fewer impacts (Schmidheiny & Stigson, 2000). The traditional concept of EE is in line with the common concept of value creation by a firm. Still, the scientific community (Hukkinen, 2001; Huppes, 2007, 2009; McDonough & Braungart, 1998) has challenged its effectiveness to contribute to sustainability, due in part to the rebound effects and other aspects discussed in this article.

The ISO 14045 standard proposes a multidimensional approach to assess the environmental performance of a product system in relation to its value. The standard is expected to expand the scope of EE toward a life cycle perspective (Lorenzo-Toja et al., 2016) and broaden the concept of value creation beyond the economic sphere by encompassing any “aspect of sustainability relating the environmental performance of a product system to its product system value” (ISO, 2012). From this perspective, value creation may encompass all aspects of value relevant to the stakeholders affected along the value chain. For instance, consumers seek maximum functionality (e.g. technical performance, experience, aesthetics, pleasure, etc.), whereas economic actors seek maximum profits and perhaps an improvement in their positive contribution to society (e.g. social well-being, educational wealth or even growth and preservation of natural and cultural heritage). ISO 14045 recommends using functional value, monetary value (such as cost, price, willingness to pay, value added, profit, future investment, etc.), other intangible values or a combination of these depending on the study objectives and intended audience. However, the standard does not identify which types of values should be considered based on the system boundaries, and the application examples presented in the standard are of little help, since they consider only the perspective of one actor in the value chain (consumer or manufacturer) depending on the study’s target audience. In addition,

the examples do not consider the different types of values created for the economic and social stakeholders involved in the value chain boundaries. While the standard stipulates that “the system boundary shall be the same for the environmental and the product system value assessment”, in ISO 14045, harmonization efforts mainly focus on how to integrate the environmental life cycle perspective but provide little guidance on how to integrate value aspects into the value chain. In practice, this leads to a lack of systemic vision to assess value and creates several methodological inconsistencies between the value and environmental aspect assessment. In a recent review of EE studies, Caiado et al. (2017) emphasizes the lack of a specific integrated framework to achieve sustainable development through EE. He reports that out of 70 studies integrating energy consumption in EE assessment, only 64% also considered material consumption, 10% did not consider the environmental impacts (emissions, toxic potential) related to resources consumption and 72% did not consider the social dimension. In a similar review, Miah et al. (2017) found a high degree of heterogeneity in how the economic value was calculated and how the scope of the economic assessment was defined. For instance, some consider the perspective of the investor, others consider the perspective of the manufacturer and others still integrate the entire value chain. According to these authors, the inclusion of the consumer’s perspective or that of different actors is rarely taken into account. Few papers in the literature have explored multiple dimensions of value in EE. For instance, Catarino et al. (2016), Charmondusit et al. (2014) and Costa et al. (2018) propose to add a social component to the economic and environmental components. D’Anna and Cascini (2016) as well as Wever and Vogtländer (2013) introduce multiple indicators to measure the functional performance of products related to user interests in EE assessment.

6.2.1.2 Eco-efficiency in the food sector

In the food industry, some authors correlate the nutritional attributes of a food or diet with its environmental impacts or resource intensity (Espinoza-Orias et al., 2014; Sturtewagen et al., 2016; Stylianou et al., 2016) without naming it EE assessment. To the best of our knowledge, the recent EE study by Chaudron et al. (2019) is the only one to attempt to assess the value of a product (cranberry juice) from the consumer’s functional perspective. The authors account for multicriteria functional value assessment (functional nutrient content, taste and level of abatement of harmful substances) but do not compare the functional scores with other value indicators to reflect the different interests of value chain stakeholders. Furthermore, the most recent EE studies in the dairy

industry do not encompass multidimensional value indicators. Benoit et al. (2019) developed an operational tool to assess EE in dairy processing that only considers the profit generated by the dairy processor. Lindgaard-Jørgensen et al. (2015), Sanjuan et al. (2011b) and van Middelbaar et al. (2011) adopt a broader perspective by measuring the value added (VA) by each economic actor included in the scopes of their studies. In all cases, these studies are gate-to-gate or cradle-to-gate. They only account for some of the value chain actors and only consider direct VA from foreground actors, neglecting the VA generated by all the background economic actors within the LCA boundaries (e.g. suppliers of energy, secondary raw materials and other utilities, recyclers, etc.). This constitutes a lack of consistency in the scope between the value and environmental assessment. Finally, of the very few studies assessing EE in the dairy sector, none adopts a multidimensional approach to estimate the value created throughout the entire value chain.

In a nutshell, there is a lack of metrics and a coherent framework to measure shared value creation. There is also a lack of systemic vision and inconsistencies with life cycle perspective with regards to measuring the value dimension of EE assessment tools.

6.2.1.3 Objectives

This paper aims to revisit the EE framework by expanding the scope of the value assessment using a life cycle approach that considers multiple metrics to measure shared value creation among the different value chain stakeholders. The enhanced framework is applied to a case study in the dairy industry: Greek yogurt production in Canada. Specific objectives are to:

- develop a multidimensional value EE assessment model that reflects the multiple and possibly divergent interests of stakeholders in the dairy value chain;
- apply this model to Greek yogurt systems to pinpoint the potential trade-offs between environmental performance and value creation, as well as the trade-offs between different value dimensions for value chain stakeholders;
- discuss the interest and limitations of the enhanced EE framework to measure the sustainability of multifunctional systems.

The paper is structured in five sections. Section 6.2.2 describes the novel EE assessment framework and Greek yogurt system case study. Section 6.2.3 presents the results of the case study. Section

6.2.4 discusses these results and the interest and limits of the proposed framework, followed by a brief conclusion in Section 6.2.5.

6.2.2 Materials and Methods

6.2.2.1 Enhanced eco-efficiency assessment framework

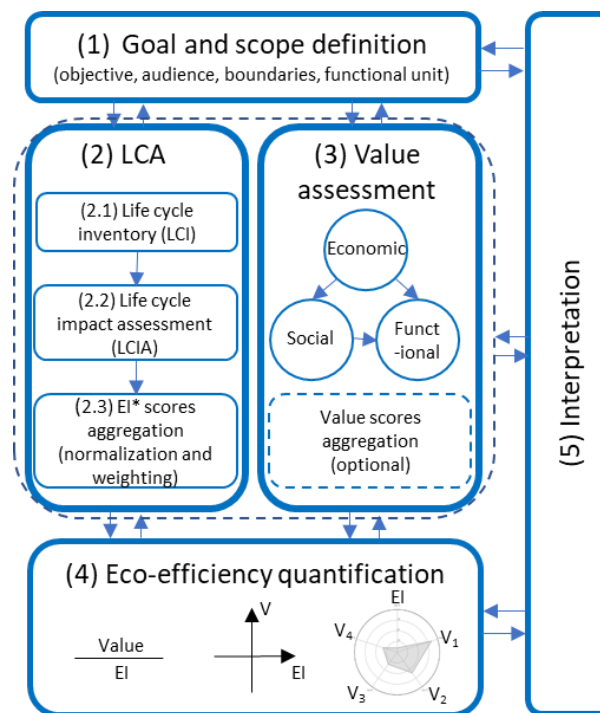


Figure 6.1 : Eco-efficiency assessment steps adapted from ISO 44045

*EI scores: environmental impact scores

The general methodology follows the five steps of ISO 14045 guidelines (Figure 6.1): (1) definition of the scope of work (2) and (3) assessment of the environmental and value scores of the studied systems separately (4) quantification of EE by combining the environmental and value dimensions into EE metrics and (5) interpretation of the EE results. In regard to the environmental LCA, the indicators are first presented separately and then aggregated into a single score using normalization and weighting methods based on SETAC recommendations (Kägi et al., 2016). The novelty of the EE framework comes from the multicriteria assessment of the value dimension and multidimensional graph modeling of EE to easily identify the trade-offs between the various dimensions (see Annexe H1.1).

6.2.2.1.1 Multidimensional value assessment model

The value assessment model adopts a life cycle perspective, as recommended by Hunkeler et al. (2008) in the life cycle costing textbook. It also addresses a multi-level assessment in line with the recommendations of Huppes and Ishikawa (2005a) and multidimensional assessment to guide EE actions toward sustainability. Figure 6.2 illustrates the general framework to assess the financial, socio-economic and functional components of value typically created by a dairy value chain. These components are meant to reflect the multiple and possibly divergent interests of stakeholders at different levels in the chain (individual, territorial, societal). The monetary indicators represent the interests of the economic actors across the value chain and wealth creation for the society, whereas the functional indicators are representative of product nutritional, health and sensory attributes.

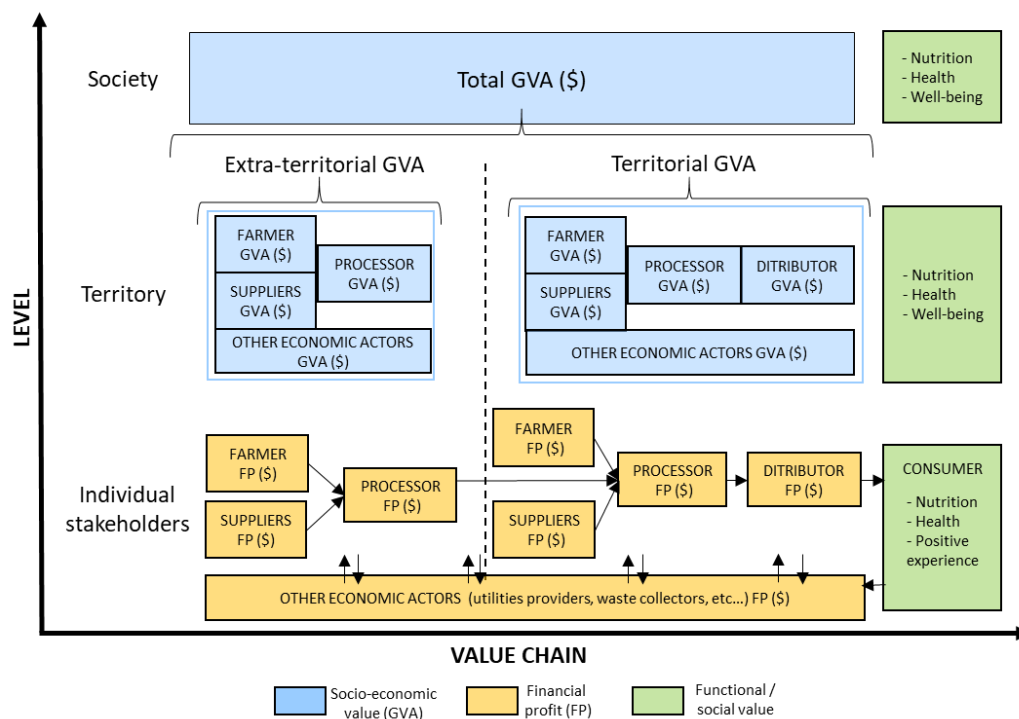


Figure 6.2 : Value creation assessment framework for the social and economic actors in the dairy value chain

Financial profit of individual economic actors: The financial profit is the net income from sales after deduction of all costs related to production, including material costs, capital costs, labour costs and taxes (Piper, 2012). It is typically the value captured by private actors (company and its shareholders). It is measured as presented in Equation (6.1):

$$FP_{aj} = R_a - IC_{aj} - \sum_i OC_{iaj} \quad \forall a \in A, j \in J \text{ and } i \in I \quad (6.1)$$

FP_{aj} : Financial Profit of actor a for scenario j ; **R_a :** Revenue of actor a ; **IC_{aj} :** Indirect Costs, depreciation and taxes of actor a for scenario j ; **OC_{iaj} :** Operational Cost i (raw material, energy, transportation, utilities costs) of actor a for scenario j ;

Socio-economic value measured by gross value added (GVA) at the territory level: The GVA is a socio-economic indicator that measures the creation of value for society at the company level. It is the sum of indirect costs (labour costs and capital costs), including depreciation, profits and taxes (Hunkeler et al., 2008). It is also defined by the value of output (revenue) less the value of intermediate consumption (operational costs) (United Nations, 2009) as per Equation (6.2).

$$GVA_{aj} = R_a - \sum_i OC_{iaj} \quad \forall a \in A, j \in J \text{ and } i \in I \quad (6.2)$$

OC_{iaj} : Operational Cost i (raw material, energy, transportation, utilities costs) of actor a for scenario j ; **GVA_{aj} :** Gross Value Added of actor a for scenario j ; A : set of the economic actors a involved in the value chain

The GVA generated by the actors in the value chain on the territory are added to assess the creation of value within a given territory. The total economic value added by all firms at a territory level, plus taxes on products and minus subsidies on products represents the gross domestic product (GDP). It is an indicator used to assess the creation of value and wealth of a country (Hunkeler et al., 2008).

$$GVA_{tj} = \sum_a (R_a - OC_{atj}) = \sum_a GVA_{aj} \quad \forall at \in T, j \in J \text{ and } a \in A^* \quad (6.3)$$

GVA_{tj} : Gross value added created inside the territory t for scenario j ; A^* : set of the economic actors a from the value chain inside the territory t of the set of territories T included in the value chain

Socio-economic value measured by total gross value added (Total GVA) at the society level: The GVAs generated by each territory are added to assess the creation of value across the value chain, as per Equation (6.4).

$$TGVA_j = \sum_t GVA_{tj} \quad \forall j \in J \text{ and } t \in T \quad (6.4)$$

TGVA_j: *Total Gross Value Added created along the value chain for scenario j; ; T set of territory t included in the value chain*

Functional value: The functional value of dairy products refers to their nutritional attributes, health benefits and sensory characteristics (e.g. texture, taste, flavour, etc.) (Ebringer et al., 2008). It could also encompass packaging functionalities (e.g. shelf life, practicality, lightness, robustness, aesthetics, etc.) that are more generally presented as attributes of a positive consumer perception (Pinya, 2007; Venter et al., 2011). Functional value indicators may be kept separate or aggregated into a single score. The aggregation step may be achieved with various multicriteria decision analysis (MCDA) or multi-attribute decision-making (MADM) techniques or by using simpler weighting methods based on expert judgment such as the one developed for social LCA by Barros et al. (2017). However, this is beyond the scope of this study since our objective is to discuss the trade-offs between the various value dimensions in the decision process.

6.2.2.1.2 *Expression of EE indicators in relative unit*

The expression of the value and environmental indicators in relative unit is another specificity of this framework. While the EE concept is a relative concept, a reference situation r is compared to different alternatives j (ISO, 2012). Thus, the value dimension is expressed in terms of value improvement by a differential between the value (V) of the reference r and alternative j ($V_j - V_r$). The environmental dimension is expressed by a differential in terms of environmental performance between the environmental impact (EI) of reference r and alternative j ($EI_r - EI_j$). From a life cycle perspective, this method simplifies the data collection since the values and impacts that are similar from one operator to another or from one life cycle stage to another do not need to be included in the analysis (Mami et al., 2017).

This general framework was designed for the dairy industry, but, with few adjustments, it could be applied to systems in different sectors. The next section presents a case study of Greek yogurt systems in Canada, but the method could also easily be adapted to various systems in the dairy sector.

6.2.2.2 **Presentation of the case study**

Greek yogurt (GY) is a high-protein, low-fat fermented milk whose growth has been exponential. Standard Greek yogurt production consists in concentrating the proteins of regular yogurt by

adding a centrifugation process before packing. This operation, which separates the liquid phase (whey) from the yogurt gel, entails new environmental challenges for the dairy industry. Every kg of GY produced generates around 2 kg of acid whey, a by-product that is difficult to valorize (Erickson, 2017). GY processors therefore developed several alternative production approaches to reduce the large volumes of acid whey and different pathways to valorize the acid whey (Jørgensen et al., 2019). For instance, fortification (FO) and ultrafiltration (UF) technologies reduce the acid whey volume by pre-concentrating the milk proteins before fermentation. FO consists of adding milk protein concentrate (MPC) powder sourced from the USA to the milk. UF consists in concentrating the proteins using a membrane filtration process. While it does not reduce the volume of whey, UF produces a sweet whey (or permeate), which is easier to valorize than acid whey (Houssard, et al., 2019).

6.2.2.2.1 *Scope of the case study*

The EE of 11 GY production systems in the province of Québec, Canada in 2017 were assessed. Since 80% of the yogurts consumed in Canada are produced in Québec (MAPAQ, 2014), the results are assumed to be representative of the Canadian territory. The centrifugation technology (CE) was compared to fortification (FO) and ultrafiltration (UF)), and five whey management process were investigated (treatment by a wastewater treatment plant (W), animal feed (AF), biogas production (BG), permeate powder (PP) and on-site valorization of permeate (P)).

The objective was to determine which GY system is the most eco-efficient based on the value generated per environmental impact unit. The primary function of all the product systems is to meet the demand for GY at 10% protein and 0 % fat in Canada. The systems also deliver different quantities and types of co-products/by-products (cream and permeate powder from milk filtration in USA or Canada and various types of whey-based products) depending on the GY processing technology and whey valorization pathway (Figure 6.3). The co-products/by-products were considered as an integral part of the systems' value, and the partition of impacts between co-products/by-products is not required.

The functional unit was defined as 1 kg of GY consumed in Québec in 2017 at 10% protein and 0 % fat. Then, the EE results were linearly scaled up to the quantity of GY consumed in Canada in 2017 to assess the magnitude of the results at the territory level.

6.2.2.2.2 *System description and boundaries*

The approach is based on a value chain perspective. It includes all the processes involved in the production of GY systems, from milk production at the farm to waste disposal. From an environmental perspective, it includes all the flows of raw materials and utilities supply for milk production, product and co-products/by-products manufacturing, distribution, consumption and waste treatment. From a value perspective, it considers all the value generated by every actor in the value chain, including the dairy farmer, packaging and utilities suppliers, GY processor, distributor, consumer, waste collector and those involved in co-products/by-products valorization processes. To be consistent with the scope of the LCA, the background value procured by indirect actors such as water, energy or animal feed suppliers was also considered using generic input/output databases. The three technologies (CE, FO and UF) illustrated in Figure 6.3 and technical processes of whey management are extensively described in Houssard et al (2019a; .2019b) Product losses and wastage during milk production, GY manufacturing, distribution and consumption stages are included, as described in Houssard et al. (2019a).

The co-products and by-products scenarios are as follows.

Whey:

Whey treated as waste by a wastewater treatment plant (CE-W; FO-W and UF-W): Treatment costs for the GY processor were assumed to be similar to average dairy wastewater treatment costs in Québec.

Complement for pig feed (CE-AF; FO-AF and UF-AF): The GY processor assumes the transportation costs to the pig farm. The whey replaces part of the pig feed intake (maize grain) and constitutes a cost reduction for the pig farmer. The pig farmer receives the whey for free, and it was assumed that operating costs for handling the whey or maize grain are similar.

Substrate for biogas production (CE-BG; FO-BG and UF-BG): The GY processor assumes the transportation and treatment costs at a municipal biodigester. The biogas production and purification processes are included. Then, the municipality sells the biogas and sludge on the energy and fertilizer markets to replace natural gas and urea, respectively. The delivery steps up to the end-user are excluded.

Permeate powder for the food industry (UF-PP): If the market conditions are favorable, the UF permeate, which is rich in lactose, may be valorized in human nutrition or the pharmaceutical industry (Vuillemand, 2018). This prospective scenario includes maintaining the permeate at 40C and transporting it to an ingredient plant in Québec over 150 km. After reception and storage at 40C, the permeate is concentrated by evaporation to reach 62% total solids concentration and spray-dried to achieve 4% humidity, as reported by Schuck et al. (2015). The powder is then packed in 25 kg kraft paper bags. The production of permeate powder (PP) is included up to plant gate. Further downstream processes and end-use are excluded.

Concentrated permeate for on-site valorization (UF-P): The milk solids from the UF permeate (mostly lactose) may also be concentrated at the GY plant and used to produce other dairy products such as drinkable yogurts. A process of concentration by evaporation at 50% of total solids is included in this scenario. Further downstream processes and end-use are not.

Permeate powder produced in USA: The permeate powder in the USA results from the ultrafiltration of skimmed milk solids. It is a co-product of the MPC powder used for the FO technology, like cream. It follows the same processing steps as the permeate powder produced in Canada (UF-PP) described above.

Cream (Canada or USA): All the steps from raw milk production to skimming are included. Further downstream processes are excluded. In Canada, the cream co-produced with the GY is used on site to respond to internal demand for milk fats in other dairy products at the same yogurt plant. The revenue from this cream is therefore based on Class 2a milk for yogurt.

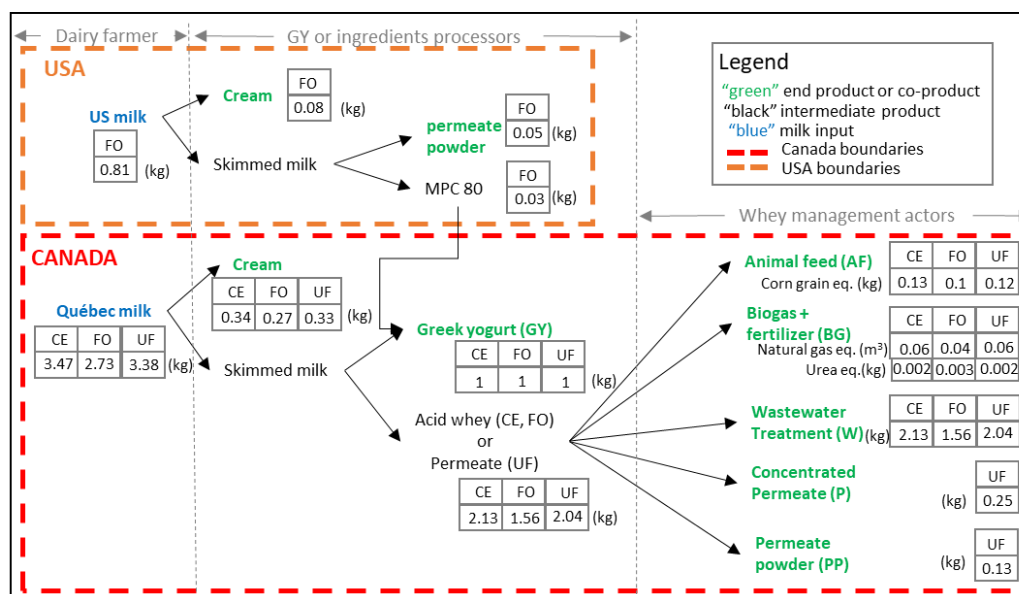


Figure 6.3 : GY system inputs and outputs per technology and territory (CE: centrifugation, FO: fortification, UF: ultrafiltration) before losses and wastage. Numbers in the CE, FO and UF boxes refer to the input or output quantities of co-products/by-products or intermediate products per 1 kg of GY produced

6.2.2.2.3 Environmental life cycle assessment

The environmental LCA was conducted in accordance with ISO 14040 and ISO 14044 standards (ISO, 2006a, 2006b). The LCA model was designed using SimaPro v8.5.2.2 software (Consultants, 2018), and the environmental impacts were assessed using IMPACT World+ (Bulle et al., 2019). As recommended by ISO 14045, the environmental impact scores are presented separately in an environmental profile. They were then aggregated into a single score before being integrated into the EE profiles.

Life cycle inventory (LCI): The LCI accounts for all the material and energy flows included in the system's boundaries. Table 6.1 summarizes the main inputs and outputs for each scenario. A more complete LCI is available in Annexe H 2.1. Foreground data were collected from a technical survey conducted with three of Canada's leading GY processors and completed with modeling results from a dairy process simulation software developed at Université Laval (Benoit et al., 2019). The background data are from the Québec inventory database (Lesage & Samson, 2016) in ecoinvent v3.4 and targeted US datasets extracted from Thoma et al. (2013b). The detailed processes included in each scenario are described in Houssard et al. (2019a, 2019b).

Table 6.1 : Main input and output flows for 1 kg of GY consumed (cont'd and end)

	Ouput	Unit	CE-AF	CE-BG	CE-W	FO-AF	FO-BG	FO-W	UF-AF	UF-BG	UF-W	UF-P	UF-PP
	Cream	kg	–	–	–	0.10	0.10	0.10	–	–	–	–	–
	MPC 80	kg	–	–	–	0.04	0.04	0.04	–	–	–	–	–
USA	Permeate Powder	kg	–	–	–	1.02	1.02	1.02	–	–	–	–	1.65E-01
	Treated wastewater	m3	–	–	–	3.37E-05	3.37E-05	3.37E-05	–	–	–	–	–

Environmental impact scores: To provide a comprehensive approach, the two main areas of protection human health (HH) and ecosystem quality (EQ) impact scores are assessed using IMPACT WORLD+ at the damage level, which provides the highest level of aggregation based on natural sciences. Climate change impacts (CC), a major area of concern for society, are also assessed separately at midpoint. The impact category scores are first presented in an environmental profile to highlight the environmental hotspots and raise the potential trade-offs between the various impact categories. Then, scores are aggregated into a single score.

Aggregation into single score: Due to the possible methodological biases and value choices introduced by the weighting factors, it is recommended to test different methods of aggregation to assess the robustness of the results (Pizzol et al., 2017). A method of valuation was used, based on Pizzol's recommendations (Pizzol et al., 2017). The three impact categories were converted into a monetary unit using the budget constraints valuation method (Weidema, 2009) and carbon social cost method (Ricke et al., 2018), which enables the implicit normalization and weighting of the importance of each impact category.

- HH: 1 DALY = 74 000 Euros (2003)
- EQ: 1 pdf.m2.year = 0.14 Euros (2003)
- CC: 1 ton of CO₂ eq. = 417 USD (2017)

The results were then discounted in CAD (2017) and summed to obtain a unique score representing the current value of environmental externalities caused by the product systems (see Annexe H1.2). Then, two other methods were tested: (a) valuation of the two damage indicators (HH and EQ) using the Stepwise valuation method (Weidema, 2009) and (b) normalization of the environmental footprint of the Canadian dairy industry. Both are detailed in the supplementary material (Annexe H1.2). The comparison of the results obtained for the three methods makes it possible to determine the robustness of the results (Pizzol et al., 2017).

6.2.2.2.4 *Multidimensional value assessment*

For the GY case study, the value indicators were selected to represent the different perspectives of GY value chain stakeholders, while focusing on the Québec dairy farmer, GY processor, consumer,

Canadian territory and society. The analysis encompasses socio-economic indicators for the economic actors and three functional value indicators for the consumer.

Socio-economic indicators: The revenues and operational costs considered to calculate the socio-economic indicators are detailed in Annexe H2.2. The operational costs include all the direct costs supposed to vary from one technology to the other, such as milk, transportation, energy, water, wastewater, chemicals, UF membrane, whey treatment and valorization options. The revenues include product and co-product/by-product output. Costs and revenues are calculated for each economic actor in the value chain: dairy farmers (Canada or USA), yogurt processor, distributor, waste collector, ingredient suppliers, whey valorization economic actors. Furthermore, to be consistent with the environmental LCA scope, the GVAs of background suppliers (e.g. energy producer, chemical ingredients suppliers, etc.), namely other economic actors, were also estimated. The GVAs of background economic actors (e.g. local and global energy and chemical suppliers, etc.) were estimated to be 48% of the Canadian or USA GY economic actors' GVAs. These figures were calculated using the EXIOBASE database model with economic factors, version 3.4, considering the Canadian dairy industry as a proxy for all foreground actors (see Annexe H2.2.2).

Due to the sensitivity of individual financial profit information, **the GVA was used as a proxy to assess the difference in the financial profits** of the economic actors in the value chain for each alternative as compared to the reference scenario (CE-AF). This assumption implies that the indirect costs are similar for each scenario and remains a limitation of the study. For instance, it is unlikely that the capital costs of the equipment at the GY processor plant are the same for the CE, UF and FO technologies.

The GVA generated on the **Canadian territory** is the sum of the GVAs generated by each actor in the value chain within the Canadian territory (i.e. dairy farmer, GY processor, local suppliers, waste collectors, whey valorization actors and other background actors), whereas the USA GVA is the GVA generated in the USA for the FO scenarios. It includes MPC ingredient suppliers from the USA and the US dairy farmers that supplied them raw milk.

The Total GVA (TGVA) includes the GVAs of all the economic actors in the value chain within and beyond the Canadian territory.

Table 6.2 summarizes the difference in GVA between the reference and alternative scenarios for the main individual actors (dairy farmer, GY processor), Canadian territory, USA territory and total

value chain (TGVA). Distributors, waste collectors, ingredient suppliers, whey valorization and other economic actors are included at the territory level and in the TGVA.

Table 6.2 : Δ GVA of alternative scenarios relative to the reference scenario (CE-AF)

Scenario	Δ GVA (CAD 2017)				Δ TGVA
	Dairy farmer	GY processor	Canada (*)	USA (*)	
CE-AF (reference)	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
FO-AF	-1.71E+07	6.90E+06	-2.04E+07	8.45E+07	6.42E+07
UF-AF	-2.08E+06	1.98E+06	-4.69E+05	0.00E+00	-4.69E+05
CE-W	0.00E+00	-3.29E+04	-2.46E+06	0.00E+00	-2.46E+06
FO-W	-1.71E+07	6.88E+06	-2.23E+07	8.45E+07	6.22E+07
UF-W	-2.08E+06	1.94E+06	-2.72E+06	0.00E+00	-2.72E+06
CE-BG	0.00E+00	0.00E+00	-2.59E+06	0.00E+00	-2.59E+06
FO-BG	-1.71E+07	6.90E+06	-2.24E+07	8.45E+07	6.21E+07
UF-BG	-2.08E+06	1.98E+06	-2.85E+06	0.00E+00	-2.85E+06
UF-P	-2.08E+06	2.61E+07	4.33E+07	0.00E+00	4.33E+07
UF-PP	-2.08E+06	1.98E+06	-5.32E+07	0.00E+00	-5.32E+07

for the main economic actors in the value chain in 2017 at individual, territorial and societal levels

Functional value indicators: The functional value indicators (Table 6.3) originate from recent studies (from Uduwerella et al. (2018) and Moineau-Jean et al. (2019)) comparing GY (at 10% protein and 0% fat) processed using CE or UF technologies. Since similar data was not available for the FO technology, it was not included in the functional value analysis. Only three functional indicators were considered. They were selected because they are representative of the main functions seek by customers who buy GY and because they vary according to the technology (CE versus UF). The objective was not to provide a complete profile of GY functional attributes but to show the potential trade-offs depending on the technology selected. Therefore, some important attributes which turned out to be similar (e.g. protein content, syneresis, ...) for CE and UF are not considered.

Table 6.3 : Functional value indicators selected

Functional value attributes	Indicator	Unit	CE	UF	Reference
Nutritional	Calcium content	mg/100 g	170	219	(Uduwerella et al., 2018)
Health	Probiotic concentration (40 days storage)	log cfu.g ⁻¹	7.27	5.77	(Moineau-Jean et al., 2019)
Sensory	Typical flavor (40 days storage)	points	34	30	(Moinreau-Jean et al., 2019)

for GY (10% protein and 0% fat) processed by UF or CE technologies

Yogurt is recognized as an excellent source of calcium, as well as a source of probiotics that may provide a range of health benefits (Fisberg & Machado, 2015).

The probiotic concentration reflects *Lactobacillus helveticus* viability after 40 days of storage. Because the difference was not significant at 3 days, it seems there is a loss of viability of UF GY probiotic during storage. However, this effect is not currently well understood (Moineau-Jean et al., 2019). As demonstrated by Moineau-Jean et al. (2019b), the perception of typical flavour is highly correlated to several other sensory attributes, such as of texture (smoothness), acidity (perception of acidity) or taste (aftertaste) and was selected to reflect the sensory profile of GY. To be consistent with the probiotic concentration attribute, the typical flavour score that was selected is also after 40 days of storage. The perceived typical flavour difference is not significant at 40 days (12%) but is at 3 days (34%), meaning that consumers may perceive a difference if they consume the product at the beginning of its shelf life (Moinreau-Jean et al., 2019).

6.2.2.2.5 Graphic representation in EE profiles

A multidimensional representation combining the environmental dimension and various value dimensions was used. XY profiles relate the various socio-economic value scores to the environmental score. The XY profiles are inspired by the model in Mami et al. (2017) and incremental approach by Huppés and Ishikawa (2005a). Then, the socio-economic, functional value and EI scores were combined in a spider graph to identify the best scenarios and trade-offs

to consider between the various dimensions. More details on the graphic models that were developed are available in Annexe H1.1 and the results section.

6.2.3 Results

6.2.3.1 Environmental LCA profiles

The environmental profiles (Figures 6.4a and 6.4b) illustrate the differences between GY systems that deliver 1 kg of GY, as well as other functions that differ from one system to another (i.e. different types and quantities of co-product (cream) and by-product (whey)). Therefore, the systems are not functionally equivalent, and the environmental profiles are to be considered as intermediary results only. They cannot be used to make any comparative claims about the superiority of one system over another. Product systems may only be compared by considering the value created (e.g. function delivered, GVA generated, etc.) by each single system through the EE profile. Below is a selection of environmental profile results comparing three technologies: centrifugation (CE), fortification (FO) and ultrafiltration (UF) with whey valorization as pig feedstuff (AF) (Figure 6.4a) and five different whey management scenarios for the ultrafiltration (UF) technology (Figure 6.4b):

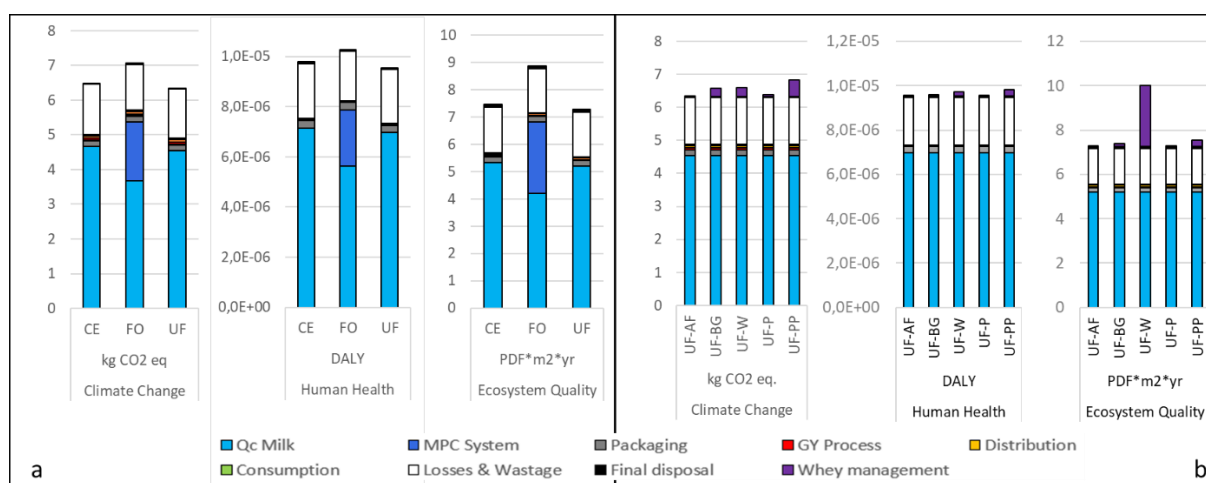


Figure 6.4 : (a) LCA results for the three technologies; (b) LCA results for ultrafiltration (UF) with five different whey management scenarios (CE), fortification (FO) and ultrafiltration (UF) with whey valorization as pig feedstuff (AF); animal feed (AF), biogas (BG); permeate on-site valorization (P); permeate powder (PP) and treatment at wastewater plant (W)

The major contributors to all the impacts categories are milk production and milk ingredients supply, followed by the losses and wastage. For the FO technology, the significant contribution of

the MPC supply system from the USA is explained by two key factors: (1) milk production in the USA has, on average, 20% more impacts on climate change (CC), 4% more on human health (HH) and 82% more on ecosystem quality (EQ) than Québec milk production (Houssard et al., 2019) and (2) the MPC system produces MPC powder and permeate powder, two processes that required large amounts of natural gas (as shown in Table 6.1) and thus significantly contribute to climate change.

Whey management is generally not a major contributor to the systems' environmental impacts. It contributes to 0.1 to 27% of the impacts over all categories, with some significant differences from one whey management scenario to another. Whereas the contributions of animal feed (AF), biogas (BG) and permeate on-site valorization (P) are less than 5% of all impact categories, PP contributes to 8.5% of the CC impacts due to the energy-intensive processes of evaporation and spray-drying for powder making. Treatment at wastewater plant (W) contributes to 27% of the EQ impacts. Seeing as the quantity of whey to be managed depends on the GY technology (CE, FO, UF) (Table 6.1 and Figure 6.3), whey management impacts vary accordingly (see Figure 6.4 in Annexe H3.1) but do not significantly change the results due to whey management's relatively low contribution to the total life cycle impact.

6.2.3.2 Socio-economic eco-efficiency profiles

The reference scenario (CE-AF) is set at the origin of the graph in Figure 6.5 (a,b,c,d). Environmental LCA results are expressed as a single score on the X-axis. They represent the difference in environmental externalities in million Canadian dollars (CAD) between CE-AF and the 10 alternative product systems referring to the total consumption of GY (10% protein, 0% fat) in Canada in 2017. A positive difference (right quadrant on the X-axis) indicates a reduction in environmental externalities, while a negative difference (left quadrant on the X axis) indicates an increase in environmental externalities. These environmental externalities are based on the social cost of carbon and budget constraints valuation method developed in section 6.2.2.1.1, but the two others tested aggregation methods (Stepwise and normalization on the Canadian dairy industry) yield similar results (see Figure 6.5 in Annexe H3.2). Socio-economic values are plotted on the Y-axis in million CAD for the total GY production in Canada. They represent the difference in GVA between the alternative scenarios and CE-AF. A positive difference (top quadrant on the Y-axis)

indicates an increase in GVA, and a negative difference (bottom quadrant on the Y-axis) indicates a decrease in GVA as compared to CE-AF.

Figure 6.5 (a,b,c,d) shows that FO-W, CE-W and UF-W increase the environmental externalities caused by GY system production in Canada by 44, 27 and 20 million CAD, respectively, as compared to CE-AF. FO-BG, FO-AF and UF-PP also cause more environmental damages than CE-AF, increasing the environmental externalities by 29, 25 and 11 million CAD, respectively. Other scenarios have an environmental performance almost equivalent to CE-AF.

FO scenarios generate around 6 million CAD more GVA for the GY processor than CE-AF (Figure 6.5a) and 13 million CAD less for the dairy farmer in Québec (Figure 6.5b), resulting in a 7 million CAD decrease for the Canadian territory GVA (Figure 6.5c). This decrease in Canada is offset by an increase in the US territory (Figure 6.5d). Indeed, the MPC and other co-products (cream and permeate powder) manufactured in the USA generate around 25 million CAD additional TGVA. UF-P is the only scenario that presents a GVA that is almost equivalent to the reference for the Québec dairy farmer (-1.5 million CAD; Figure 6.5b) and an increase in GVA for the GY processor (23 million CAD; Figure 6.5a), Canadian territory (20 million CAD; Figure 6.5c) and global value chain (20 million CAD; Figure 6.5d) simultaneously. UF-P is the most eco-efficient scenario, since it does not increase the environmental externalities. An uncertainty analysis would be required to confirm the robustness of these results, but this remains beyond the scope of this study.

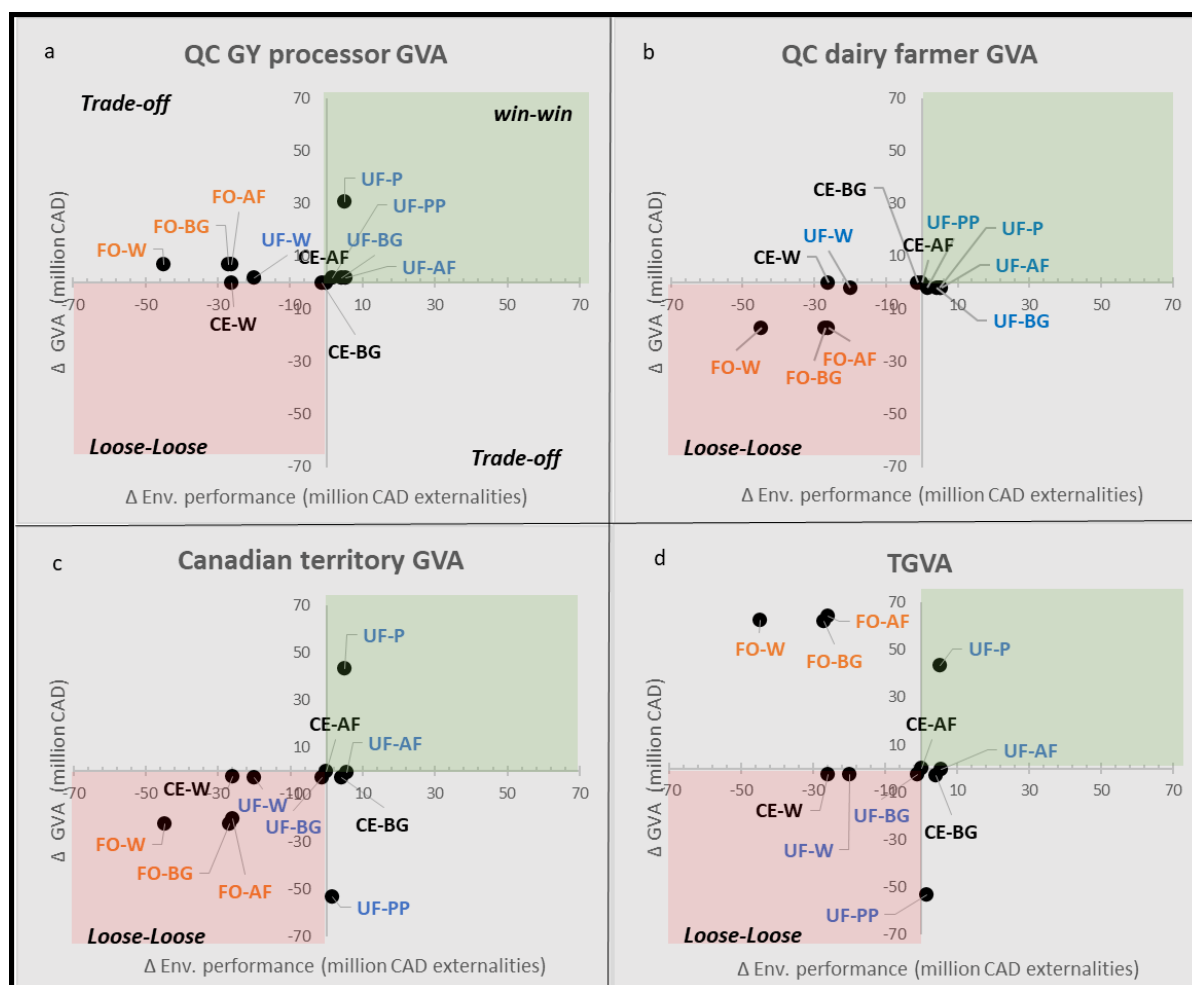


Figure 6.5 : (a,b,c,d) Socio-economic EE profiles of the total GY systems in Québec, Canada
GY production technologies assessed are centrifugation (CE), fortification (FO) and ultrafiltration (UF) combined with five whey valorization or management scenarios: animal feed (AF), biogas + fertilizer, waste treatment (W), concentrated permeate for on-site valorization (P), permeate powder (PP); GVA = gross value added; TGVA = total gross value added by the value chain; GVA Canada: GVA generated on the Canadian territory

6.2.3.3 Multidimensional eco-efficiency profiles for the CE and UF scenarios

Figure 6.6 compares GY produced with CE and UF technologies according to their environmental, socio-economic and functional values. Seeing as GY's functional attributes are independent of whey management pathways, the analysis compares only CE-AF (black line; at 100% on all dimensions) to UF-AF, UF-P and UF-PP. Figure 6.5 is enough to compare the other scenarios. For each dimension, a score above 100% indicates a better performance than CE-AF. UF-PP has an equal or lower performance than CE-AF in all dimensions, except for calcium concentration. UF-P has a better GVA for the GY processor and Canadian territory with an environmental impact equivalent to CE-AF but at the expense of the probiotic content and typical flavour sought by the

consumer. UF-AF yields results similar to UF-P on environmental and functional dimensions but, UF-P creates more GVA.

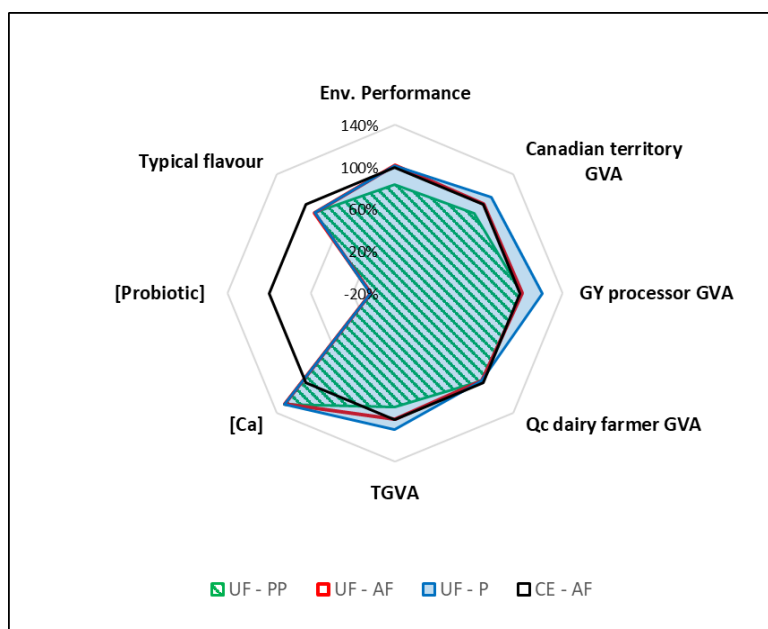


Figure 6.6 : Multidimensional EE profile for CE and UF technologies with several whey management alternatives
animal feed (AF), concentrated permeate for on-site valorization (P) and permeate powder (PP)

6.2.4 Discussion

Unlike conventional EE product analyses that do not account for co-products by either virtually splitting the products flows using allocation or subtracting the co-products using substitution, the suggested method adopts a more holistic approach. Looking at the systems as a whole rather than the GY product highlights the trade-offs between the different functions/value components and the environmental performance. Figures 6.5 and 6.6 show that the GY processing technology has more influence on EE performance than whey management but that some whey management pathways perform better than others. Figure 5a shows that most of the interesting scenarios in terms of value creation (FO scenarios) from the GY processor perspective are at the expense of the environmental performance. Furthermore, Figure 5a, b and c show that a value improvement for the GY processor (FO scenarios) is not always good for the other economic actors. In this case study, fortifying GY with MPC from the USA decreases the Canadian dairy farmer's GVA and the overall GVA generated within the Canadian territory. Finally, when considering consumer interests (Figure 6), there are also trade-offs between the functional value (i.e. nutritional, health and sensory attributes)

and socio-economic value performance. Indeed, the most eco-efficient scenario (UF-P) from a socio-economic perspective underperforms on two of the three functional dimensions considered as compared to the reference scenario.

By using a life cycle perspective for both the environmental and value dimensions (encompassing various value indicators to reflect the different stakeholders' interests and accounting for the value generated by all the background economic actors included in the LCA boundaries), our framework provides a more comprehensive and consistent way to assess EE than the current dairy industry practice. It contributes to the development of more holistic tools to measure sustainability and corporate social responsibility (CSR). By looking at the complete value chain and moving the focus away from individual performance, it embraces the concept of creating shared value by Porter and Kramer (2011). It is in line with the ideas put forward by Schaltegger (2012) to change corporate governance strategies to more systematically incorporate the views of internal and external stakeholders. The approach is a new mindset as compared to the traditional concept of EE, which usually seeks the cost effectiveness of a product per unit of environmental impact. The ineffectiveness of traditional EE models focused on productivity and costs reduction has been widely demonstrated. First, many economists have highlighted the lack of a direct link between cost reduction and value creation (McNair et al., 2001). Second, studies focusing on rebound effects have shown that a reduction in energy consumption with EE is insufficient to offset the rising resource use and environmental impacts associated with economic growth and greater purchasing power (Hauschild, 2015). Third, traditional business models that put a pressure on the supply chain to improve cost effectiveness are usually doing so at the expense of the quality delivered to the customer (Porter & Kramer, 2011). To ensure equity for the actors in the Canadian dairy industry, this revised EE framework enables GY processors to seek compromises that are win-win-win for them, local dairy farmers and consumers. It identifies the trade-offs between different stakeholders in the value chain at different levels (i.e. individual, territorial, societal) with the ultimate goal to create positive impacts for society. This enhancement pushes the boundaries of EE. It is measured by the functions delivered to society: more valuable co-products, more revenues for economic actors, more functional benefits for consumers, more employment, more wealth and better environmental performance for society as a whole. As such, it could also be used as a political instrument to assess sustainability.

Finally, the so-called positive impacts or shared value creation could encompass economic, social and environmental dimensions at the same level. Indeed, as suggested by the blended value concept in Emerson (2003), an environmental improvement is a positive externality that could be considered as a creation of value for the society. The bi-dimensional concept of sustainability (value/environmental impact) of the EE concept could thus become obsolete, leading to an opportunity to develop new multidimensional value assessment frameworks that are more aligned with the multifaceted aspect of sustainability.

The following limitations of the current study leave space for additional research and reflection:

In the spider graph representation, each dimension is equally important, and the final weighting between environmental, socio-economic and functional dimensions is left to the decision maker. Additional steps could be added to aggregate the functional and monetary value scores and facilitate decision-making. This would require using MCDA methods to define the weighting factors across the dimensions according to the acceptable trade-offs for society, but, it goes beyond the scope of this study. Indeed, the objective was more to show the potential trade-offs between the various dimensions and the interest to integrate functional value dimensions in EE rather than to provide aggregate results to support decisions in this specific case study. Furthermore, there is always a tension between the desire to reduce complexity in order to ease interpretation and facilitate decision-making and the danger of non-trivial information losses. As recommended by the life cycle management standards (ISO, 2006b, 2012), providing disaggregated environmental and multidimensional value scores before the final aggregation will always improve transparency and reduce results misinterpretation.

The value dimensions proposed in this study are not exhaustive but are considered sufficient to illustrate the interest of this type of multidimensional framework to measure shared value creation through the value chain. For instance, data on the nutritional, health and sensory attributes of the GY FO technology would provide a more complete picture of the three technologies' EE performances.

The GVA used as a proxy to measure the financial profit could be seen as an important limitation of the results for the GY processor. Indeed, the capital investment costs that are lower for FO and higher for UF than CE (Jørgensen et al., 2019; Nsabimana et al., 2005) may change the findings if the aim is to pursue short-term profit. However, this research focuses on the method rather than the

results. Besides, from a sustainability perspective, the essence of this work is to look at long-term value creation rather than short-term profit.

The environmental and socio-economic scores reported at the Canadian GY industry scale assume that all GY business units on the Canadian territory rely on the same technology and whey management pathways. This is not realistic, since more than one technology usually operates on the same territory. Therefore, the results should not be interpreted as absolute performance gains or losses at the territory scale. They are valid for scenario comparison only.

More broadly, the framework could not be considered as a comprehensive sustainability measurement tool since it does not encompass all the components of social value creation. GVA is a widely used proxy to measure the creation of value for society at the company level since the sum of GVA at the country level is the gross domestic product (GDP). However, GDP is an increasingly controversial development indicator that does not capture social inequalities or employment rates. Furthermore, some specialists in environmental economics advocate that financial profit should not be measured in well-being indicators because for these authors generating private profit constitutes a market loophole (Bernard, 2011; Greenlaw & Shapiro, 2017). The relationship between the socio-economic performance measured by GVA and social well-being has yet to be established. Therefore, additional qualitative indicators currently assessed in social LCA are required to conduct a sustainability life cycle assessment.

6.2.5 Conclusion

This enhanced multidimensional EE value framework applied to the Canadian dairy industry could also be applied to other activity sectors. It demonstrates the feasibility of integrating various value creation components when assessing and comparing different production and consumption systems considering the interests and perspectives of different stakeholders in the value chain. It makes it possible to identify trade-offs between the stakeholder perspectives at different levels (i.e. individual, territorial, societal) and across various dimensions of value creation. In doing so, this EE framework allows moving beyond the traditional value creation logic, which focuses solely on maximizing cost effectiveness and profit for a single stakeholder. The life cycle perspective broadens the value assessment to the complete value chain. It identifies and fosters collaboration opportunities between the actors that could help maximize societal and environmental benefits rather than prioritize individual economic gain. This enhanced EE framework is relatively simple

to apply in an operational context, ensuring that efforts made by an actor to improve its EE are better aligned with the sustainability goal. In this sense, the framework contributes to the development of a more effective decision-making tool to support the ecological transition.

Acknowledgments: The authors would like to thank Carole Bouchard-Santerre (Producteurs de lait du Quebec) and Claude Champagne (Agriculture and Agri-Food Canada) for their valuable contributions to the data collection process.

CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE

Ce chapitre présente une synthèse des résultats afin d'évaluer la façon dont ils répondent aux questions de recherche et dont ils contribuent à l'atteinte de l'objectif de recherche. Il souligne également la complémentarité des résultats et leurs limites en distinguant les résultats méthodologiques des résultats pratiques. L'identification de ces limites a également permis de recommander des solutions d'amélioration pour les transformateurs laitiers et des pistes de recherches ultérieures.

7.1 Atteinte des objectifs de recherche

Rappelons que l'objectif général de cette thèse : *“Développer un cadre d'analyse d'éco-efficience basé sur l'approche cycle de vie pour permettre aux transformateurs de yogourt grec au Québec d'identifier des scénarios d'utilisation optimale des constituants du lait prenant en compte les aspects fonctionnels, socio-économiques et environnementaux sur l'ensemble de leur chaîne de valeur”* était double puisqu'il souhaitait :

- Proposer des développements méthodologiques généraux pour l'industrie laitière afin de l'aider à améliorer sa durabilité, notamment par une utilisation optimale des constituants du lait.
- Répondre à des enjeux opérationnels spécifiques rencontrés par les transformateurs de yogourt grec

Chaque objectif spécifique qui en découlait a été atteint et présenté dans les chapitres 4, 5 et 6. Nous mettons cependant ici en évidence dans quelle mesure ces objectifs spécifiques ont contribué à répondre aux cinq questions de recherche sous-jacentes (Chapitre 3) émanant de l'objectif général. Nous structurerons ces résultats selon leur contribution méthodologique aux outils du DD de l'industrie laitière et leur contribution à l'amélioration des pratiques de production du YG.

7.1.1 Contributions méthodologiques

7.1.1.1 Développement d'outil d'analyse systémique du DD pour l'industrie laitière

Les développements méthodologiques basés sur une analyse systémique ont permis de répondre à la question de recherche suivante :

- *Quelle est la meilleure façon de valoriser les constituants du lait dans les systèmes de production de yogourt grec au Québec dans une perspective de développement durable ?*

L'analyse systémique a constitué le cœur de tous les travaux méthodologiques proposés dans cette thèse pour pouvoir répondre à cette question.

Dans le chapitre 4, une première modélisation des systèmes au niveau produit “du berceau au tombeau” - c’est-à-dire incluant tous les processus impliqués de la production agricole à la gestion des déchets, incluant les pertes et gaspillage alimentaires le long de la chaîne de valeur, a mis en évidence les contributeurs majeurs aux impacts environnementaux de la production de YG. Il a été démontré que les préoccupations environnementales généralement prises en compte par les transformateurs laitiers (consommation d’eau et d’énergie de leur usine, emballages et rejets d’eaux usées) ne sont pas les contributeurs majeurs aux impacts environnementaux de ces systèmes de produits. Cette perspective a mis en évidence l’influence significative des choix d’approvisionnement en protéines laitières ainsi que des pertes et gaspillage de lait tout au long de la chaîne de valeur sur l’impact environnemental du YG. Elle **a démontré l’intérêt d’adopter une vision chaîne de valeur et d’intégrer de façon transparente les pertes et le gaspillage alimentaire dans les AeCV pour améliorer la prise de décision et réduire plus efficacement l’impact environnemental de ces produits.**

Dans le chapitre 5, l’approche conséquentielle de type A (European Commission, 2010) a permis d’évaluer l’impact environnemental des co-produits/sous-produits et de **mieux comprendre les relations de causalité entre les systèmes de YG avec les autres systèmes environnants du marché** afin de **favoriser une utilisation optimale des constituants du lait d’un point de vue environnemental**. Elle a notamment démontré que le lactosérum acide a une faible influence sur l’impact environnemental des systèmes de YG et que dans le contexte actuel de marché, où la production de lait est conditionnée par la demande en crème, le YG à faible teneur en gras, permet de mieux valoriser les protéines et favoriser la réduction des surplus structurels de la filière laitière.

Dans le chapitre 6, l’approche d’EE a **élargi le champ d’analyse aux trois composantes du DD** afin de rapprocher la mesure d’EE de l’objectif initial du concept développé en 1992, c’est-à-dire : créer de la valeur (économique et sociale) en diminuant les impacts environnementaux sur la société et non pas seulement améliorer la productivité des acteurs du secteur privé par une meilleure gestion coût-efficacité environnementale. Ainsi, l’ajout de composantes socio-économiques et

fonctionnelles au cadre d'analyse en fait un outil de durabilité plus holistique comparé aux approches classiques existantes dans la littérature ou les exemples offerts par la norme ISO 14045. Elle a pour but d'**aider les décideurs à analyser les éventuels compromis à faire entre les trois composantes et à rechercher un équilibre afin d'avoir un réel impact positif sur la société.** Les contributions du développement de ce cadre d'analyse multidimensionnelle sont plus amplement détaillées dans la section suivante.

7.1.1.2 Évaluation multidimensionnelle de la valeur en EE

Le développement d'un système multidimensionnel d'évaluation de la valeur en EE constitue **la contribution majeure de cette thèse.** Il a permis de répondre plus spécifiquement à la question de recherche suivante :

- *Dans le cadre d'une analyse d'éco-efficience, comment évaluer la valeur de ces systèmes multifonctionnels en tenant compte à la fois de leurs aspects fonctionnels, socio-économiques et environnementaux ?*

La principale caractéristique de ce modèle est d'adopter une **mesure de la valeur qui tient compte de l'intérêt des différentes parties prenantes de la chaîne de valeur** (producteur, transformateur, consommateur et autres acteurs économiques) à différentes échelles (individuelle, territoriale et sociétale). Cette perspective multi-acteurs et multi-niveaux, rompt avec les modèles classiques d'éco-efficience qui s'intéressent souvent à l'intérêt particulier d'un acteur et qui en ce sens présentent des incohérences méthodologiques avec la dimension environnementale d'AeCV (basée sur la chaîne de valeur) ainsi que des incohérences avec les objectifs du DD (créer de la valeur pour la société). En outre, même dans les modèles les plus évolués d'EE qui utilisent l'AeCV pour mesurer la composante de valeur sur l'ensemble du cycle de vie, ces incohérences subsistent, car ces analyses sont la plupart du temps axées sur des objectifs de rapport coût-efficacité et ne modifient pas le paradigme de conception de la valeur. Or, comme nous l'avons démontré dans la revue de littérature, cette évolution de paradigme est considérée de plus en plus déterminante pour l'atteinte des objectifs du DD. **La principale originalité de notre modèle d'EE est donc de proposer une nouvelle façon de concevoir la création de valeur par l'entreprise.** La valeur s'y définit de façon plurielle incluant des critères fonctionnels pour répondre aux attentes des consommateurs, des critères monétaires pour répondre aux attentes des acteurs économiques et des critères socio-économiques, fonctionnels et environnementaux pour répondre aux attentes de la

société en général. La perspective multidimensionnelle (en diagramme araignée) présente la performance environnementale comme une des composantes de la création de valeur et non comme une contrainte opérationnelle à respecter. Cette conception de la valeur rejoint l'idée d'Emerson (Emerson, 2003), à savoir que la création de valeur est un mixte entre performance financière et performance environnementale et sociale. La désagrégation des critères à plusieurs échelles d'analyse (individuelle, territoriale, sociétale) **permet aux décideurs de mieux évaluer les compromis à faire entre création de valeur financière individuelle et création de valeur sociétale**. Ce modèle constitue donc un **instrument de mesure opérationnel intégré du DD pour mettre en œuvre le concept de création de valeur partagée** promu par Porter & Kramer (2011).

En outre, l'originalité du modèle tient aussi dans **la mesure holistique de valeur ajoutée le long de la chaîne de valeur** en y intégrant tous les acteurs de second plan (fournisseurs d'énergie, d'emballages, de produits chimiques,..., collecteurs de déchets, etc.) grâce à l'utilisation de **la base de données EXIOBASE** pour compléter les données d'avant plan. Cette comptabilisation holistique de la valeur ajoutée rend le champ d'analyse de la valeur socio-économique cohérent avec celui de la mesure de la valeur environnementale d'AeCV. Ce développement solutionne donc l'enjeu d'arrimage des champs d'analyse entre l'AeCV et l'AcCV qui avait été soulevé par Heijungs et al. (2013) et Finkbeiner (2013).

Enfin, en intégrant une méthodologie d'AeCV multicritère basée sur la méthode d'évaluation des impacts IMPACT World+, le modèle propose une évaluation holistique des impacts environnementaux tout en utilisant une méthode d'agrégation en score unique des plus évoluées dans le domaine pour faciliter l'aide à la décision. En effet, l'utilisation d'IMPACT World+ au niveau dommage permet de prendre systématiquement en considération 14 catégories d'impacts influençant la qualité des écosystèmes et 9 catégories d'impacts influençant la santé humaine. Il se distingue en ce sens, des modèles d'EE aux indicateurs environnementaux désagrégés qui, même lorsqu'ils sont basés sur l'AeCV, utilisent souvent des indicateurs hétérogènes, choisis de façon arbitraire qui ne donnent qu'une image partielle du profil environnemental des systèmes étudiés et présentent une incohérence sur le plan méthodologique. Par exemple, ISO 14045, laisse le praticien décider du choix d'indicateurs selon l'objectif de l'étude. Ces indicateurs peuvent ainsi être choisis au niveau de l'inventaire (ex. : énergie ou eau consommées, etc.), au niveau des impacts (ex. : épuisement des ressources fossiles, raréfaction de l'eau potable, etc.) et plus rarement au niveau des dommages (ex. : dommages causés sur la santé humaine et les écosystèmes). Or, il est

important de tenir compte de l'ensemble des éléments qui contribuent à la dégradation de l'environnement afin de protéger la vie sur terre. Par exemple, au Québec, entamer une démarche d'EE essentiellement basée sur la réduction de la consommation d'énergie électrique et/ou de la consommation d'eau des usines de production n'est pas d'une efficacité substantielle pour la protection de la santé humaine ou des écosystèmes. En effet, l'hydro-électricité produite au Québec a un faible impact sur les changements climatiques et la raréfaction de l'eau n'est pas un enjeu régional. En outre, les analyses d'EE présentant des ratios avec des indicateurs environnementaux désagrégés compliquent ou orientent le processus décisionnel des gestionnaires par des jugements de valeur. En effet, dans ce type d'analyse le décideur devra parfois choisir des améliorations de certains indicateurs environnementaux au détriment d'autres indicateurs (déplacement d'impacts) et orientera souvent son choix final sur le scénario qui permet de dégager le plus de valeur financière par unité d'impact environnemental indépendamment des conséquences globales au niveau des dommages sur la santé humaine ou sur les écosystèmes. Les quelques études d'EE qui ont pu être identifiées dans l'industrie laitière (Benoit et al., 2019; Forleo et al., 2018; Lindgaard-Jørgensen et al., 2015; van Middelaar et al., 2011) sont toutes basées sur ce type de ratio multi-indicateurs.

Au regard de ces différents éléments, le modèle d'EE proposé est, à notre connaissance, unique en son genre et constitue une contribution intéressante au développement des outils de mesure d'AdCV. Il contribue également à l'avancement des outils d'opérationnalisation du DD en tant qu'outil de mesure d'impact plutôt qu'outil d'évaluation des pratiques. Son approche chaîne de valeur souhaite aussi favoriser le dialogue entre les parties prenantes et l'évolution vers des modes de gestion et de gouvernance plus collaboratifs. Le modèle présente néanmoins un certain nombre de limites qui seront soulignées à la section 7.2.

7.1.1.3 Gestion de la multifonctionnalité des systèmes laitiers en AeCV et en EE

Un des principaux défis de ce projet de recherche était de gérer la multifonctionnalité des systèmes de YG. Les travaux méthodologiques sur la fonctionnalité ont permis de répondre à la question de recherche suivante :

- *Dans une perspective systémique cherchant à favoriser les synergies industrielles de la filière lait, quelle est la meilleure façon d'évaluer les impacts environnementaux des systèmes de YG qui produisent à la fois du yogourt grec, de la crème et du lactosérum ?*

Le découpage du projet en trois objectifs spécifiques a permis de tester trois méthodes de gestion des co-produits/sous-produits et d'évaluer les limites et les avantages de chacune d'entre elles pour répondre à cette question de recherche:

- Chapitre 4 : L'approche produit par allocation massique ou économique
- Chapitre 5 : L'approche conséquentielle de type A par extension des frontières
- Chapitre 6 : L'approche système de produit par la mesure d'EE

L'approche produit par allocation répartit arbitrairement les impacts entre le produit et les co-produits/sous-produits selon la règle d'allocation considérée. Elle s'intéresse uniquement au YG et ne permet donc pas de comparer les impacts environnementaux des co-produits/sous-produits selon leurs différentes voies de valorisation potentielles. De plus, les deux méthodologies d'allocation (massique et économique) utilisées pour comparer les technologies de production du YG ont donné des conclusions dissemblables et n'ont pas permis de différencier avec certitude la performance environnementale des systèmes UF, CE et FO (avec lait dialfiltré du Québec). **Un des résultats majeurs du chapitre 4 est de démontrer que l'allocation massique sur le poids de la matière sèche suggérée par l'IDF (IDF, 2015) est inadaptée pour comparer les différentes technologies de YG.** En effet, cette méthode qui alloue plus d'impacts au YG qui contient le plus de matière sèche ne tient pas compte du potentiel de valorisation des co-produits/sous-produits. Ainsi la technologie UF, qui présente un meilleur potentiel de valorisation du perméat doux que le lactosérum acide de CE, se voit attribuer plus d'impact parce qu'elle est plus sélective que CE et retient plus de matière dans le YG que dans le perméat. À l'opposé, les analyses de sensibilité ont montré que si une valeur économique était attribuée au SNG du perméat d'UF, cette technologie présenterait la meilleure performance environnementale. En conclusion, **dans le cas où une méthodologie d'allocation serait envisagée pour évaluer la performance de différentes technologies de production de YG, nous recommandons d'utiliser une allocation économique.**

L'approche conséquentielle de type A par extension de frontière utilisée au Chapitre 5 a permis d'évaluer l'impact environnemental des co-produits/sous-produits en retranchant l'impact environnemental des systèmes qu'ils substituent aux systèmes de YG considérés. Cette approche plus holistique aide à **mieux comprendre les relations de causalité entre les systèmes de YG avec les autres systèmes environnants du marché** et d'identifier que dans le contexte actuel, où la production de lait est conditionnée par la demande en crème, **le YG à faible teneur en gras,**

permet de mieux valoriser les protéines laitières et favoriser ainsi la réduction des surplus structurels.

L'approche système de produit par la mesure d'EE, propose une perspective différente pour évaluer les systèmes de produits. Au lieu d'allouer les impacts entre produits, co-produits et sous-produits pour résoudre l'enjeu de la multifonctionnalité, elle évalue et compare les impacts environnementaux et la valeur générée par l'ensemble des fonctions des systèmes, c'est-à-dire leur fonction principale qui est de produire du YG, mais également leurs fonctions secondaires qui sont de produire de la crème et du lactosérum. Dans ce cadre, la base d'équivalence fonctionnelle est la quantité de YG requise pour répondre à la demande du marché en YG à 0% de matière grasse et 10% de protéines pour des quantités de crème et de lactosérum variables. Le lactosérum remplit des fonctions différentes selon la façon dont il est valorisé et le YG présente également des caractéristiques fonctionnelles légèrement différentes (teneur en calcium, en probiotique, goût typique) selon la façon dont il est produit. **La comparaison des impacts environnementaux entre les systèmes n'est rendue possible que grâce à la mise en relation des dimensions environnementales, fonctionnelles et socio-économiques qui permet d'évaluer les compromis à faire pour favoriser la création de valeur partagée et améliorer les synergies d'interactions entre les acteurs.** Au demeurant, cette approche ne permet pas d'établir de lien de causalité avec les systèmes environnants du marché. Il est à noter également que l'approche système basée sur les intrants développée par Benoit et al. (2019) a aussi été considérée dans le cadre de ce projet. Elle a cependant dû être écartée, car elle entraînait des biais d'interprétations sur les systèmes FOs et ne permettait pas de répondre aux questions de recherche.

En résumé, **pour répondre à la question de recherche** concernant *“la meilleure façon d'évaluer les impacts environnementaux des systèmes de YG pour favoriser les synergies industrielles de la filière lait”*, **l'approche par extension de frontières est plus adaptée** que les deux autres approches. Les approches par allocation économique ou massique ne donnent pas une vision globale des systèmes et n'apportent donc pas de réponse à cette question de recherche. Quant à l'approche système par EE, elle ne permet pas d'évaluer les impacts environnementaux indépendamment des autres dimensions.

Par ailleurs, cette démarche méthodologique en trois étapes a permis de **poser un regard critique sur les lacunes de la norme ISO 14045** quant à la gestion des systèmes multi-produits. En effet,

tel qu'expliqué dans la revue de littérature, la norme n'établit aucune règle particulière à ce sujet. Elle précise seulement de signaler quelles règles d'allocation ont été utilisées lorsqu'on réalise une analyse d'EE. Or, l'utilisation d'allocations (physiques ou économiques) ou d'extension de frontières qui ramène l'analyse à une évaluation mono-produit entraîne respectivement, soit des coupures arbitraires, soit une complexification importante de la mesure de la valeur en raison de la comptabilisation nécessaire de la valeur générée par les systèmes substitués qu'il faut par principe retrancher de la mesure. **L'utilisation des principes de répartition des impacts environnementaux et de valeur entre produits et co-produits/sous-produits constitue un artefact méthodologique en analyse d'EE.** En effet, si l'objectif, comme dans notre cas d'application, est de comparer la différence de valeur et d'impacts environnementaux générés par différents scénarios technologiques avec différentes voies de valorisation des sous-produits, plus ou moins lucratives, il ne fait pas de sens de retrancher les impacts et la valeur générée par les co-produits/sous-produits. Or, **la norme ne propose aucune directive pour ce type d'analyse.** En ce sens, **ce projet de recherche apporte également des éléments de réponse aux enjeux méthodologiques d'analyse d'EE de systèmes de produits laitiers (ou autres produits) multifonctionnels.** Tout comme d'autres études, il met en lumière que les **choix de gestion de la multifonctionnalité peuvent avoir un impact sur la prise de décision** (Aguirre-Villegas et al., 2012; Finnegan, 2018; Pelletier et al., 2015; Weidema and Schmidt, 2010) et qu'il est important de définir le rationnel derrière chaque choix de modélisation (Pelletier et al., 2015). De plus, en lien avec les recommandations de Pelletier (2015), nous avons pu démontrer que ce choix devait être hiérarchisé selon la nature et les objectifs de l'AeCV. Dans ce projet de recherche, l'utilisation de plusieurs méthodes de gestion de la multifonctionnalité se sont ainsi avérées nécessaires pour pouvoir répondre aux différentes questions de recherche. Au demeurant, **la contribution majeure de ce projet est surtout d'avoir démontré que l'EE peut être une solution intéressante pour éviter d'avoir à répartir les impacts entre produits, co-produits et sous-produits** ce qui, à notre connaissance, n'avait jamais été fait jusqu'à présent.

7.1.2 Contributions à l'amélioration des pratiques de production

Les résultats obtenus par la réalisation des trois objectifs spécifiques de recherche sur le cas du YG sont complémentaires et permettent de répondre à trois des questions sous-jacentes à l'objectif de recherche principal. Il est intéressant également de souligner, qu'à notre connaissance, aucune

AeCV ou analyse d'EE n'a encore été publiée dans la littérature scientifique et que **ces résultats constituent donc une contribution originale à la littérature scientifique d'ACV** sur les produits laitiers. Dans cette section, nous présenterons une synthèse des résultats obtenus aux chapitres 4,5, et 6 ce qui nous permettra de répondre aux trois questions suivantes soulevées par l'industrie :

- *Quelle est la meilleure façon de valoriser les constituants du lait dans les systèmes de production de yogourt grec au Québec dans une perspective de développement durable ?*
- *Vaut-il mieux utiliser une technologie qui réduise la production du lactosérum acide ou vaut-il mieux essayer de valoriser le lactosérum ?*
- *Quels sont les principaux leviers d'action des industriels pour réduire l'impact environnemental du yogourt grec tout en maximisant sa valeur socio-économique et fonctionnelle ?*

Une réponse plus synthétique à ces questions sera formulée dans les recommandations.

Le chapitre 4 a permis d'identifier **les principaux contributeurs** aux impacts environnementaux du YG. Ces contributeurs **sont le lait, les ingrédients laitiers et les pertes et le gaspillage alimentaire le long de la chaîne de valeur**, et ce, quelle que soit la technologie de production utilisée pour toutes les catégories d'impacts (Changement climatique; Santé humaine; Qualité des écosystèmes; Épuisement des ressources fossiles). La phase de transformation et la fin de vie sont des faibles contributeurs aux impacts environnementaux. Les emballages contribuent essentiellement au score d'impact sur l'épuisement des ressources fossiles, mais contribuent très peu aux autres catégories d'impacts. Il a également été démontré que **la technologie FO utilisant des ingrédients laitiers en provenance des États-Unis avait un impact significativement plus élevé que les technologies utilisant uniquement du lait** (ou des ingrédients laitiers) **québécois**. Ceci s'explique par l'empreinte environnementale en moyenne 20% plus faible pour le lait québécois que le lait américain. La performance des technologies CE, UF et FO pour des produits constitués de lait 100% québécois n'a cependant pas pu être différenciée par la méthodologie utilisée à cette étape du projet.

Le chapitre 5 a permis de déterminer les technologies de production de YG les plus performantes d'un point de vue environnemental ainsi que les impacts environnementaux des co-produits et sous-produits en relation avec les systèmes environnants du marché. Cette analyse plus holistique a mis

en évidence **l'intérêt de produire du YG à haute teneur en protéine et faible teneur en matière grasse, fait de lait 100% québécois, pour améliorer l'impact environnemental du YG et réduire les surplus structurels de poudre de lait écrémé au Canada** dans un contexte de marché où les quotas de production de lait sont corrélés à la demande en matière grasse. Avec cette approche, il s'est avéré que la technologie qui utilise le plus de lait québécois a la meilleure performance environnementale, car **elle produit simultanément du YG et de la crème**. Or, cette **double fonctionnalité permet de réduire la quantité de lait utilisé pour répondre à la demande en crème et en beurre du marché**. Elle réduit également les impacts environnementaux collatéraux entraînés par le séchage du lait écrémé, stocké en attente d'être écoulé sur les marchés d'alimentation animale ou à l'exportation. **La technologie ayant la meilleure empreinte environnementale** dans ces conditions **est la CE, suivie de l'UF et de la FO** (avec ingrédients américains). Les résultats ont montré que **les voies de valorisation du lactosérum** évaluées à cette étape du projet (alimentation animale (AF), biogaz (BG) ou traitement comme un déchet (W)) **ont peu d'influence sur l'impact environnemental des systèmes** de YG, quelle que soit la quantité de lactosérum à traiter. Ainsi, le fait d'utiliser une technologie qui produit moins ou pas de lactosérum acide n'influence pas significativement les résultats. Enfin, les analyses de sensibilité réalisées à cette étape ont pu démontrer que **la formulation du YG** (teneur en protéine et en matière grasse) **et la réduction des pertes et du gaspillage alimentaire** tout au long de la chaîne de valeur **sont les facteurs les plus importants pour réduire l'empreinte environnementale** de ces systèmes. **La mise en marché de YG à haute teneur en protéines (10 % et plus) et faible teneur en gras (2 % et moins)** est donc un **levier pour réduire l'impact environnemental** de la filière laitière dans les conditions actuelles du marché canadien.

Le chapitre 6 a permis d'évaluer de **nouvelles voies de valorisation pour le perméat d'UF** (séchage en poudre de perméat (UF-PP) ou concentration et utilisation sur site sous forme liquide (UF-P)) et de mettre en relation l'impact environnemental des 11 systèmes étudiés avec la valeur socio-économique et fonctionnelle qu'ils génèrent. Les systèmes qui s'avèrent **les plus performants d'un point de vue économique** pour le transformateur laitier **sont les systèmes de FO et le système UF-P**. Cependant **les systèmes FOs** (avec ingrédients des États-Unis) **sont ceux qui ont l'empreinte environnementale la plus élevée** et qui génèrent **le moins de valeur ajoutée pour les producteurs laitiers et pour le territoire Canadien**. Les systèmes CE-AF, UF-AF, CE-BG, UF-BG (alimentation animale (AF); biogaz (BG)) ont une empreinte environnementale et une

valeur ajoutée relativement comparable entre eux à tous les niveaux d'analyse de la valeur socio-économique (transformateur, producteur laitier, territoire Canadien et chaîne de valeur complète). Le système UF-P, qui a une empreinte environnementale comparable aux systèmes (CE-AF, UF-AF, CE-BG, UF-BG) **se distingue par une amélioration significative de la valeur ajoutée générée pour le transformateur laitier, pour le territoire Canadien et la chaîne de valeur totale** par rapport aux autres systèmes. Les systèmes UFs ont cependant une moins bonne performance fonctionnelle que les systèmes CEs au niveau de leur concentration en probiotique et au niveau du goût. Ils ont néanmoins une plus haute teneur en calcium que les systèmes CEs. Ces résultats démontrent **qu'il y a des compromis à faire entre valeur ajoutée pour les acteurs économiques individuels, valeur ajoutée pour le territoire, valeur ajoutée pour la chaîne de valeur, valeur fonctionnelle pour le consommateur et impact environnemental pour la société.**

En conclusion, toutes les solutions qui évitent l'importation d'ingrédients protéiques étrangers et le traitement du lactosérum comme un déchet sont acceptables d'un point de vue environnemental et socio-économique pour le territoire canadien. Dans une perspective globale, **à l'échelle de la filière laitière canadienne, la technologie CE avec valorisation de lactosérum acide dans l'alimentation animale (AF) ou en biogaz (BG), favorise une utilisation optimale des protéines du lait dans l'alimentation humaine** (réduction des surplus structurels) et offre au consommateur une excellente qualité fonctionnelle (nutrition, santé, plaisir organoleptique). Au demeurant, elle génère globalement moins de valeur ajoutée que UF-P et elle complique les opérations des transformateurs en raison des volumes importants de lactosérum acide à gérer. **L'UF-P est donc un meilleur choix pour créer plus de la valeur partagée** entre les acteurs économiques du territoire canadien et **valoriser l'ensemble des constituants du lait (protéines et lactose) dans l'alimentation humaine** même si ses attributs organoleptiques (goût) et santé (probiotique) sont légèrement moins intéressants pour le consommateur.

7.2 Limites identifiées

Ce projet de recherche comporte un certain nombre de limites méthodologiques et de limites de résultats qu'il convient d'identifier afin de relativiser la portée de nos travaux et de suggérer des pistes de recherche ultérieures.

7.2.1 Limites méthodologiques

7.2.1.1 Complétude de l'analyse de durabilité

Le cadre d'analyse d'EE proposé est loin d'être parfait en termes de complétude d'analyse de la composante sociale de la durabilité. En effet, celle-ci fait habituellement référence à de nombreuses dimensions : capital humain, bien-être, dignité humaine héritage culturel, comportements socio-économiques, etc. (Hauschild et al., 2008; Weidema, 2006) L'AsCV comporte par exemple plus de 31 sous-catégories d'indicateurs concernant les droits humains, les conditions de travail, la santé et la sécurité au travail, l'héritage culturel, la gouvernance et les répercussions socio-économique (UNEP/SETAC, 2011) qui ne sont pas reflétées par les indicateurs pris en considération dans notre cadre d'analyse. L'indicateur de valeur ajoutée que nous avons utilisé constitue une forme très partielle de la mesure de la valeur sociale créée. De plus, la relation entre la création de valeur ajoutée et le bien-être social reste très controversée comme en témoignent plusieurs études sur le sujet (Bergh, 2009; Dipietro & Anoruo, 2006; Fleurbaey, 2009). L'ajout d'indicateurs de mesure de fonctionnalité (nutritionnelle, santé et organoleptique) est considéré comme une des composantes de la valeur sociale créée, mais il n'en reste pas moins que cette représentation de la dimension sociale reste très incomplète. Au demeurant, puisqu'il n'existe actuellement aucun outil de mesure de durabilité qui arrime de façon totalement intégrée les trois composantes du DD ou qui permette une évaluation holistique de toutes les composantes de la valeur sociale (Maas & Liket, 2011), le cadre d'analyse proposé constitue tout de même un avancement intéressant pour les analyses de durabilité basée sur l'ACV.

7.2.1.2 Mesure relative de l'EE et limites planétaires

Une des autres principales limites de ce projet et des outils d'EE en général, concerne leur efficacité à évaluer la durabilité des systèmes sur une base relative plutôt qu'absolue. En effet, un système n'est pas éco-efficient en soi. La mesure de l'éco-efficience est toujours basée sur la comparaison avec un système de référence (ISO, 2012). Or, si la comparaison de plusieurs systèmes permet de les classer selon leur performance, rien ne garantit que le système le plus performant soit durable. Pourtant, comme nous l'avons vu dans la revue de littérature l'un des objectifs initiaux de l'EE était bien de s'assurer de réduire les impacts environnementaux des activités humaines afin de respecter les limites planétaires. Cette disjonction entre les pratiques de mesure d'EE et le respect

des limites planétaires ou l'atteinte de la durabilité absolue a bien été identifiée par Bjørn (2015), Bjørn and Hauschild (2013) et Huppes and Ishikawa (2005a). Ces auteurs démontrent qu'il ne peut pas y avoir de lien entre l'atteinte de la durabilité et l'EE en l'absence de cible d'optimalité. Cette lacune a même discrédité le concept qui, selon Bjørn & Hauschild (2015) peut conduire à un faux sentiment de performance qui nuit à l'atteinte de durabilité.

Le modèle proposé dans cette thèse n'échappe pas à cette limitation en utilisant la technologie CE avec valorisation en alimentation animale comme base de référence. Bien que la notion de recherche d'optimalité soit introduite avec l'idée de rapprochement vers un optimum théorique basé sur le compromis socialement acceptable par la société entre création de valeur socio-économique et performance environnementale, cet optimum n'est pas défini dans le modèle proposé. Ainsi, les solutions "win-win", telles que UF-P (Chapitre 6), y apparaissent comme des solutions éco-efficientes alors qu'elles ne garantissent pas l'atteinte de la durabilité. Les travaux de Bjørn et al. (2016; 2015) Mami et al. (2017) proposent des solutions intéressantes pour définir des cibles d'optimalité et les intégrer dans les outils d'EE. C'est pourquoi nous recommandons des recherches ultérieures afin de pouvoir intégrer ces éléments dans le modèle développé.

7.2.1.3 Complexité de la modélisation pour le milieu opérationnel

Le but ultime de ce projet étant de proposer un outil de DD facilement utilisable dans un contexte d'entreprise, il faut reconnaître qu'un effort reste à faire pour que le cadre d'analyse développé puisse être opérationnel. En effet, bien qu'il soit reproductible, il nécessite des connaissances poussées sur l'utilisation des logiciels de modélisation en AeCV, sur les principes de modélisation des systèmes multifonctionnels et la collecte d'un nombre très important de données sur l'ensemble de la chaîne de valeur. Afin de pouvoir tester de nouveaux scénarios ou d'adapter les scénarios génériques existants aux données spécifiques d'une usine de yogourt grec, il serait donc recommandé de l'intégrer dans un outil automatisé paramétrable et facile d'utilisation pour des novices en AeCV vous en EE.

7.2.2 Limites des résultats

7.2.2.1 Représentativité des données de modélisation

Tout d’abord, il est important de rappeler que les bilans de matière et d’énergie qui ont servi de base à la construction des scénarios ont été obtenus à partir d’un logiciel de simulation de procédés en développement (Benoit et al., 2019) et non à partir de données réelles provenant d’usines. Les paramètres clés (identification et agencements des opérations unitaires, capacité des lignes, rendement protéique, couple température et temps de chauffage, pression, poids, matériaux de conditionnement, type de transports et km, gestion des déchets, pertes et gaspillage) et les résultats des profils d’AeCV et d’EE ont certes été discutés et validés par les trois transformateurs laitiers impliqués dans le projet comme étant représentatifs de la réalité de leur production en 2018, mais il n’en reste pas moins que ce sont des résultats génériques.

Les systèmes de CIP ont en particulier été modélisés de façon très générique selon les recommandations de Yee et al. (2013). De plus, les données concernant la consommation générale d’eau et d’électricité pour le conditionnement des YG, leur refroidissement, ainsi que le nettoyage, la ventilation, le chauffage et l’éclairage de l’usine, proviennent également de la littérature.

En outre, les scénarios de production des ingrédients laitiers aux États-Unis, de séchage du lait écrémé et de valorisation des co-produits ont été montés à partir des procédés disponibles dans la base de données d’inventaire québécois ecoinvent v3.4 en adaptant les processus au mix énergétique des États-Unis lorsque nécessaire.

Enfin, les sets de données de lait provenant de différentes régions des États-Unis ont été importés d’une ancienne version d’écoinvent (v2.2). Ils sont représentatifs des systèmes de production laitiers aux États-Unis en 2008. Ces systèmes peuvent avoir évolué depuis, notamment grâce à une amélioration du rendement de la production. Ils présentaient également des problèmes d’équilibrage entre les entrées et les sorties d’eau. Des corrections ont donc été effectuées pour rééquilibrer ces flux, mais nous ne pouvons pas garantir la représentativité de la catégorie “disponibilité de l’eau” dans les résultats d’impacts au niveau dommages sur la santé humaine et la qualité des écosystèmes des scénarios FO utilisant des ingrédients des États-Unis.

Il est à noter également que des variantes aux technologies modélisées ont été relevées dans la littérature (cf. section 2.2.2.2), mais elles ne sont à priori pas utilisées sur le marché canadien.

7.2.2.2 Complétude et représentativité des scénarios de valorisation du lactosérum et du perméat

Les scénarios de valorisation du lactosérum et du perméat ont été définis en fonction des recommandations des industriels laitiers qui ont participé au projet. Ces scénarios sont représentatifs des pratiques actuelles au Canada ou de l'intérêt que les industriels ont manifesté pour les mettre en œuvre dans un futur rapproché. Dans ce contexte, le scénario de valorisation du perméat d'UF en poudre de perméat (UF-PP) est fictif, car non rentable dans les conditions actuelles du marché. Le scénario de traitement du lactosérum dans une usine de traitement d'eaux usées (W) est également fictif. Il a été conçu à partir d'hypothèses très conservatrices afin de constituer le pire scénario de référence. Par ailleurs, tous ces scénarios ont été montés à partir des procédés génériques disponibles dans la base ecoinvent et d'hypothèses simplificatrices. Ils ne sont donc ni représentatifs de l'ensemble des solutions possibles pour valoriser le lactosérum acide de YG ou le perméat d'UF du lait, ni basés sur des données réelles de marché. C'est pourquoi nous recommandons des études complémentaires sur cette partie des analyses.

7.2.2.3 Représentativité des données sur les pertes et les gaspillages alimentaires

Les données utilisées proviennent d'une analyse des enjeux des pertes et gaspillages alimentaires dans l'industrie laitière réalisée en partenariat avec le CIRODD²¹ (Houssard et al., 2016) présentée en Annexe I qui a ensuite été complétée par une revue de littérature plus spécifique sur la comptabilisation des pertes et gaspillages alimentaires en AeCV des produits laitiers (Tableau F.8 de l'Annexe F). Ces données sont hétérogènes, peu de données sont spécifiques au Canada (2 études), peu de données sont spécifiques au yogourt (5 études) et aucune étude n'évalue spécifiquement les pertes et gaspillages reliés au yogourt au Canada. De plus, les impacts reliés au traitement de ces pertes et gaspillages n'ont pas pu être inclus dans les résultats d'AeCV en raison d'un manque d'information sur leur devenir et sur les technologies impliquées pour les traiter. Compte tenu de l'importance de ce facteur sur les résultats d'AeCV malgré sa potentielle sous-évaluation, nous suggérons fortement à l'industrie laitière d'améliorer la précision des données sur le sujet.

²¹ Centre Interdisciplinaire de recherche en opérationnalisation du développement durable

7.2.2.4 Données de valeur ajoutée d'EXIOBASE

Les données utilisées pour compléter la valeur ajoutée générée par l'ensemble des acteurs économiques de la chaîne de valeur du YG au Chapitre 6 ont été extraites de la base de données EXIOBASE (v3.4 disponible dans openLCA) à partir du calcul de la répartition de la valeur ajoutée entre les différents acteurs économiques directs et indirects de l'ensemble du secteur laitier au Canada. Il a donc été pris pour hypothèse que la répartition de la valeur ajoutée du secteur laitier canadien était représentative de celle du YG. Cette hypothèse est jugée acceptable dans le cadre de ce projet dont l'objectif est essentiellement de démontrer qu'il est possible d'arrimer les champ d'analyse entre l'AeCV et l'AcCV. Toutefois, dans le cadre d'études ultérieures, si l'objectif est de déterminer avec précision la contribution de chaque acteur de la chaîne de valeur à la création de valeur ajoutée du YG, cette hypothèse demanderait à être vérifiée.

7.3 Recommandations

7.3.1 Pistes de réflexion pour des développements méthodologiques subséquents

Les limites identifiées à la section 7.2.1 offrent l'opportunité de développer de nouveaux travaux de recherche afin d'améliorer les outils actuels. Les possibilités d'amélioration sont multiples. Les paragraphes suivants décrivent les améliorations potentielles qui nous semblaient les plus pertinentes parmi celles que nous avons pu identifier.

7.3.1.1 Intégration d'une cible d'optimalité basée sur les limites planétaires

Afin de s'assurer que les systèmes laitiers soient durables ou tout au moins qu'ils rencontrent des cibles d'amélioration souhaitées pour s'approcher de la durabilité, il faudrait que l'industrie laitière définisse des cibles, ce qui n'a pas été fait jusqu'à présent. Il serait encore plus souhaitable que ces cibles soient basées sur des recommandations scientifiques "science-based target"²² ou sur les limites planétaires.

²² <http://sciencebasedtargetsnetwork.org/>

En l'absence de ces cibles, dans le cadre de ce projet de recherche, une première réflexion a conduit à proposer une démarche en lien avec les limites planétaires, basée sur les travaux de (Bjørn & Hauschild, 2015). Cette démarche en deux étapes consiste à déterminer tout d'abord une cible d'amélioration minimale à viser (appelée "cible compensatoire") en tenant compte des facteurs de croissance de marché et des limites planétaires et de proposer ensuite des moyens d'optimiser la performance des systèmes pour atteindre cette cible en développant un module d'optimisation utilisant les outils du domaine de la recherche opérationnelle. Les principes généraux de cette démarche sont présentés en Annexe J afin de pouvoir poursuivre éventuellement des travaux dans cette voie. Cette approche vise notamment à réduire l'inefficacité de l'EE dans le cadre d'un produit en forte croissance, tel que le YG. Dans une perspective systémique, elle ouvre aussi la réflexion sur une logique de compensation potentielle des impacts générés par la croissance d'un produit, en réduisant les impacts d'autres produits au niveau de l'usine, de la chaîne de valeur ou de la filière.

7.3.1.2 Intégration du cadre d'analyse d'EE dans un outil automatisé paramétrable

Les développements méthodologiques proposés dans le cadre de ce projet pourraient être intégrés dans un outil d'évaluation d'EE automatisé et paramétrable afin de pouvoir adapter les modèles développés aux conditions réelles des entreprises et de pouvoir intégrer de nouveaux scénarios sans que cela nécessite du personnel très spécialisé ou que cela devienne coûteux en termes de temps. Plusieurs entreprises laitières ont déjà développé leur propre logiciel d'AeCV telles que Nestlé Schenker et al (2014) ou Danone pour faciliter l'aide à la décision en DD dans leur entreprise. Le logiciel assurément le plus adéquat pour intégrer ce cadre d'analyse serait le logiciel d'évaluation d'éco-efficience en cours de développement chez Novalait, initié par les travaux de Benoit et al (2019). Ce logiciel spécifiquement développé pour la transformation laitière comporte pour le moment un simulateur de procédés pour calculer des flux de matière et d'énergie et des jeux de données pour évaluer les impacts environnementaux reliés à ces flux. Il permet de modéliser l'éco-efficience de différents scénarios de production, de les comparer et d'identifier des opportunités d'amélioration. Son champ d'étude se limite pour l'instant à la production laitière et l'usine de transformation, mais il serait intéressant d'évaluer dans quelle mesure il pourrait être adapté pour : (1) intégrer une perspective chaîne de valeur complète; (2) être lié à la base de données d'EXIOBASE pour prendre en considération la valeur ajoutée générée par les autres acteurs de la

chaîne de valeur; (3) intégrer de nouvelles fonctionnalités pour également pouvoir prendre en considération des indicateurs de valeur fonctionnelle.

7.3.2 Leviers d'action pour les transformateurs laitiers

D'un point de vue purement environnemental, la technologie de production du YG et les voies de valorisation du lactosérum ont une influence somme toute assez mineure sur les résultats. Les choix d'approvisionnement en lait et ingrédients laitiers ainsi que les pertes et le gaspillage alimentaire (lait, produit fini et utilisation des composants du lait) sont les principaux leviers d'actions pour réduire l'empreinte environnementale du YG. Il est donc recommandé de :

- **Utiliser du lait ou ingrédients laitiers 100% canadiens** en raison du fait que le lait canadien a une des plus faibles empreintes environnementales au monde (Quantis, Groupe Agéco, 2012) et que l'utilisation du lait local pour produire des produits à haute teneur en protéine et faible teneur en gras, tels que le YG, permet de réduire les surplus structurels.
- **Réduire les pertes de lait et le gaspillage alimentaire** sur l'ensemble de la chaîne de valeur. À ce titre, des efforts restent à faire pour mieux caractériser les pertes au niveau de la transformation et de la distribution (Houssard et al., 2016) afin de pouvoir les réduire. Il est également recommandé que les transformateurs adoptent une vision plus systémique dans leur stratégie de réduction des pertes et du gaspillage alimentaire. Pour ce faire, il est suggéré de combiner plusieurs actions : améliorer la durée de vie des produits, optimiser les emballages (Wikström et al., 2014) et travailler de concert avec les législateurs, les distributeurs, les consommateurs et les banques alimentaires pour optimiser le système de retour des produits (logistique, fiscalité) et conscientiser le consommateur à l'impact du gaspillage alimentaire des produits laitiers. Ce type de **stratégies collaboratives avec les parties prenantes** de la chaîne de valeur peut avoir une influence significative sur l'empreinte environnementale de la filière laitière. En conséquence, elle devrait selon nous, être privilégiées dans les programmes de DD et de responsabilité d'entreprise.
- **Mettre en marché et promouvoir auprès des consommateurs des produits à haute teneur en protéine (10 % et plus) et très faible teneur en matière grasse laitière (2% et moins)** afin d'améliorer l'utilisation des SNG du lait, de réduire les surplus structurels et par voie de conséquence de réduire l'impact environnemental global de l'industrie laitière

canadienne (dans les conditions actuelles de marché où la production de lait est conditionnée par la demande en matière grasse laitière).

D'un point de vue plus global, c'est-à-dire, en intégrant les composantes environnementales, socio-économiques et fonctionnelles, pour favoriser l'utilisation optimale des constituants du lait dans une perspective de DD, il est recommandé de :

- **Privilégier les solutions qui offrent les meilleurs compromis entre création de valeur privée et création de valeur partagée pour la société :**
 - **La technologie de fortification avec des protéines laitières québécoises** est à privilégier dans une perspective de création de valeur territoriale, car en plus d'avoir une des empreintes environnementales les plus faibles au monde, elle augmente la création de valeur ajoutée pour les producteurs laitiers québécois et pour l'ensemble du territoire canadien.
 - **La technologie d'UF avec réutilisation du perméat sous forme liquide sur le site de production (UF-P)** est dans les conditions actuelles du marché le scénario qui semble présenter le meilleur compromis pour créer de la valeur partagée entre les producteurs laitiers et les transformateurs laitiers canadiens, tout en valorisant l'ensemble des constituants du lait dans l'alimentation humaine avec une bonne performance environnementale par rapport aux autres scénarios considérés.
 - **La technologie CE avec, soit la valorisation du perméat en alimentation animale, soit en biogaz** restent deux scénarios intéressants pour les transformateurs qui souhaitent avoir un positionnement de produit haut de gamme. En effet, cette technologie préserve l'authenticité du goût du YG et procure au produit une haute teneur en probiotique et une bonne teneur en calcium. Ce sont également des scénarios qui, bien qu'ils génèrent un peu moins de valeur ajoutée au transformateur par unité produite, permettent de créer de la valeur partagée avec les producteurs laitiers québécois et sur le territoire canadien tout en ayant une bonne performance environnementale par rapport aux autres scénarios considérés. De plus, il est possible que le positionnement stratégique du produit sur le marché ("produit authentique" ou "haut de gamme") permette au transformateur d'améliorer son profit net total, soit par une augmentation de sa part de marché, soit par une

augmentation du prix de mise en marché. Toutefois, ces éléments qui relèvent de stratégies internes et spécifiques à chaque entreprise vont au-delà du champ d'étude de ce projet de recherche.

En conclusion, la production de lactosérum acide n'est pas vue comme un enjeu majeur dans la production du YG **tant que les structures pour le valoriser (fermes porcines, usine de biométhanisation ou autres...) ont la capacité d'absorber les volumes générés** et sont rentables. La production de perméat doux d'UF valorisé sur site permet cependant aux transformateurs laitiers d'éviter de dépendre de conditions externes à leur marché et réduit donc leur risque d'avoir à assumer d'éventuels coûts environnementaux et monétaires supplémentaires pour gérer le lactosérum comme un déchet (scénarios W) en cas de dépassement des capacités des infrastructures externes.

7.3.3 Autres pistes de réflexion pour l'industrie laitière

Les limites identifiées dans ce projet de recherche ouvrent la réflexion sur de nouvelles pistes de recherche pour le secteur laitier. Il s'avèrerait notamment intéressant de :

- **Approfondir l'analyse sur les voies de valorisation du lactosérum et explorer d'autres voies de valorisation plus innovantes** compte tenu du nombre limité de scénarios qui ont pu être étudiés et des limites de modélisation et de représentativité des données utilisées dans ce projet. Au regard de nos résultats de recherche, la valorisation du lactosérum acide ou du perméat d'ultrafiltration dans l'alimentation animale, humaine ou en tant que substrat à la production de biogaz sont à priori des solutions acceptables et relativement équivalentes d'un point de vue purement environnemental, car les écarts d'empreinte environnementale entre ces différentes voies de valorisation sont globalement peu significatifs sur le cycle de vie complet des systèmes de YG. Cependant, l'intégration de la composante valeur ajoutée à l'analyse de ces systèmes a démontré qu'ils pouvaient faire une différence sur la création de valeur pour le transformateur et le territoire canadien.
- **S'interroger sur l'équivalence (ou la non-équivalence) fonctionnelle des différentes voies de valorisation du lactosérum du point de vue de l'optimisation de l'utilisation des constituants du lait.** En effet, l'analyse fonctionnelle des différents systèmes de valorisation du lactosérum n'a pas été prise en compte dans ce projet. Sans la prise en

compte de cette composante, il apparaît donc à priori, tout aussi acceptable et équivalent (à impact environnemental et valeur socio-économique égaux) de valoriser le lactosérum dans l'alimentation humaine, dans l'alimentation animale, en tant que substrat énergétique, ou toute autre application non alimentaire. C'est un des principes de base des concepts d'écologie industrielle et d'économie circulaire, repris dans les recommandations de la FAO (2019) et de l'IDF, 2018a pour l'opérationnalisation du DD dans l'industrie laitière, que de faire en sorte que les déchets des uns deviennent la matière première des autres en créant des boucles de circularité de la matière. Or, dans le cadre, de la transition vers un système alimentaire durable, cette conceptualisation de l'optimisation de l'utilisation des constituants du lait, présente selon nous certaines limites qu'il convient de mettre en perspective. Une façon de l'aborder peut-être de se poser les questions un peu provocatrices suivantes :

- *Est-il acceptable de considérer comme éco-efficient de produire du lait de vache pour nourrir les vaches ?*
- *Est-il acceptable de considérer comme éco-efficient de passer par l'estomac d'une vache pour produire de l'énergie?*

En connaissance de la pression majeure qu'exerce l'industrie laitière et du bétail sur la stabilité du système planétaire (Willett et al., 2019) ces questions ne sont pas triviales. Il s'avérerait donc fort utile d'aller plus loin dans la démarche amorcée par ce projet afin de faire le lien avec les nombreux travaux en cours pour évaluer plus globalement **la place des constituants du lait dans l'optimisation de notre système alimentaire planétaire** (Heller et al., 2013; Masset et al., 2014; Rockström, 2010; Saarinen et al., 2017; Stylianou et al., 2016). En effet, même en acceptant les prémisses selon lesquels les produits laitiers ont un rôle important à jouer pour assurer la sécurité nutritionnelle de la population mondiale (Van Hooijdonk & Hettinga, 2015) et que les vaches sont d' "*excellent converters of human non-edible biomass into a nutrient rich product*" (Van Hooijdonk & Hettinga, 2015), il conviendrait d'évaluer plus précisément la façon optimale de valoriser chacun des constituants du lait. En d'autres termes, **il s'agirait d'évaluer la meilleure façon d'utiliser ou de transformer chaque litre de lait produit afin qu'il puisse remplir une fonction nutritionnelle optimale pour la population humaine**. Dans cette même perspective,

d'autres questions se posent sur les pertes et le gaspillage alimentaire, notamment le besoin de :

- **S'interroger sur la façon la plus adéquate de comptabiliser et d'évaluer les pertes et le gaspillage alimentaire dans l'industrie laitière.**

En effet, tel que souligné dans les travaux complémentaires de cette thèse sur les pertes et le gaspillage alimentaire de l'industrie laitière (voir Chapitre 9 et Annexe I), les sous-produits qui sortent de la chaîne alimentaire humaine (surplus structurels, lactosérum, etc.) sont, selon les définitions, considérés ou pas comme des pertes et gaspillages alimentaires. Les études d'AeCV attributionnelles n'ont pas non plus une approche standardisée en la matière, attribuant selon les cas, une allocation économique nulle ou massique à ces sous-produits. Il reste donc une réflexion sectorielle générale à avoir (tel que suggéré dans notre analyse – Annexe I) sur :

- la définition que l'on souhaite adopter sur les pertes et les gaspillages alimentaires de l'industrie laitière.
- la façon de comptabiliser les sous-produits qui sortent de la chaîne alimentaire humaine (surplus structurels, lactosérum, etc.)

Il serait également intéressant, tel que proposé dans les résultats des trois articles de cette thèse, de mieux évaluer les pertes dans les eaux blanches et lors de la distribution des produits finis et d'assurer une prise en compte plus systématique et plus transparente de l'ensemble de ces pertes avec une perspective cycle de vie dans les AeCV des produits laitiers.

Finalement, dans une perspective plus générale en lien avec la réflexion amorcée sur la place des constituants du lait et leur optimisation, il conviendrait aussi de :

- **S'interroger sur la place du YG dans l'optimisation du portefeuille des produits laitiers dans le cadre du développement de diètes durables.** Il s'agit dans ce cadre, d'aider l'industrie laitière à optimiser son portefeuille de produits en respectant les limites planétaires et en tenant compte des spécificités géographiques, sociales, culturelles et économiques des différentes régions du monde (Willett et al., 2019). La participation de l'industrie laitière à l'élaboration d'outil d'optimisation des diètes durables pourrait ainsi

lui permettre de mieux comprendre ses impacts, de mieux se positionner et d'évoluer de façon à avoir un impact réellement positif et mesurable sur la société d'un point de vue environnemental, social, et économique.

Ce type de démarche implique selon nous deux prérequis pour l'industrie laitière : (1) la volonté de travailler avec les différentes parties prenantes de sa chaîne de valeur et plus largement avec les autres acteurs du système alimentaire afin de favoriser l'émergence de solutions consensuelles autour de ces différents enjeux; (2) l'investissement dans des outils de mesure plus holistiques et plus performants pour évaluer et optimiser sa contribution à la transition vers une diète durable. À ce titre, le cadre d'analyse d'EE développé dans ce projet n'est qu'une très modeste contribution à la construction des outils nécessaires pour évoluer dans ce sens. La prochaine section propose quelques recommandations pour étendre la portée de nos travaux.

CHAPITRE 8 CONCLUSION ET ECOMMANDATIONS

Ce projet de recherche avait pour objectif principal de développer un cadre d'analyse d'éco-efficience basé sur l'approche cycle de vie afin d'aider les transformateurs laitiers au Québec à identifier des scénarios de production de yogourt grec et de valorisation du lactosérum favorisant une utilisation optimale des constituants du lait dans une perspective de développement durable.

Après avoir identifié les principales technologies de production du yogourt grec et les voies de valorisation du lactosérum au Québec, ce projet a permis d'en caractériser les impacts environnementaux avec une perspective chaîne de valeur en tenant compte des interactions avec les systèmes environnants du marché. Par ailleurs, le cadre d'analyse d'éco-efficience multidimensionnel développé a rendu possible la mise en relation de la performance environnementale de chaque système avec la valeur socio-économique et fonctionnelle générée par et pour l'ensemble des acteurs de la chaîne de valeur, à différentes échelles d'analyse (individuelle, territoriale et sociétale). Cette analyse multicritères et multi-niveaux, prenant en compte les divers intérêts des acteurs de la chaîne de valeur, a permis d'identifier les scénarios présentant les meilleurs compromis à faire, dans les conditions actuelles du marché québécois, pour **améliorer la valorisation des constituants du lait et favoriser la création de valeur partagée sur la chaîne de valeur**. Les résultats apportent ainsi des réponses concrètes aux industriels laitiers **afin d'optimiser la création de valeur (environnementale, socio-économique et fonctionnelle) de la production du yogourt grec dans une perspective de durabilité**.

Ce projet a contribué à l'avancée des connaissances dans le domaine du développement durable du secteur laitier à deux niveaux :

- D'une part, en répondant à des questions opérationnelles pour favoriser l'amélioration des pratiques de production du yogourt grec
- D'autre part, en proposant différents développements méthodologiques, basés sur la pensée systémique et l'approche cycle de vie, pour améliorer les outils de mesure de durabilité et favoriser l'opérationnalisation du développement durable dans l'industrie.

Plus concrètement, ses retombées majeures sont d'avoir pu :

- mettre en évidence les contributeurs principaux aux impacts environnementaux du YG (le lait, les ingrédients laitiers et les pertes et gaspillages alimentaires) et l'importance

d'adopter une perspective chaîne de valeur pour améliorer efficacement l'empreinte environnementale de ces systèmes.

- démystifier l'impact environnemental du lactosérum acide et du yogourt grec en remettant en perspective l'avantage de la mise en marché des produits laitiers riches en protéines et faible en matière grasse pour optimiser l'utilisation des constituants du lait à l'échelle de la filière laitière (dans le cadre d'un marché conditionné par la demande en crème).
- démontrer que les lignes directrices de l'IDF (IDF, 2015) basées sur l'allocation massique du poids de la matière sèche pour la gestion de la multifonctionnalité (entre yogourt grec et lactosérum) sont inadéquates pour les AeCV comparatives sur les technologies de production du yogourt grec.
- démontrer que la norme ISO 14045 présentait des lacunes et des incohérences tant au niveau de la gestion de la multifonctionnalité que de la mesure de la valeur et proposer un nouveau cadre d'analyse d'éco-efficience pour solutionner ces enjeux.
- développer un cadre de mesure multidimensionnel de la valeur pour améliorer l'efficacité des analyses d'éco-efficience dans une perspective de durabilité.

Cette dernière contribution est assurément celle qui confère à cette thèse toute son originalité. Ce nouveau cadre d'analyse qui adopte une perspective systémique et intègre les trois dimensions du développement durable à différentes échelles contribue à l'amélioration des outils de mesure de durabilité. En tenant compte des intérêts de l'ensemble des parties prenantes impliquées dans la chaîne de valeur, **il rompt avec la conception productiviste des outils actuels d'éco-efficience et suggère une modification du paradigme classique de conception de la valeur par l'entreprise** (axée généralement sur le profit individuel) **de façon à favoriser la création de valeur partagée au niveau sociétal**. En outre, bien que conçu pour des applications dans l'industrie laitière, l'outil développé dans le cadre de ce projet pourrait être facilement adapté à d'autres secteurs d'activités.

Ce projet comporte des limites de résultats ainsi que des limites méthodologiques qui en réduisent la portée, mais qui ouvrent la voie à de futurs travaux. Notre principale recommandation serait d'intégrer les développements méthodologiques de cette thèse (perspective chaîne de valeur, analyse multidimensionnelle de la valeur) **dans un outil de modélisation d'éco-efficience**

paramétrable afin d'aider les industriels à **évaluer un ensemble de scénarios adaptés à leur contexte opérationnel et d'y intégrer les plus récentes innovations technologiques**. À ce titre, il pourrait être utile d'évaluer la faisabilité d'intégrer ces nouveaux éléments méthodologiques dans l'outil d'évaluation d'éco-efficience de Novalait en cours de développement. De plus, il s'avèrerait important de poursuivre les démarches amorcées pour **introduire des cibles d'optimalité au modèle d'EE développé** afin de favoriser la prise de meilleures décisions dans une perspective de durabilité absolue.

Finalement, la vision systémique développée dans le cadre de ce projet ouvre la porte à une réflexion plus large sur la place des constituants du lait et sur le développement d'outils qui permettent d'optimiser leur utilisation dans le cadre de l'élaboration des diètes durables. En effet, l'urgence climatique nous impose de reconcevoir sans plus attendre nos modes de production et de consommation alimentaire. Or, la participation de l'industrie laitière aux démarches de transition du système alimentaire, en concertation avec les différentes parties prenantes de sa chaîne de valeur et plus largement avec les autres acteurs du système, pourrait lui permettre de mieux se positionner et d'évoluer de façon à **réduire sa charge environnementale en absolu et avoir un impact réellement positif et mesurable sur la société**. Cette démarche nécessite assurément de repenser le système de création de valeur et la façon d'interagir avec les parties prenantes afin de trouver un juste **équilibre entre création de valeur financière individuelle et création de valeur sociétale**.

Nous souhaitons que ce projet puisse contribuer un tant soit peu à la recherche de cet équilibre pour amorcer la transition.

CHAPITRE 9 AUTRES LIVRABLES ET RETOMBÉES

9.1 Pertes et gaspillage alimentaire dans la filière laitière

Cette thèse a amorcé une réflexion sur l'impact des pertes et du gaspillage alimentaire dans la filière laitière et leur prise en compte de façon plus transparente et plus systématique dans les AeCV, les AcCV et l'EE de façon à favoriser une utilisation optimale des constituants du lait pour améliorer la durabilité de la filière.

Cette réflexion a abouti à :

- la publication d'un cahier de recherche par le centre Organisations, Sociétés, Environnement (OSE) en 2016 intitulé : "Pertes et gaspillages alimentaires, étude prospective de la filière laitière" (Houssard et al., 2016) disponible en Annexe I.
- la caractérisation des impacts reliés aux pertes et gaspillage alimentaire du YG qui constitue un des résultats majeurs de l'article 1 (Chapitre 4)
- La mesure de l'influence de la réduction des pertes et du gaspillage alimentaire pour améliorer l'impact environnemental des systèmes de YG (Chapitre 5)
- la présentation de conférences publiques plus générales sur l'alimentation durable mettant en évidence l'influence significative des pertes et du gaspillage alimentaire sur les impacts environnementaux de l'alimentation avec une perspective cycle de vie.
- la réalisation d'une campagne de sensibilisation sur le gaspillage alimentaire à Polytechnique Montréal à l'automne 2018 (#gaspillercestpaspoly) et la création du défi Zéro Gaspi par l'organisme PolyCarbone. Catherine Houssard est Vice-présidente de cet organisme et a également agi en tant que coordinatrice générale de projet. Ce projet a permis d'estimer les impacts environnementaux du gaspillage alimentaire en adoptant une perspective cycle de vie et d'encourager la réduction du gaspillage alimentaire de la communauté polytechnicienne. Il va être reconduit au printemps 2020.

9.2 Participation à des conférences

Ce projet de recherche a donné lieu à des présentations dans des conférences scientifiques internationales, des conférences spécialisées dans le secteur laitier et également quelques conférences plus générales de vulgarisation scientifique. Certaines sont reliées aux aspects méthodologiques en AeCV et EE, d'autres concernent les résultats pratiques du projet pour les transformateurs de YG et d'autres l'alimentation durable de façon plus générale.

Conférences scientifiques internationales :

Houssard, C., Boulay, A-M.*, Maxime, D., Pouliot, Y., Margni, M. (2018) Eco-efficiency for the manufacturers and for the society: what's the difference? A case study on Greek yogurt. Conference proceedings of the 11th International Conference on Life Cycle Assessment of Food 2018, Bangkok, Thailand.

Houssard, C., Pouliot, Y., Margni, M. (2017). L'opérationnalisation du développement durable dans l'industrie laitière québécoise par l'approche de l'éco-efficience. 85e congrès de l'ACFAS, Mai 2017, Montréal (Qc).

Houssard, C., Pouliot, Y., Margni, M. (2017). Improving Eco-Efficiency effectiveness. Présenté à la session "Impact Assessment's Contribution to the Global Efforts in Addressing Climate Change". IAIA17 April 2017, Montréal (Qc).

Pouliot, Y., Houssard, C., Maxime, D., Margni, M. (2014). Life cycle approach as a decision support tool in the dairy industry – Introduction to eco-efficiency. IUFOsT 2014 International Union of Food Science and Technology, Montréal (Qc).

Conférences spécialisées dans le secteur laitier :

Houssard, C., Pouliot, Y., Margni, M., (2019). Éco-efficience et yogourt grec: une question de frontières ? Présentation à la conférence “Les défis du développement durable dans le secteur laitier”. Colloque STELA, June 2019, Québec, Qc

Pouliot, Y., Doyen, A., Houssard, C., Paredes-Valencia, A., Benoît, S., Maxime, D., Margni, M. (2015). Greek –style yogurt manufacture a case study for eco-efficiency assessment in dairy processing. l'ADSA-ASAS Annual Meeting 2015, Rosen Shingle Creek in Orlando (Fl).

Conférences grand public de vulgarisation scientifique :

Houssard, C. (2019). L'ACV s'invite à table pour alléger l'empreinte environnementale de notre assiette. Présenté dans le cadre de la conférence Véganisons le campus MIL organisé par la PHYSUM de l'Université de Montréal, septembre 2019

Houssard, C., Bolay, A-F. (2017). Des outils pour une consommation durable. Conférence présentée dans le cadre de l'évènement organisé par l'EUMC de l'Université de Montréal, février 2017

Houssard, C., Waridel, L. (2016). Pour la santé de nos familles et celle de la planète : sortir notre assiette de la dépendance aux énergies fossiles. Conférence présentée dans le cadre de l'évènement VERTMTL de l'association Coalition Climat Montréal à l'OCPM, février 2016

Houssard, C., (2016). Passer de l'intuition à l'évaluation scientifique : Aviez-vous déjà entendu parler de l'ACV ? Conférence interactive présentée à la session "Mener à bien une démarche de co-construction : des outils et des approches à partager" au Forum SAM 2016, Montréal, Qc

RÉFÉRENCES

- AAC. (2017). *L'industrie laitière canadienne en chiffres 2017*.
- AAFC. (2015). An Overview of Canadian Food Loss and Waste Estimates. In *Webinars and Speaker Series, Rural Development Institute, Brandon University*. Agriculture and Agri-Food Canada. <https://www.brandonu.ca/rdi/files/2014/03/Abdel-Presentation2.pdf>
- Abdulla, M., Martin, R. C., Gooch, M., & Jovel, E. (2012). The importance of quantifying food waste in Canada Value Chain Management International. *Journal of Agriculture, Food Systems, and Community Development*, 3(32), 137–151. <https://doi.org/10.5304/jafscd.2013.032.018>
- Aguirre-Villegas, H. A., Milani, F. X., Kraatz, S., & Reinemann, D. J. (2012). Life cycle impact assessment and allocation methods development for cheese and whey processing. *ASABE*, 55(Lci), 613–627. <https://doi.org/doi:10.13031/2013.41363>
- Alexander, P., Brown, C., Arneth, A., Finnigan, J., Moran, D., & Rounsevell, M. D. A. (2017). Losses, inefficiencies and waste in the global food system. *Agricultural Systems*, 153, 190–200. <https://doi.org/10.1016/J.AGSY.2017.01.014>
- Alonso, S., Herrero, M., Rendueles, M., & Díaz, M. (2010). Residual yoghurt whey for lactic acid production. *Biomass and Bioenergy*, 34(7), 931–938. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.01.041>
- Arnsperger, C., & Bourg, D. (2016). Vers une économie authentiquement circulaire. *Revue de l'OFCE*, 145(1), 91. <https://doi.org/10.3917/reof.145.0091>
- Augustin, M. A., Udabage, P., Juliano, P., & Clarke, P. T. (2013). Towards a more sustainable dairy industry: Integration across the farm–factory interface and the dairy factory of the future. *International Dairy Journal*, 31(1), 2–11. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.idairyj.2012.03.009>
- Bareille, N., Gésan-Guizieu, G., Foucras, G., Coudurier, B., Randriamampita, B., Peyraud, J.-L., Agabriel, J., & Redlingshöfer, B. (2015). Les pertes alimentaires en filière laitière. *Innovations Agronomiques*, 48, 143–160. <https://www6.inra.fr/ciag/content/download/5781/43549/file/Vol48-9-Bareille.pdf>

- Barros, B., Margni, M., & Baptiste, P. (2017). *Customized scoring and weighting approaches for quantifying and aggregating results in social life cycle impact assessment*. 2007–2017. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1280-4>
- Basillais, B. (2017). *Bulletin de la CCL sur les marchés*. <http://www.cdc-ccl.gc.ca/CDC/userfiles/file/MarketBulletinJan17-f.pdf>
- Belga. (2018). Les stocks de poudre de lait ? “Une épée de Damoclès au-dessus de nos têtes.” *Trends-Tendances*. <https://trends.levif.be/economie/politique-economique/les-stocks-de-poudre-de-lait-une-epée-de-damocles-au-dessus-de-nos-tetes/article-normal-789399.html>
- Benoit, S., Margni, M., Bouchard, C., & Pouliot, Y. (2019). A workable tool for assessing eco-efficiency in dairy processing using process simulation. *Journal of Cleaner Production*, 236, 117658. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117658>
- Benoit, S., Margni, M., Bouchard, C., & Pouliot, Y. (2018). Eco-Efficiency Applied to Dairy Processing: From Concept to Assessment. *Environmental Management and Sustainable Development*, 8(1), 1. <https://doi.org/10.5296/emsd.v8i1.13607>
- Bergh, J. C. J. M. van den. (2009). The GDP paradox. *Journal of Economic Psychology*, 30(2), 117–135. <https://doi.org/10.1016/J.JOEP.2008.12.001>
- Berlin, J., & Sonesson, U. (2008). Minimising environmental impact by sequencing cultured dairy products: two case studies. *Journal of Cleaner Production*, 16(4), 483–498. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.10.001>
- Berlin, J., Sonesson, U., & Tillman, A.-M. (2008). Product chain actors’ potential for greening the product life cycle: The case of the Swedish postfarm milk chain. *Journal of Industrial Ecology*, 12(1), 95–110. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2008.00001.x>
- Berlin, J., Sonesson, U., & Tillman, A. M. (2006). A life cycle based method to minimise environmental impact of dairy production through product sequencing. *Journal of Cleaner Production*, 15(4), 347–356. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.07.019>
- Bernard, S. (2011). Remanufacturing. *Journal of Environmental Economics and Management*, 62(3), 337–351. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2011.05.005>
- Bhargava, R. (n.d.). *Joint Products, by-products and co-products - Cost accounting*.

<http://www.yourarticlelibrary.com/cost-accounting/process-costing/joint-products-by-products-and-co-products-cost-accounting/76711>

- Bjørn, A. (2015). Better, but good enough? Indicators for absolute environmental sustainability in a life cycle perspective. In *Technical University of Denmark*. <https://doi.org/10.1029/2003JB002663>
- Bjørn, A., & Hauschild, M. Z. (2013). Absolute versus Relative Environmental Sustainability. *Journal of Industrial Ecology*, 17(2), 321–332. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00520.x>
- Bjørn, A., & Hauschild, M. Z. (2015). Introducing carrying capacity-based normalisation in LCA: framework and development of references at midpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(7), 1005–1018. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0899-2>
- Bjørn, A., Margni, M., Roy, P.-O., Bulle, C., & Hauschild, M. Z. (2016). A proposal to measure absolute environmental sustainability in life cycle assessment. *Ecological Indicators*, 63, 1–13. <https://doi.org/http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.046>
- Bocken, N. M. P., Short, S. W., Rana, P., & Evans, S. (2014). A literature and practice review to develop sustainable business model archetypes. *Journal of Cleaner Production*, 65, 42–56. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.11.039>
- Bon, V. (2009). Les outils de la durabilité et de la RSE : spécificités et récurrences. *Management & Avenir*, 26(6), 224. <https://doi.org/10.3917/mav.026.0224>
- Bong, D. D., & Moraru, C. I. (2014). Use of micellar casein concentrate for Greek-style yogurt manufacturing: Effects on processing and product properties. *Journal of Dairy Science*, 97(3), 1259–1269. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.3168/jds.2013-7488>
- Bourbeau, A. (2016). *Le chaos du lait mondialisé*. La Presse Plus. http://plus.lapresse.ca/screens/419a87f0-6d16-4515-8a75-23ba9d4f8315__7C__0.html
- Bourg, D., & Papaux, A. (2010). *Vers une société sobre et désirable* (Presses Un). <https://doi.org/doi:10.3917/puf.brg.2010.01>.
- Braungart, M., McDonough, W., & Bollinger, A. (2007). Cradle-to-cradle design: creating healthy emissions - a strategy for eco-effective product and system design. *Journal of Cleaner*

- Production*, 15(13–14), 1337–1348. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.08.003>
- Bringezu, S., Ramaswami, A., Schandl, H., & All, A. (2017). Assessing Global Resource Use - A system approach to resource efficiency and pollution reduction. In *UN environment*.
- Bulle, C., Margni, M., Patouillard, L., Boulay, A.-M., Bourgault, G., De Bruille, V., Cao, V., Hauschild, M., Henderson, A., Humbert, S., Kashef-Haghighi, S., Kounina, A., Laurent, A., Levasseur, A., Liard, G., Rosenbaum, R. K., Roy, P.-O., Shaked, S., Fantke, P., & Joliet, O. (2019). IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01583-0>
- Burek, J., Kim, D., Nutter, D., Selke, S., Auras, R., Cashman, S., Sauer, B., & Thoma, G. (2018). Environmental Sustainability of Fluid Milk Delivery Systems in the United States. *Journal of Industrial Ecology*, 22(1), 180–195. <https://doi.org/10.1111/jiec.12531>
- Buzby, J. C., & Hyman, J. (2013). Total and per capita value of food loss in the United States - Comments. *Food Policy*, 41(5), 63–64. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2013.04.003>
- Caiado, R. G. G., de Freitas Dias, R., Mattos, L. V., Quelhas, O. L. G., & Leal Filho, W. (2017). Towards sustainable development through the perspective of eco-efficiency - A systematic literature review. *Journal of Cleaner Production*, 165, 890–904. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.166>
- Canadian Dairy Commission. (2016). *Canadian Dairy Commission - Annual report 2016. November*, 64. <http://www.cdc-ccl.gc.ca/CDC/index-eng.php?id=3806>
- Carvalho, J., & Jonker, J. (2015). Creating a Value Proposition. *MindTools*, 20(2), 49–65. <https://doi.org/10.9774/GLEAF.3709.2015.ap.00006>
- Catarino, J., Henriques, J., & Maia, A. (2016). Eco-efficiency in Portuguese companies of marble sector. *International Journal of Sustainable Engineering*, 9(1), 35–46. <https://doi.org/10.1080/19397038.2015.1050479>
- CCIL. (2019). *Aperçu de l'industrie laitière. Centre canadien d'information laitière. Centre Canadien d'information Laitière*. https://www.dairyinfo.gc.ca/index_f.php?s1=cdi-ilc&s2=aag-ail
- CDIC. (2020). *No Title*. <https://www.dairyinfo.gc.ca/eng/about-the-canadian-dairy-information->

centre/?id=1502380360838

- Chandrapala, J., Chen, G. Q., Kezia, K., Bowman, E. G., Vasiljevic, T., & Kentish, S. E. (2016). Removal of lactate from acid whey using nanofiltration. *Journal of Food Engineering*, 177, 59–64. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2015.12.019>
- Chandrapala, J., Duke, M. C., Gray, S. R., Weeks, M., Palmer, M., & Vasiljevic, T. (2016). Nanofiltration and nanodiafiltration of acid whey as a function of pH and temperature. *Separation and Purification Technology*, 160, 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.12.046>
- Chandrapala, J., Duke, M. C., Gray, S. R., Weeks, M., Palmer, M., & Vasiljevic, T. (2017). Strategies for maximizing removal of lactic acid from acid whey – Addressing the un-processability issue. *Separation and Purification Technology*, 172, 489–497. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.09.004>
- Charmondusit, K., Phatarachaisakul, S., & Prasertpong, P. (2014). The quantitative eco-efficiency measurement for small and medium enterprise: A case study of wooden toy industry. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 16(5), 935–945. <https://doi.org/10.1007/s10098-013-0693-4>
- Charnes, A., Cooper, W. W., & Rhodes, E. (1978). Measuring the efficiency of decision making units. *European Journal of Operational Research*, 2(6), 429–444. [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/0377-2217\(78\)90138-8](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/0377-2217(78)90138-8)
- Charron, I., Lamarche, V., Dostie, S., & Morisset, M. (2013). *Étude sectorielle sur la fabrication des produits laitiers – Groupe Agéco*; ISBN 978-2-9233383-39-2; dépôt légal 2013. Bibliothèque des archives du Canada. .
- Chaudron, C., Faucher, M., Bazinet, L., & Margni, M. (2019). The cost is not enough - An alternative eco-efficiency approach applied to cranberry de-acidification. *Journal of Cleaner Production*, 232, 391–399. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.261>
- Chen, W., & Holden, N. M. (2017). Social life cycle assessment of average Irish dairy farm. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(9), 1459–1472. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1250-2>
- Chhipi-Shrestha, G. K., Hewage, K., & Sadiq, R. (2015). “Socializing” sustainability: a critical

- review on current development status of social life cycle impact assessment method. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 17(3), 579–596. <https://doi.org/10.1007/s10098-014-0841-5>
- Ciroth, A., Hunkeler, D., Klöppfer, W., Swarr, T., & Pesonen, H. (2011). *Life Cycle Costing – A Code of Practice*. October.
- Cloutier, L. (2015). *ABC de la production porcine. Alimentation porcine*. <http://www.cdpq.ca/www.cdpq.ca/files/aa/aa378d4e-b658-4a8e-b7f2-d58e4c2aaedd.pdf>
- Consultants, P. (2018). *SimaPro LCA software version 8.5.2.2*.
- Costa, M. P., Schoeneboom, J. C., Oliveira, S. A., Viñas, R. S., & de Medeiros, G. A. (2018). A socio-eco-efficiency analysis of integrated and non-integrated crop-livestock-forestry systems in the Brazilian Cerrado based on LCA. *Journal of Cleaner Production*, 171, 1460–1471. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.063>
- Courgard, M.-J. (2016). *Pourquoi l'Europe déborde de lait pour plusieurs mois*. Les Echos.
- Courleux, F. (2018). *Sécheresse 2018 en Europe : faut-il arrêter de brader la poudre de lait des stocks publics ?* (Issue 18, p. 7). Agriculture stratégies. <http://www.agriculture-strategies.eu/wp-content/uploads/2018/10/Brève-n°18-Sécheresse-2018-en-Europe-faut-il-arrêter-de-brader-la-poudre-de-lait-des-stocks-publics.pdf>
- Crane, A., Palazzo, G., Spence, L. J., & Matten, D. (2014). Contesting the value of “creating shared value.” *California Management Review*, 56(2), 130–153.
- D’Amato, D., Droste, N., Allen, B., Kettunen, M., Lähtinen, K., Korhonen, J., Leskinen, P., Matthies, B. D., & Toppinen, A. (2017). Green, circular, bio economy: A comparative analysis of sustainability avenues. *Journal of Cleaner Production*, 168, 716–734. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.053>
- D’Anna, W., & Cascini, G. (2016). Adding quality of life to design for Eco-Efficiency. *Journal of Cleaner Production*, 112, 3211–3221. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.109>
- Dairy Farmers of Canada. (2017). *GLOBAL MARKETING TRENDS: HIGHLIGHTS OF A RECENT IDF STUDY - IDF Canada Dairy outlook: Understanding changes in Dairy Consumption*.

http://www.milkingredients.ca/userfiles/idf/18_1000_MAXIME_COLLETTE_EN.pdf

Daly, H., & Cobb, J. (1989). *For the common good: Redirecting the Economy toward Community, The Environment and Sustainable Future* (Beacon Pre).

Damin, M. R., Alcantara, M. R., Nunes, A. P., & Oliveira, M. N. (2009). Effects of milk supplementation with skim milk powder, whey protein concentrate and sodium caseinate on acidification kinetics, rheological properties and structure of nonfat stirred yogurt. *LWT - Food Science and Technology*, 42(10), 1744–1750. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2009.03.019>

De Rosenay, J. (1975). *Le macroscope: vers une vision globale*. Paris Seuil.

De Simone, L. (1999). Eco-Efficiency: The Business Link to Sustainable Development, Livio De Simone, Frank Popoff. *Eastern Economic Journal*, 25(4), 498–500. <http://www.jstor.org/stable/40325960>

Depping, V., Grunow, M., van Middelaar, C., & Dimpler, J. (2017). Integrating environmental impact assessment into new product development and processing-technology selection: Milk concentrates as substitutes for milk powders. *Journal of Cleaner Production*, 149, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.070>

Desai, N. T., Shepard, L., & Drake, M. A. (2013). Sensory properties and drivers of liking for Greek yogurts. *Journal of Dairy Science*, 96(12), 7454–7466. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.3168/jds.2013-6973>

Dewick, P., Foster, C., & Green, K. (2007). Technological change and the environmental impacts of food production and consumption: The case of the UK yogurt industry. *Journal of Industrial Ecology*, 11(3), 133–146. <https://doi.org/10.1162/jiec.2007.1241>

Dietz, S., & Neumayer, E. (2007). Weak and strong sustainability in the SEEA: Concepts and measurement. *Ecological Economics*, 61(4), 617–626. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.09.007>

Dipietro, W. R., & Anoruo, E. (2006). GDP per capita and its challengers as measures of happiness. *International Journal of Social Economics*, 33(10), 698–709. <https://doi.org/10.1108/03068290610689732>

Djekic, I., Miocinovic, J., Tomasevic, I., Smigic, N., & Tomic, N. (2014). Environmental life-cycle

- assessment of various dairy products. *Journal of Cleaner Production*, 68, 64–72. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.054>
- Doherty, B., Haugh, H., & Lyon, F. (2014). Social enterprises as hybrid organizations: A review and research agenda. *International Journal of Management Reviews*, 16(4), 417–436. <https://doi.org/10.1111/ijmr.12028>
- Drexhage, J., & Murphy, D. (2010). Sustainable Development : From Brundtland to Rio 2012. *United Nations Headquarters, New York, September 2010*, 26. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Earles, J. M., & Halog, A. (2011). Consequential life cycle assessment: A review. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(5), 445–453. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0275-9>
- Ebringer, L., Ferencík, M., & Krajčovič, J. (2008). Beneficial health effects of milk and fermented dairy products — Review. *Folia Microbiologica*, 53(5), 378–394. <https://doi.org/10.1007/s12223-008-0059-1>
- EIA. (2019). *US electricity generation by source, amount and share of total in 2018*. US Energy Information Administration; Independent Statistics & Analysis. <https://www.eia.gov/tools/faqs/faq.php?id=427&t=3>
- Ekvall, T., & Finnveden, G. (2001). Allocation in ISO 14041 - a critical review. *Journal of Cleaner Production*, 9(3), 197–208. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(00\)00052-4](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(00)00052-4)
- Elkington, J. (1997). *Cannibals with Folks: The Triple Bottom Line of 21st Century Business* (London).
- Emerson. (2003). The Blended Value Proposition: Integrating social and financial returns. *California Management Review*, 45(4).
- EPQ. (2017). *Les Éleveurs de porcs du Québec : Rapport de responsabilité sociale : S'engager, encore plus loin*. 2, 48.
- Erickson, B. E. (2017, February). *Acid whey : Is the waste product and untapped goldmine ?* 2017, Volume 95 Issue 6, Chemical & Engineering News. <https://cen.acs.org/articles/95/i6/Acid-whey-waste-product-untapped.html>

- Espinoza-Orias, N., Roulin, A., Watzke, H., & Cooper, K. (2014). Connecting the dots: assessing sustainable nutrition at Nestlé. *Proc. 9th Int. Conf. Life Cycle Assess. Agri-Food Sect. American Center for Life Cycle Assessment, Vashon, Washington*, 380–389.
- European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and, & Sustainability. (2010). International reference Life Cycle Data system (ILCD) handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. In *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook -- General guide for Life Cycle Assessment -- Detailed guidance*. European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability. <https://doi.org/10.2788/38479>
- FAO. (2009). *The state of food and agriculture, livestock in the balance*.
- FAO. (2011). *Global food losses and food waste – Extent, causes and prevention*. Rome Agriculture Organization of United Nations. Food and Agriculture Organization of United Nations - Rural Infrastructure and Agro-Industries Division. . <http://www.fao.org/docrep/014/mb060e/mb060e00.pdf>.
- FAO. (2012). *Sécurité alimentaire et changement climatique, rapport du groupe d'expert* . <http://www.fao.org/cfs/cfs-hlpe/en/>
- FAO. (2017). The future of food and agriculture: Trends and challenges. In *Food and Agriculture Organization of the United Nations*. <https://doi.org/10.4161/chan.4.6.12871>
- FAO. (2019). Climate change and the global dairy cattle sector – The role of the dairy sector in a low-carbon future. In *Global dairy platform* (Vol. 27, Issue 6). <https://doi.org/doi:10.2134/jeq1998.00472425002700060041x>.
- FAO and WHO. (2011). *Codex Alimentarius, Milk and Milk Products*, World Health Organization and Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- FFC. (2016). *FAC économie agroalimentaire - Secteur laitier canadien Tour d' horizon*. <https://www.fcc-fac.ca/content/dam/fcc/about-fcc/reports/fcc-ag-economics-the-canadian-dairy-sector-f.pdf>
- Figge, F., & Hahn, T. (2004). Sustainable Value Added—measuring corporate contributions to sustainability beyond eco-efficiency. *Ecological Economics*, 48(2), 173–187. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2003.08.005>

- FIL-IDF. (2011). *FIL_IDF Sustainability standing committees*. Retrieved September 20, 2011, from <https://www.fil-idf.org/working-areas-strategic/sustainability/working-bodies-2/>
- Finkbeiner, M. (2013). From the 40s to the 70s—the future of LCA in the ISO 14000 family. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(1), 1–4. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0492-x>
- Finkbeiner, M., Schau, E. M., Lehmann, A., & Traverso, M. (2010). Towards life cycle sustainability assessment. *Sustainability*, 2(10), 3309–3322. <https://doi.org/10.3390/su2103309>
- Finnegan, W. (2018). A review of environmental life cycle assessment studies examining cheese production. *Int J LCA*, 1773–1787. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11367-017-1407-7> LCA
- Finnegan, W., Goggins, J., Clifford, E., & Zhan, X. (2017). Environmental impacts of milk powder and butter manufactured in the Republic of Ireland. *Science of the Total Environment*, 579, 159–168. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.237>
- Fisberg, M., & Machado, R. (2015). History of yogurt and current patterns of consumption. *Nutrition Reviews*, 73, 4–7. <https://doi.org/10.1093/nutrit/nuv020>
- Fleurbaey, M. (2009). Beyond GDP: The Quest for a Measure of Social Welfare. *Journal of Economic Literature*, 47(4), 1029–1075. <https://doi.org/10.1257/jel.47.4.1029>
- Flysjö, A. (2011). Potential for improving the carbon footprint of butter and blend products. *Journal of Dairy Science*, 94(12), 5833–5841. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.3168/jds.2011-4545>
- Flysjö, A., Cederberg, C., & Henriksson, M. (2011). *How does co-product handling affect the carbon footprint of milk? Case study of milk production in New Zealand and Sweden*. 420–430. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0283-9>
- Forleo, M. B., Palmieri, N., & Salimei, E. (2018). The eco-efficiency of the dairy Cheese Chain: An Italian case study. *Italian Journal of Food Science*, 30(2), 362–380. <https://doi.org/10.14674/IJFS-1077>
- Freeman, R. E. (1984). *Stakeholder Management: a strategic approach* (Pitman).

- Frischknecht, R., & Rebitzer, G. (2005). The ecoinvent database system: A comprehensive web-based LCA database. *Journal of Cleaner Production*, 13(13–14), 1337–1343. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.05.002>
- Gendron, C. (2004). *Le Québec à l'ère du développement durable*.
- Gendron, C., & Revéret, J.-P. (2000). Le développement durable. *Économies et Sociétés, Série F*(37), 111–124.
- Gerber, P. J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A., & Tempio, G. (2013). *TACKLING CLIMATE CHANGE THROUGH LIVESTOCK - A global assessment of emissions and mitigation opportunities*.
- González-García, S., Castanheira, É. G., Dias, A. C., & Arroja, L. (2013). Environmental life cycle assessment of a dairy product: The yoghurt. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(4), 796–811. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0522-8>
- Gooch, M., Bucknell, D., LaPlain, D., Dent, B., Whitehead, P., Felfel, A., Nikkel, L., & Maguire. (2019). *The Avoidable Crisis of Food Waste: Technical Report Accessible*. www.SecondHarvest.ca/Research
- Greenlaw, S. A., & Shapiro, D. (2017). Principles of Microeconomics 2e. In R. University (Ed.), *Journal of Chemical Information and Modeling* (OpenStax).
- Guinée, J. B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., Ekvall, T., & Rydberg, T. (2011). Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. *Environmental Science & Technology*, 45(1), 90–96. <https://doi.org/10.1021/es101316v>
- Gunders, D. (2012). *Wasted: How America Is Losing Up to 40 Percent of Its Food from Farm to Fork to Landfill* (Issue august). <https://doi.org/12-06-B>
- Gyawali, R., & Ibrahim, S. A. (2016). Effects of hydrocolloids and processing conditions on acid whey production with reference to Greek yogurt. *Trends in Food Science and Technology*, 56, 61–76. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2016.07.013>
- Gyawali, R., & Ibrahim, S. A. (2018). Addition of pectin and whey protein concentrate minimises the generation of acid whey in Greek-style yogurt. *The Journal of Dairy Research*, 85(2), 238–242. <https://doi.org/10.1017/S0022029918000109>

- Hambly, J. (2011). Environmental - Ecological Impact of the Dairy Sector (Literature Review on Dairy Products for an Inventory of Key Issues - List of Environmental Initiatives and Influences on the Dairy Sector). *International Journal of Dairy Technology*, 64(1), 145–146. <https://doi.org/10.1111/j.1471-0307.2010.00621.x>
- Hart, S. L., & Milstein, M. B. (2003). Creating sustainable value. *The Academy of Management Executive*, 17(2), 56–67.
- Hauschild, M.Z., Dreyer, L. C., & Jørgensen, A. (2008). Assessing social impacts in a life cycle perspective—Lessons learned. *CIRP Annals*, 57(1), 21–24. <https://doi.org/10.1016/J.CIRP.2008.03.002>
- Hauschild, M. (2015). Better - but is it good enough? On the need to consider both eco-efficiency and eco-effectiveness to gauge industrial sustainability. *22nd CIRP Conference on Life Cycle Engineering, LCE 2015, April 7, 2015 - April 9, 2015, 29, 1–7*. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2015.02.126>
- Heijungs, R. (2007). From thermodynamic efficiency to eco-efficiency. In *Quantified Eco-Efficiency* (pp. 79–103). Springer.
- Heijungs, R., Settanni, E., & Guinée, J. (2013). Toward a computational structure for life cycle sustainability analysis: unifying LCA and LCC. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(9), 1722–1733. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0461-4>
- Heller, M. C., Keoleian, G. A., & Willett, W. C. (2013). Toward a life cycle-based, diet-level framework for food environmental impact and nutritional quality assessment: A critical review. *Environmental Science and Technology*, 47(22), 12632–12647. <https://doi.org/10.1021/es4025113>
- Hellweg, S., & Milà I Canals, L. (2014). Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. *Science*, 344(6188), 1109–1113. <https://doi.org/10.1126/science.1248361>
- Heuzé, V., Tran, G. (2017). *Maize grain. Feedipedia, a programme by INRA, CIRAD, AFZ and FAO*. <https://www.feedipedia.org/node/556>
- Hopwood, B., Mellor, M., & O'Brien, G. (2005). Sustainable development: mapping different approaches. *Sustainable Development*, 13(1), 38–52. <http://dx.doi.org/10.1002/sd.244>

- Hospido, A., Davis, J., Berlin, J., & Sonesson, U. (2010). A review of methodological issues affecting LCA of novel food products. In *International Journal of Life Cycle Assessment* (Vol. 15, Issue 1, pp. 44–52). Springer Verlag. <https://doi.org/10.1007/s11367-009-0130-4>
- Houssard, C., Caron, M.-A., Doyen, A., Pouliot, Y., Maxime, D., Margni, M., Prenteau, J.-F., & Gosselin, E. (2016). Pertes et gaspillages alimentaires. Étude prospective de la filière laitière. *Cahier de Recherche OSE*, 5, 19. https://ose.esg.uqam.ca/wp-content/uploads/sites/65/Cahier-de-recherche-5-PGA-secteur-laitier_Pré-analyse-CIRODD_OSE.pdf
- Houssard, C., Maxime, D., Benoit, S., Pouliot, Y., & Margni, M. (2019). Comparative life cycle assessment of five Greek yogurt production systems: A perspective beyond the plant boundaries; under review in. *Journal of Cleaner Production*.
- Houssard, C., Maxime, D., Pouliot, Y., & Margni, M. (2019). Allocation is not enough! A system boundaries expansion to account for production and consumption synergies: The environmental footprint of Greek yogurt; under review in. *Journal of Cleaner Production*.
- Huesemann, M. H. (2004). The failure of eco-efficiency to guarantee sustainability: Future challenges for industrial ecology. *Environmental Progress*, 23(4), 264–270. <https://doi.org/10.1002/ep.10044>
- Huffman, L. M., & James Harper, W. (1999). Maximizing the Value of Milk Through Separation Technologies. *Journal of Dairy Science*, 82(10), 2238–2244. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(99\)75471-8](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(99)75471-8)
- Hukkinen, J. (2001). Eco-efficiency as abandonment of nature. *Ecological Economics*, 38(3), 311–315. [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(01\)00217-8](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(01)00217-8)
- Hunkeler, D., Lichtenwort, K., & Rebitzer, G. (2008). *Environmental life cycle costing*. CRC Press, SETAC.
- Huppes, G. (2007). *Why we need better eco-efficiency analysis. From technological optimism to realism*.
- Huppes, G. (2009). Eco-efficiency: From focused technical tools to reflective sustainability analysis. *Ecological Economics*, 68(6), 1572–1574. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.10.018>

- Huppes, G., & Ishikawa, M. (2005a). A Framework for Quantified Eco-efficiency Analysis. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 25–41. <https://doi.org/10.1162/108819805775247882>
- Huppes, G., & Ishikawa, M. (2005b). *Eco-Efficiency and its terminology*.
- ICPA. (2015). *Positionnement du secteur laitier du Canada et les conséquences plus larges sur notre stratégie commerciale mondiale*. http://capi-icpa.ca/pdfs/2015/CAPI_DairyCommentary_June2015_FRA.pdf
- IDF. (2010). A common carbon footprint approach for dairy. The IDF guide to standard life cycle assessment methodology for the dairy sector. In *International Dairy Federation: Vol. N0.445/210*. <http://www.ukidf.org/documents/bulletin445.pdf>
- IDF. (2015). *A common carbon footprint approach for the dairy sector: The IDF guide to standard lifecycle assessment methodology for the dairy sector*. Bulletin of the International Dairy Federation. https://www.fil-idf.org/wp-content/uploads/2016/09/Bulletin479-2015_A-common-carbon-footprint-approach-for-the-dairy-sector.CAT.pdf
- IDF. (2018a). *Dairy Sustainability Outlook* (Issue August).
- IDF. (2018b). *THE WORLD DAIRY DAIRY SITUATION 2018*.
- IPBES. (2019). *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. 1–45.
- IPCC. (2019). *Climate Change and Land*.
- Iribarren, D., Hospido, A., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2011). Benchmarking environmental and operational parameters through eco-efficiency criteria for dairy farms. *Science of the Total Environment*, 409(10), 1786–1798. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.02.013>
- ISO. (2006a). *ISO 14040: Environmental Management — Life Cycle Assessment — Principles and framework*. Geneva, Switzerland: International Organization for Standardization.
- ISO. (2006b). *ISO 14044: Environmental Management — Life Cycle Assessment — Requirements and Guidelines*. Geneva, Switzerland: International Organization for Standardization.
- ISO. (2012). *Environmental management — Ecoefficiency assessment of product systems — Principles, requirements and guidelines (Vol. 14045)*.

- Jackson, T. (2009). Without Growth? *Sustainable Development*, 14(1), 136. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2009.00213.x>
- Jolliet, O., Saadé, M., & Crettaz, P. (2010). *Analyse du cycle de vie. Comprendre et réaliser un écobilan. Lausanne: Presses polytechniques et universitaires romandes. science & ingénierie de l'environnement 2010.*
- Jørgensen, C. E., Abrahamsen, R. K., Rukke, E.-O., Johansen, A.-G., Schüller, R. B., & Skeie, S. B. (2015). Improving the structure and rheology of high protein, low fat yoghurt with undenatured whey proteins. *International Dairy Journal*, 47, 6–18. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.idairyj.2015.02.002>
- Jørgensen, C. E., Abrahamsen, R. K., Rukke, E. O., Hoffmann, T. K., Johansen, A. G., & Skeie, S. B. (2019). Processing of high-protein yoghurt – A review. *International Dairy Journal*, 88, 42–59. <https://doi.org/10.1016/j.idairyj.2018.08.002>
- Jouineau, C. (1982). *Analyse de la valeur*. Entreprise moderne.
- Jungbluth, N., Keller, R., & Meili, C. (2018). Life cycle assessment of a detailed dairy processing model and recommendations for the allocation to single products. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(9), 1806–1813. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1392-x>
- Kägi, T., Dinkel, F., Frischknecht, R., Humbert, S., Lindberg, J., De Mester, S., Ponsioen, T., Sala, S., & Schenker, U. W. (2016). Session “Midpoint, endpoint or single score for decision-making?”—SETAC Europe 25th Annual Meeting, May 5th, 2015. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(1), 129–132. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0998-0>
- Kantor, L. S., Lipton, K., Manchester, A., & Oliveira, V. (1997). *Estimating and Addressing America's Food Losses*. 1264(202), 2–12.
- Keoleian, G. A., Phipps, A. W., Dritz, T., & Brachfeld, D. (2004). Life Cycle Environmental Performance and Improvement of a Yogurt Product Delivery System. *Packaging Technology and Science*, 17(2), 85–103. <https://doi.org/10.1002/pts.644>
- Kicherer, A., Schaltegger, S., Tschochochei, H., & Ferreira Pozo, B. (2007). Eco-Efficiency. Life Cycle Assessment and Life Cycle Costs via Normalization. *Int J LCA*, 12(7), 537–543. <https://doi.org/10.1065/lca2007.01.305>

- Kinsella, J. E., & Morr, C. V. (1984). Milk proteins: Physicochemical and functional properties. *CRC Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 21(3), 197–262. <https://doi.org/10.1080/10408398409527401>
- Klöpffer, W. (2003). Life-Cycle Sustainability Assessment of Products. In *The International Journal of Life Cycle Assessment* (Vol. 8, Issue 3, p. 157). <https://doi.org/10.1007/BF02978462>
- Klöpffer, W., & Renner, I. (2008). *Life-Cycle Based Sustainability Assessment of Products*. 91–102. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8913-8_5
- Kumar, P., Sharma, N., Ranjan, R., Kumar, S., Bhat, Z. F., & Jeong, D. K. (2013). Perspective of Membrane Technology in Dairy Industry: A Review. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, 26(9), 1347–1358. <https://doi.org/10.5713/ajas.2013.13082>
- Kuosmanen, T., & Kortelainen, M. (2005). Measuring Eco-efficiency of Production with Data. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 59–72.
- Kyle, C. R., & Amamcharla, J. K. (2016). Value Addition of Greek Yogurt Whey Using Magnetic Fluid and Sepiolite Treatments. *Food and Bioprocess Technology*, 9(4), 553–563. <https://doi.org/10.1007/s11947-015-1653-2>
- Lachnitt, J. (1994). *L'analyse de la valeur*. Presses Universitaire France.
- Lanmafankpoltin, G. (2016). Analyse systémique de durabilité et autres outils d'aide à la décision : un essai de positionnement - Le programme de développement durable à l'horizon 2030 - Enjeux et défis de mise en oeuvre. *Liason Énergie-Francophonie*, p43-47.
- Lee, W. J., & Lucey, J. A. (2010). Formation and physical properties of yogurt. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, 23(9), 1127–1136.
- Lemerise, M. (2012). *Création de valeur de l'entreprise par l'application de la gestion du cycle de vie pour la mise en oeuvre du développement durable*. Université de Sherbrooke.
- Lesage, P., Mutel, C., Schenker, U., & Margni, M. (2018). Uncertainty analysis in LCA using precalculated aggregated datasets. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(11), 2248–2265. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1444-x>
- Lesage, P., & Samson, R. (2016). The Quebec Life Cycle Inventory Database Project. *International*

- Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1282–1289. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0593-1>
- Letendre. (2016). *Lettre éditoriale du PLQ Avril 2016*.
- Libaert, T. (2010). Communication et environnement, le pacte impossible. In *Développement durable et innovation institutionnelle*. Université de Lausanne.
- Lindgaard-Jørgensen, P., Kristensen, G. H., & Andersen, M. (2015). Technology Options in a Dairy Plant: Assessing Whole-System Eco-Efficiency. *Environmental Management and Sustainable Development*, 5(1), 1. <https://doi.org/10.5296/emsd.v5i1.8655>
- Lindsay, M. J., Walker, T. W., Dumesic, J. A., Rankin, S. A., & Huber, G. W. (2018). Production of monosaccharides and whey protein from acid whey waste streams in the dairy industry. *Green Chemistry*, 20(8), 1824–1834. <https://doi.org/10.1039/c8gc00517f>
- Lorenzo-Toja, Y., Vázquez-Rowe, I., Amores, M. J., Termes-Rifé, M., Marín-Navarro, D., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2016). Benchmarking wastewater treatment plants under an eco-efficiency perspective. *Science of the Total Environment*, 566–567, 468–479. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.110>
- Maas, K., & Liket, K. (2011). Social impact measurement: classification of methods. In *Environmental Management Accounting and Supply Chain Management* (pp. 171–202). https://doi.org/10.1007/978-94-007-1390-1_8
- Macdiarmid, J. I., Kyle, J., Horgan, G. W., Loe, J., Fyfe, C., Johnstone, A., & McNeill, G. (2012). Sustainable diets for the future: Can we contribute to reducing greenhouse gas emissions by eating a healthy diet? *The American Journal of Clinical Nutrition*, 96(2), 632–639. <https://doi.org/10.3945/ajcn.112.038729.Two>
- Maceno, M. M. C., Pawlowsky, U., Machado, K. S., & Seleme, R. (2018). Environmental performance evaluation – A proposed analytical tool for an industrial process application. *Journal of Cleaner Production*, 172, 1452–1464. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.289>
- MacWilliam, S., Wismer, M., & Kulshreshtha, S. (2015). Life Cycle and Economic Assessment of Western Canadian Pulse Systems: Dry Pea Versus Soybean Meal as A Source of Protein in Swine diets. *EC Agriculture*, 123, 483–503.

- Majeau-Bettez, G., Dandres, T., Pauliuk, S., Wood, R., Hertwich, E., Samson, R., & Strømman, A. H. (2018). Choice of allocations and constructs for attributional or consequential life cycle assessment and input-output analysis. *Journal of Industrial Ecology*, 22(4), 656–670. <https://doi.org/10.1111/jiec.12604>
- Mami, F., Revéret, J. P., Fallaha, S., & Margni, M. (2017). Evaluating Eco-Efficiency of 3D Printing in the Aeronautic Industry. *Journal of Industrial Ecology*, 21, S37–S48. <https://doi.org/10.1111/jiec.12693>
- MAPAQ. (2014). *Portrait sommaire de l'industrie laitière Québécoise 2014 ; p 10* .
- MAPAQ. (2018). Profil sectoriel de l'industrie bioalimentaire au Québec - Édition 2018. In *Institut de la statistique du Québec (ISQ) et ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ)*.
- Masset, G., Soler, L.-G., Vieux, F., & Darmon, N. (2014). Identifying Sustainable Foods: The Relationship between Environmental Impact, Nutritional Quality, and Prices of Foods Representative of the French Diet. *Journal of the Academy of Nutrition and Dietetics*, 114(6), 862–869. <https://doi.org/10.1016/J.JAND.2014.02.002>
- Maxime, D., Marcotte, M., & Arcand, Y. (2006). Development of eco-efficiency indicators for the Canadian food and beverage industry. *Journal of Cleaner Production*, 14(6), 636–648.
- McDonough, W., & Braungart, M. (1998). The next industrial revolution. *The Atlantic Monthly*, 282(4).
- McNair, C. J., Polutnik, L., & Silvi, R. (2001). Cost management and value creation: the missing link. *European Accounting Review*, 10(1), 33–50.
- Mena, C., Adenso-Diaz, B., & Yurt, O. (2011). The causes of food waste in the supplier-retailer interface: Evidences from the UK and Spain. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(6), 648–658. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.09.006>
- Menchik, P., Zuber, T., Zuber, A., & Moraru, C. (2018, April). *The acid whey conundrum*. Dairy Foods. <https://www.dairyfoods.com/articles/92849-the-acid-whey-conundrum?v=preview>
- Miah, J. H., Koh, S. C. L., & Stone, D. (2017). A hybridised framework combining integrated methods for environmental Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing. *Journal of*

- Cleaner Production*, 168, 846–866. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.187>
- Milani, F. X., Nutter, D., & Thoma, G. (2011). Invited review: Environmental impacts of dairy processing and products: A review. *Journal of Dairy Science*, 94(9), 4243–4254. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.3168/jds.2010-3955>
- Moineau-Jean, A., Champagne, C. P., Roy, D., Raymond, Y., Science, F., Paul-comtois, P., Agriculture, D., & City, Q. (2019). *Effect of Greek-style yoghurt manufacturing processes on starter and probiotic bacteria populations during storage* *Gis e.* 93, 35–44. <https://doi.org/10.1016/j.idairyj.2019.02.003>
- Moinreau-Jean, A., Raymond, Y., Sabik, H., Graveline, N., Champagne, C. P., Roy, D., & LaPointe, G. (2019). Effect of manufacturing processes and storage on aroma compounds and sensory properties of yogurt; under review in. *International Dairy Journal*.
- Myllyviita, T., Antikainen, R., & Leskinen, P. (2016). Sustainability assessment tools—their comprehensiveness and utilisation in company-level sustainability assessments in Finland. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 1–12.
- Ness, B., Urbel-Piirsalu, E., Anderberg, S., & Olsson, L. (2007). Categorising tools for sustainability assessment. *Ecological Economics*, 60(3), 498–508. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2006.07.023>
- Ngatchou, P., Zarei, A., & El-Sharkawi, A. (2005). Pareto multi objective optimization. *Proceedings of the 13th International Conference on, Intelligent Systems Application to Power Systems*, 84–91.
- Nicol, R. (2004). Life cycle thinking in the dairy industry. *Australian Journal of Dairy Technology*, 59(2), 126–128.
- Norris, G. A. (2001). The requirement for congruence in normalization. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 6(2), 85–88. <https://doi.org/10.1007/bf02977843>
- Nsabimana, C., Jiang, B. O., & Kossah, R. (2005). Manufacturing, properties and shelf life of labneh: a review. *International Journal of Dairy Technology*, 58(3), 129–137. <https://doi.org/10.1111/j.1471-0307.2005.00205.x>
- Omfra. (2020). *Comparative Feed values for Swine factsheets*No Title. Onatrio Ministry of

agriculture, food and rural affairs.
<http://www.omafra.gov.on.ca/english/livestock/swine/facts/03-003.htm>

- Paredes Valencia, A. (2016). Étude comparative de deux méthodes de fabrication de yogourt grec à échelle pilote utilisant l'ultrafiltration comme technique de concentration Étude basée sur la méthode d'Analyse de Cycle de Vie. Université Laval.
- Paredes Valencia, A., Doyen, A., Benoit, S., Margni, M., & Pouliot, Y. (2018). Effect of Ultrafiltration of Milk Prior to Fermentation on Mass Balance and Process Efficiency in Greek-Style Yogurt Manufacture. *Foods*, 7(9), 144. <https://doi.org/10.3390/foods7090144>
- Parfitt, J., Woodham, S., Swan, E., Castella, T., & Parry, A. (2016). WRAP - Quantification of food surplus, waste and related materials in the grocery supply chain (Issue January).
- Pelletier, N., Ardente, F., Brandão, M., De Camillis, C., & Pennington, D. (2015a). Rationales for and limitations of preferred solutions for multi-functionality problems in LCA: is increased consistency possible? *International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(1), 74–86. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0812-4>
- Pigeon, S., Fortier, C., Coderre, F., & Jean-Yves, D. (2012a). *PRODUCTION D ' HUILE VÉGÉTALE PURE*. https://transitionenergetique.gouv.qc.ca/fileadmin/medias/pdf/agroalimentaire_agricole/2-Production_d_huile_végétale_pure.pdf
- Pigeon, S., Fortier, C., Coderre, F., & Drolet, J.-Y. (2012b). *Biométhanisation - Fiche détaillée; Bureau de l'efficacité et de l'innovation énergétiques*. https://transitionenergetique.gouv.qc.ca/fileadmin/medias/pdf/agroalimentaire_agricole/1-Biométhanisation.pdf
- Pinya, S. (2007). The importance of packaging attributes: a conjoint analysis approach. *European Journal of Marketing*, 41(11/12), 1495–1517. <https://doi.org/10.1108/03090560710821279>
- Piper, M. (2012). *Accounting Made Simple: Accounting Explained in 100 Pages Or Less*. Simple Subjects. <https://books.google.ca/books?id=MoALMQAACAAJ>
- Pitelis, D., & Christos, N. (2009). The co-evolution of organizational value capture, value creation and sustainable advantage. *Organization Studies*, 30(10), 1115–1139. <https://doi.org/10.1177/0170840609346977>

- Pizzol, M., Laurent, A., Sala, S., Weidema, B., Verones, F., & Koffler, C. (2017). *Normalisation and weighting in life cycle assessment : quo vadis ?* 853–866. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1199-1>
- PLC. (2017). *PERSPECTIVES MONDIALES POUR LE SECTEUR LAITIER*. Les producteurs laitiers du Canada.
- PLQ. (2016). *Importations d'ingrédients laitiers : Nos fermes laitières menacées*.
- PLQ. (2018a). *Actualité laitière en matière de marchés , de prix et de commerce* (pp. 1–31). Les Producteurs de lait du Québec. <https://www.mapaq.gouv.qc.ca/SiteCollectionDocuments/Regions/SaguenayLacStJean/3-JourneelaitiereSt-Bruno.pdf>
- PLQ. (2018b). *La gestion de l'offre et la mise en marché collective du lait*.
- PLQ. (2018c). Le cycle de vie du lait - Rapport annuel 2018. In *Les producteurs de lait du Québec*. <http://lait.org/notre-organisation/rapport-annuel/>
- Porter, M. E., Linde, C. Van Der, & Porter, M. E. (1995). Green and competitive: ending the stalemate. *Long Range Planning*, 28(6), 128–129. [https://doi.org/10.1016/0024-6301\(95\)99997-E](https://doi.org/10.1016/0024-6301(95)99997-E)
- Porter, M., & Kramer, M. (2011). Creating shared value. *Harvard Business Review*, January. <https://doi.org/10.1108/09600039410055963>
- Pottier, A. (2016). *Comment les économistes réchauffent la planète ?* (Seuil (Ed.); Anthropocène).
- Pras, B., & Zarlowski, P. (2013). Obligation de rendre des comptes. Enjeux de légitimité et d'efficacité. *Revue Française de Gestion*, 39(237), 13–32. <https://doi.org/10.3166/rfg.237.13-32>
- Prasad, P., & Pagan, B. (2006). Eco-efficiency and dairy processing. *Australian Journal of Dairy Technology*, 61(3), 231–237.
- Prasad, P., Pagan, R., Kauter, M., Price, N., & Crittenden, P. (2004). *Eco-efficiency for the Dairy Processing Industry The UNEP Working Group for Cleaner Production in the Food Industry*. https://espace.library.uq.edu.au/data/UQ_40900/Eco-efficiency_manual_201_Pagan.pdf?Expires=1511960295&Signature=F2cmQrKZB6bXoOR

FogjJOVC2a6i5O2m5fu3hW6od7Kz3sHR56ez6Xxm2FR2-
olXm2onGmTayXuU~RmwzJqbX89GIYrfGiZ4WiNwz3zj~jUhvNPIIbEqYF7f-
oEQdbExDQSCmazrOXwNzV4~

- Prasannan, A. (2017). *Yogurt Market Overview*. <https://www.alliedmarketresearch.com/yogurt-market>
- Quantis, Groupe Agéco, C. (2012). *Analyse du cycle de vie de la production de lait au Canada*. https://www.dairyresearch.ca/pdf/QuantisMILKExecutiveSummaryFR_FINAL.pdf
- RECYC-QUÉBEC. (2017). *Bilan 2015 de la gestion des déchets au Québec*. <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2015.pdf>
- Revéret, J. P. (2010). *Développement durable et évaluation de la durabilité/soutenabilité ; Développement durable et économie environnementale régionale ch 2, p. .*
- Ricke, K., Drouet, L., Caldeira, K., & Tavoni, M. (2018). Country-level social cost of carbon. *Nature Climate Change*, 8(October). <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0282-y>
- Rockström, J. (2010). Human Development within the Safe Operating Space of the Planetary Boundaries. *Varldens Eko* 14e, 1–48. <http://www.stockholmresilience.org/download/18.1091e265129c840f0c88000147914/1459560455313/Johan+Rockström+VE+2010.pdf>
- Roginski, H., Bennett, L., Korhonen, H., Gauthier, S. F., Pouliot, Y., & Woonton, B. W. (2013). Biofunctional Dairy Protein Fractions. In *Advances in Dairy Ingredients* (pp. 99–136). Wiley-Blackwell. <https://doi.org/10.1002/9781118448205.ch4>
- Saarinen, M., Fogelholm, M., Tahvonen, R., & Kurppa, S. (2017). Taking nutrition into account within the life cycle assessment of food products. *Journal of Cleaner Production*, 149, 828–844. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.062>
- Saling, P., Kicherer, A., Dittrich-Krämer, B., Wittlinger, R., Zombik, W., Schmidt, I., Schrott, W., & Schmidt, S. (2002). Eco-efficiency analysis by BASF: the method. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(4), 203–218.
- Sanjuan, N., Ribal, J., Clemente, G., & Fenollosa, M. L. (2011a). Measuring and Improving Eco-efficiency Using Data Envelopment Analysis: A Case Study of Mahon-Menorca Cheese.

Journal of Industrial Ecology, 15(4), 614–628. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00347.x>

Sanjuan, N., Ribal, J., Clemente, G., & Fenollosa, M. L. (2011b). Measuring and Improving Eco-efficiency Using Data Envelopment Analysis: A Case Study of Mahón-Menorca Cheese. *Journal of Industrial Ecology*, 15(4), 614–628. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00347.x>

Schaltegger, S. (2012). *Sustainability Reporting in the Light of Business Environments Discussion Paper*. March.

Schenker, U., Espinoza-Orias, N., & Popovic, D. (2014). EcodEX : A simplified ecodesign tool to improve the environmental performance of product development in the food industry. *Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2014)*, 8-10 October 2014, San Francisco, USA. ACLCA, Vashon, WA, USA., 12220–1223.

Schmidheiny, S. (1992). *Changing course: A global business perspective on development and the environment* (Vol. 1). MIT press.

Schmidheiny, S., & Stigson, B. (2000). *Eco-efficiency: creating more value with less impact*. World Business Council for Sustainable Development.

Schuck, P., Jeantet, R., Tanguy, G., Méjean, S., Gac, A., Lefebvre, T., Labussière, E., & Martineau, C. (2015). Energy Consumption in the Processing of Dairy and Feed Powders by Evaporation and Drying. *Drying Technology*, 33(2), 176–184. <https://doi.org/10.1080/07373937.2014.942913>

Shamsia, S. M., & El-Ghannam, M. S. (2012). Manufacture of Labneh from Cow ' s Milk Using Ultrafiltration Retentate With or Without Addition of Permeate Concentrate Manufacture of Labneh from Cow ' s Milk Using Ultrafiltration Retentate With or Without Addition of Permeate Concentrate. *Alexandria Science Exchange Journal*, 33(1), 26–33.

Siew, R. Y. J. (2015). A review of corporate sustainability reporting tools (SRTs). *Journal of Environmental Management*, 164, 180–195. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.010>

Smith, A. (1976). *Recherches sur la nature et les causes de la richesse des nations* (Flammarion).

- Smith, S., Smith, T. J., & Drake, M. A. (2016). Short communication: Flavor and flavor stability of cheese, rennet, and acid wheys. *Journal of Dairy Science*, 99(5), 3434–3444. <https://doi.org/10.3168/jds.2015-10482>
- Smithers, G. W. (2015). Whey-ing up the options – Yesterday, today and tomorrow. *International Dairy Journal*, 48, 2–14. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.idairyj.2015.01.011>
- Sosnow, C., & Kirby, P. (2018). *L'AEUMC: premier coup d'oeil sur les principaux enjeux controversés*. FASKEN. <https://www.fasken.com/fr/knowledge/2018/10/the-usmca-a-first-look-at-key-contentious-issues/>
- Statistics Canada. (2019). *Table 32-10-0113-01 Milk production and utilization*. <https://doi.org/https://doi.org/10.25318/3210011301-eng>
- Statistique Canada. (2018). *Stocks de certains produits laitiers (2010 à 2018)*.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., de Vries, W., de Wit, C. A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G. M., Persson, L. M., Ramanathan, V., Reyers, B., & Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223), 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Sturtewagen, L., De Soete, W., Dewulf, J., Lachat, C., Lauryssen, S., Heirman, B., Rossi, F., & Schaubroeck, T. (2016). Resource use profile and nutritional value assessment of a typical Belgian meal, catered or home cooked, with pork or QuornTM as protein source. *Journal of Cleaner Production*, 112, 196–204. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.006>
- Stylianou, K. S., Heller, M. C., Fulgoni, V. L., Ernstoff, A. S., Keoleian, G. A., & Jolliet, O. (2016). A life cycle assessment framework combining nutritional and environmental health impacts of diet: a case study on milk. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(5), 734–746. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0961-0>
- Tamime, A. Y., Hickey, M., & Muir, D. D. (2014a). Strained fermented milks - A review of existing legislative provisions, survey of nutritional labelling of commercial products in selected markets and terminology of products in some selected countries. *International Journal of Dairy Technology*, 67(3), 305–333. <https://doi.org/10.1111/1471-0307.12147>
- Thaler, B., & Dakota, S. (2010). By-product feed ingredients for use in swine diets. *National Swine*

<http://www.porkgateway.org/PIGLibraryDetail/PF/1797.aspx#.VRqodI7F8kA>

The Guardian. (2018). *One in six pints of milk thrown away each year, study shows*. <https://www.theguardian.com/environment/2018/nov/28/one-in-six-pints-of-milk-thrown-away-each-year-study-shows>

Thoma, G., Popp, J., Nutter, D., Shonnard, D., Ulrich, R., Matlock, M., Kim, D. S., Neiderman, Z., Kemper, N., East, C., & Adom, F. (2013). Greenhouse gas emissions from milk production and consumption in the United States: A cradle-to-grave life cycle assessment circa 2008. *International Dairy Journal*, 31(1), S3–S14. <https://doi.org/10.1016/j.idairyj.2012.08.013>

Thoma, G., Popp, J., Shonnard, D., Nutter, D., Matlock, M., Ulrich, R., Kellogg, W., Kim, D. S., Neiderman, Z., Kemper, N., Adom, F., & East, C. (2013). Regional analysis of greenhouse gas emissions from USA dairy farms: A cradle to farm-gate assessment of the American dairy industry circa 2008. *International Dairy Journal*, 31, S29–S40. <https://doi.org/10.1016/J.IDAIRYJ.2012.09.010>

Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R., & Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418(6898), 671–677. <http://dx.doi.org/10.1038/nature01014>

Tong, P. (2013). *Options for making Greek yogurt*. Dairy Foods. <https://www.dairyfoods.com/articles/89512-options-for-making-greek-yogurt>

Tremblay-Marchand, D., Doyen, A., Britten, M., & Pouliot, Y. (2016). A process efficiency assessment of serum protein removal from milk using ceramic graded permeability microfiltration membrane. *Journal of Dairy Science*, 99(7), 5230–5243. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.3168/jds.2016-10914>

Tremblay, D., Lanmafankpoltin, G., & Villeneuve, C. (2016). Qu'est-ce que l'analyse systémique de la durabilité ? Une contribution à l'opérationnalisation du PDD-H2030. *Laision Énergie-Francophonie*, 102. <https://www.ifdd.francophonie.org/ressources/ressources-pub-desc.php?id=680>

Üçtuğ, F. G., Atluğkoyun, A. İ., & İnaltekin, M. (2019). Environmental life cycle assessment of yoghurt supply to consumer in Turkey. *Journal of Cleaner Production*, 215, 1103–1111.

<https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2019.01.127>

Uduwerella, G., Chandrapala, J., & Vasiljevic, T. (2017). Minimising generation of acid whey during Greek yoghurt manufacturing. *Journal of Dairy Research*, 84(3), 346–354. <https://doi.org/10.1017/S0022029917000279>

Uduwerella, G., Chandrapala, J., & Vasiljevic, T. (2018). Preconcentration of yoghurt base by ultrafiltration for reduction in acid whey generation during Greek yoghurt manufacturing. *International Journal of Dairy Technology*, 71(1), 71–80. <https://doi.org/10.1111/1471-0307.12393>

UNEP/SETAC. (2011). *Towards a Life Cycle Sustainability Assessment*. <https://doi.org/DTI/1412/PA>

UNEP. (2009). In: Nellemann, C., MacDevette, M., Manders, T., Eickhout, B., Svihus, B., Prins, A.G., et al. (Eds.), *The Environmental Food Crisis—the Environment’s Role in Averting Future Food Crises*. UNEP, Norway.

United Nations. (2009). *The System of National Accounts*. <https://unstats.un.org/unsd/nationalaccount/docs/SNA2008.pdf>

United Nations. (2015). *2030 Agenda for Sustainable Development*. <https://doi.org/10.1201/b20466-7>

UNEP/SETAC. (2011). *Global guidance principles for life cycle assessment databases—a basis for greener processes and products*. UNEP/ SETAC Life Cycle Initiative, United Nations Environment Programme.

Ur Rehman, S., Farkye, N. Y., Considine, T., Schaffner, A., & Drake, M. A. (2003). Effects of Standardization of Whole Milk with Dry Milk Protein Concentrate on the Yield and Ripening of Reduced-Fat Cheddar Cheese. *Journal of Dairy Science*, 86(5), 1608–1615. [https://doi.org/10.3168/JDS.S0022-0302\(03\)73746-1](https://doi.org/10.3168/JDS.S0022-0302(03)73746-1)

van den Bergh, J. C. J. M. (2011). Environment versus growth - A criticism of “degrowth” and a plea for “a-growth.” *Ecological Economics*, 70(5), 881–890. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.09.035>

van den Bergh, J. C. J. M., & Kallis, G. (2012). Growth, A-Growth or Degrowth to Stay within

- Planetary Boundaries? *Journal of Economic Issues*, 46(4), 909–920.
<https://doi.org/10.2753/JEI0021-3624460404>
- Van Hooijdonk, T., & Hettinga, K. (2015). Dairy in a sustainable diet: A question of balance. *Nutrition Reviews*, 73, 48–54. <https://doi.org/10.1093/nutrit/nuv040>
- van Middelaar, C. E., Berentsen, P. B. M., Dolman, M. A., & de Boer, I. J. M. (2011). Eco-efficiency in the production chain of Dutch semi-hard cheese. *Livestock Science*, 139(1–2), 91–99. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.013>
- Vasilaki, V., Katsou, E., Ponsá, S., & Colón, J. (2016). Water and carbon footprint of selected dairy products: A case study in Catalonia. *Journal of Cleaner Production*, 139, 504–516. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.08.032>
- Venter, K., Van der Merwe, D., De Beer, H., Kempen, E., & Bosman, M. (2011). Consumers' perceptions of food packaging: An exploratory investigation in Potchefstroom, South Africa. *International Journal of Consumer Studies*, 35(3), 273–281. <https://doi.org/10.1111/j.1470-6431.2010.00936.x>
- Villeneuve, C., & Lammafankpotin, G. (2016). La santé dans le Programme de développement durable à l'horizon 2030. *Institut de La Francophonie Pour Le Développement Durable. Liaison-Energie-Francophonie*, 2(102), 1–14.
- Vuilleumard, J.-C. (2018). *Science et technologie du lait* (3e ed.). Les Presses de l'université Laval.
- WBCSD. (2000). *Measuring Eco-efficiency : a guide to reporting company performance*.
- Weerathilake, W. A., Rasika, D. M., Ruwanmali, J. K., & Munasinghe, M. A. (2014). The evolution, processing, varieties and health benefits of yogurt. *Int J Sci Res Publ*, 4(4), 1–10.
- Weidema, Bo P., & Schmidt, J. H. (2010). Avoiding Allocation in Life Cycle Assessment Revisited. *Journal of Industrial Ecology*, 14(2), 192–195. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2010.00236.x>
- Weidema, Bo P. (2006). The Integration of Economic and Social Aspects in Life Cycle Impact Assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(1), 89–96. <https://doi.org/10.1065/lca2006.04.016>
- Weidema, Bo P. (2009). Using the budget constraint to monetarise impact assessment results.

- Ecological Economics*, 68(6), 1591–1598.
<https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.01.019>
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1218–1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>
- Wever, R., & Vogtländer, J. (2013). Eco-efficient Value Creation: An Alternative Perspective on Packaging and Sustainability. *Packaging Technology and Science*, 26(4), 229–248. <https://doi.org/10.1002/pts.1978>
- Whitmore, J., & Pineau, P.-O. (2018). *État de l'énergie au Québec*. http://energie.hec.ca/wp-content/uploads/2018/12/EEQ2019_WEB.pdf
- Wikström, F., Williams, H., Vergheze, K., & Clune, S. (2014). The influence of packaging attributes on consumer behaviour in food-packaging life cycle assessment studies - A neglected topic. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.10.042>
- Willett, W., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S., Garnett, T., Tilman, D., DeClerck, F., Wood, A., Jonell, M., Clark, M., Gordon, L. J., Fanzo, J., Hawkes, C., Zurayk, R., Rivera, J. A., De Vries, W., Majele Sibanda, L., ... Murray, C. J. L. (2019). Food in the Anthropocene: the EAT-Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *Lancet (London, England)*, 393(10170), 447–492. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)31788-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4)
- Yang, Y., & Heijungs, R. (2018). On the use of different models for consequential life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(4), 751–758. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1337-4>
- Yee, W. C., Mcaloon, A. J., & Tomasula, P. M. (2013). *Manual for the Fluid Milk Process Model and Simulator*. a.gov › Dairy process MANUAL VER3 pmt May 2013
- Yieldiz, F. (2010). *Development ayogurt and manufacture of yogurt and other functional dairy products* (Taylor and Francis group (Ed.); CRC Press).
- Zamagni, A., Guinée, J., Heijungs, R., Masoni, P., & Raggi, A. (2012). Lights and shadows in consequential LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(7), 904–918. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0423-x>

ANNEXE A : PRIX DES CLASSES DE LAIT AU QUÉBEC EN 2017

Prix en vigueur – Québec ³ FÉVRIER 2017					Teneur des ventes		
Description des classes de lait Classes nationales	\$/hl	MG \$/kg	Protéine \$/kg	LAS \$/kg	MG kg/hl	Protéine kg/hl	LAS kg/hl
1a Lait, breuvages faits de lait et laits aromatisés	74,72	7,6446	7,9504	7,9690	2,0510	3,4975	5,8870
1b Crèmes contenant au moins 5 % de matière grasse	60,49	7,6446	8,0135	8,0396	20,4420	2,8102	4,7229
1c Nouveaux produits de classes 1a et 1b	67,25	6,8801	7,0860	7,0908	1,1509	3,5317	5,9548
2a Tous les types de yogourt, kéfir, lassi excluant les yogourts congelés		8,6721	6,0103	6,0103	1,8943	3,4882	5,8892
2b Lait, crème et yogourt glacés, crème sure, lait frappé et produits spécifiques		8,6721	6,0103	6,0103	23,2629	2,6734	4,5294
3a Tous les fromages autres que ceux qui sont énumérés sous les classes 3b, 3c et 3d		8,6721	14,0342	0,8818	4,4309	3,4075	5,7354
3b1 Fromage cheddar et fromages apparentés		8,6721	12,7419	0,8818	3,5699	3,4354	5,7886
3b2 Fromage cheddar et fromages apparentés — usines spécifiques		8,6721	12,5754	0,8818	6,5541	3,2992	5,5965
3c1 Fromages asiago, munster, feta, gouda, havarti, parmesan, suisse		8,6721	14,0342	0,8818	3,6298	3,4334	5,7809
3c2 Fromages mozzarella de tout type, sauf ceux déclarés en classe 3d, chezarella, brick, colby, farmer, caraway et monterey jack		8,6721	14,0342	0,8818	4,1834	3,4167	5,7492
3d Fromages mozzarella standardisés utilisés exclusivement sur les pizzas fraîches par des établissements inscrits auprès de la CCL		8,5910	8,8229	0,8726	4,3289	3,3743	5,7889
4a Beurres et poudres partiellement écrémé		8,6721	5,4482	5,4482	49,9966	1,6499	2,8404
4b Lait concentré destiné à la vente au détail		8,6721	5,5579	5,5579	6,8883	3,2608	5,5587
4c Innovation		7,0079	8,1969	2,8016	3,7457	3,4215	5,7693
4d Inventaires, pertes extraordinaires et retours en lait de consommation jeté		8,6721	5,4482	5,4482	2,8933	3,3505	6,0092
4m Composants du lait pour les marchés particuliers		0,9500	0,9500	0,9500	0,1053	3,4910	6,0480
5a Fromage utilisé comme ingrédient dans la transformation secondaire		6,8626	7,4760	0,6255	4,7142	3,3669	5,7189
5b Produits laitiers, autres que le fromage, utilisés comme ingrédients dans la transformation secondaire		6,8866	2,2044	2,1978	18,1203	2,8099	4,9444
5c Produits laitiers utilisés comme ingrédients dans le secteur de la confiserie		7,3168	1,9609	1,9609	4,5757	3,3716	5,7483
5d Exportations		5,3405	2,3530	2,1110	0,5303	3,5257	5,9982
7 Poudre de lait écrémé et autres ingrédients et composants admissibles à la classe 7		7,5039	1,9598	1,9598	0,1865	3,5694	5,9807

Figure A.1 : Prix des classes de lait en vigueur au Québec en 2017. D'après les Producteurs de lait du Québec (PLQ, 2017)

³Les prix des classes spéciales 4m, 5a, 5b, 5d et 7 sont sujets à une révision mensuelle, car ils sont basés sur les cours des marchés mondiaux.

ANNEXE B : PRINCIPALES ÉTAPES DE LA TRANSFORMATION DU YOGOURT TRADITIONNEL

Le procédé de fabrication du yogourt traditionnel se compose de 5 principales étapes.

La standardisation : permet l'ajustement de la teneur en matières grasses et en protéines au niveau souhaité le plus souvent par ajout de lait écrémé ou de crème.

L'homogénéisation : permet d'éviter la séparation des globules gras et d'améliorer la qualité du produit

fini. On applique de faibles pressions sur le lait afin de réduire la taille des globules gras et d'augmenter la surface d'interaction avec les protéines.

Le traitement thermique / pasteurisation : permet de détruire les bactéries pathogènes ou non désirables. Le lait est en général chauffé à 85°C pendant 30 minutes ou 90°C pendant 5 minutes.

La fermentation : permet la formation du gel de yogourt par acidification. Le lait est d'abord refroidi à la température d'incubation ($\approx 45^{\circ}\text{C}$) puis inoculé par des ferments lactiques qui transforment le lactose en acide lactique pendant l'incubation. **Le refroidissement** : permet de stopper l'activité de fermentation des bactéries lactiques par un abaissement rapide de la température lorsque le pH de 4,6 est atteint.

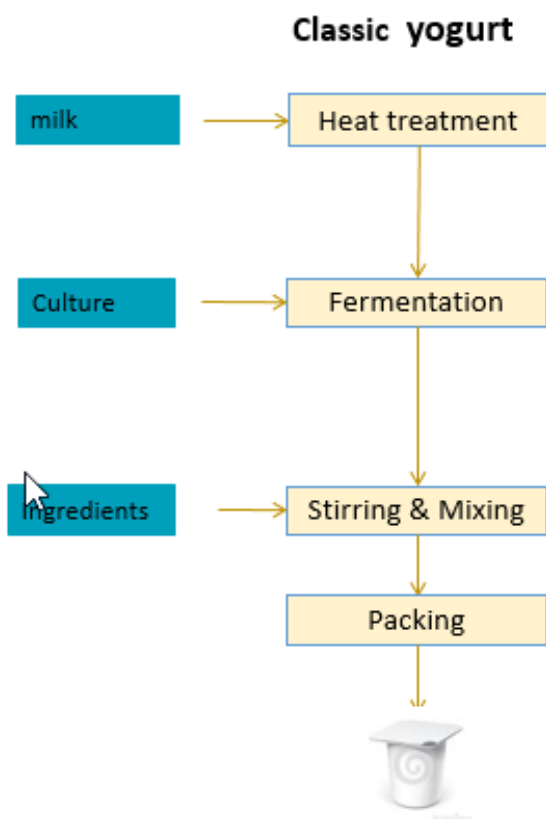


Figure B.1 : Principales étapes de fabrication du yogourt d'après Lee & Lucey (2010)

À noter que selon le type de yogourt (brassé ou ferme et incluant des ingrédients ajoutés ou non) quelques étapes supplémentaires et variantes interviennent entre l'étape 4 et 5 (mise en pot, ajout d'ingrédients, brassage...).

ANNEXE C : PROCÉDÉS DE SÉPARATION MEMBRANAIRES

Les procédés de séparation membranaires fractionnent les constituants du lait selon leur taille en les faisant passer à travers une membrane poreuse par l'application d'une pression tangentielle. Les particules qui traversent la membrane constituent le perméat et celles qui sont retenues du fait de leur plus grande taille constituent le rétentat (Huffman & James Harper, 1999). Il existe 4 principaux types de procédés membranaires (1) l'ultrafiltration (UF), (2) la microfiltration (MF), (3) la nanofiltration (NF), (4) l'osmose inverse (OI), illustrés par la Figure C.1.

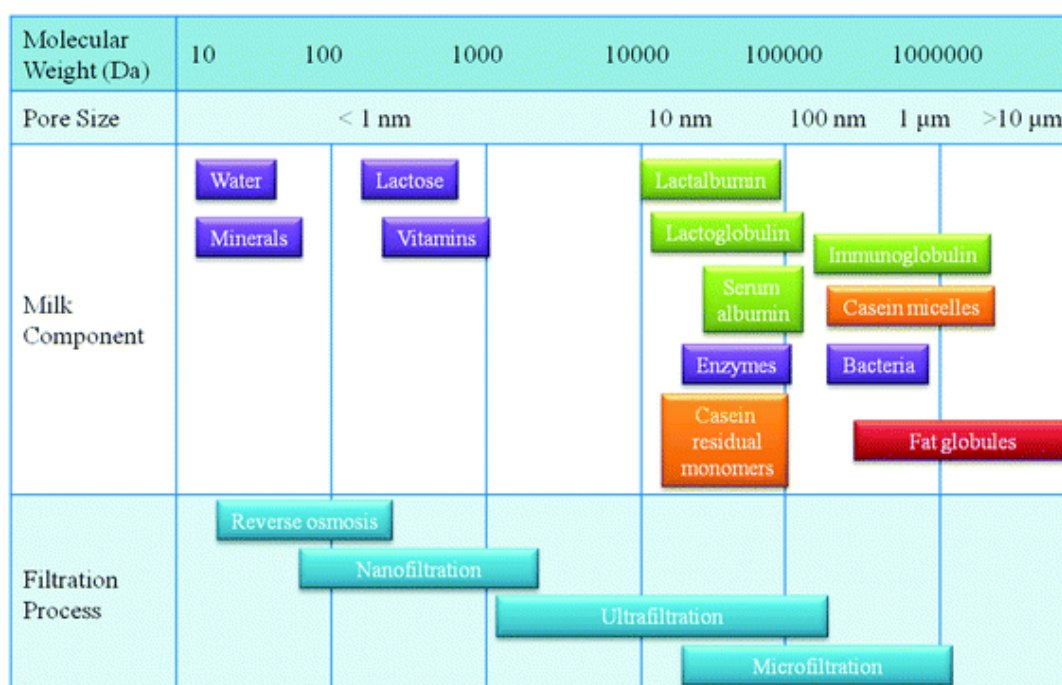


Figure C.1 : Fractionnement des constituants du lait selon la taille des pores des membranes de filtration d'après Ortega-Requena & Rebouillat (2015)

Le choix du procédé membranaire et la possibilité d'ajustement des différents paramètres opérationnels (structure de la membrane, température d'opération, pression transmembranaire, concentration volumétrique, flux de perméation, vitesse de perméation et nombre de cycle de filtration) procurent une bonne précision dans la séparation des constituants du lait et améliorent les rendements de production. Cette flexibilité dans le procédé permet d'optimiser le processus de séparation en ajustant la composition du rétentat et du perméat selon la finalité d'utilisation (Kumar et al., 2013). Par exemple, dans l'industrie

du fromage, il est intéressant de pouvoir séparer les protéines du sérum du lait de la caséine, car la caséine permet d'augmenter le rendement fromager alors que les protéines du sérum pourront être mieux valorisées dans d'autres applications (Tremblay-Marchand, Doyen, Britten, & Pouliot, 2016). Les procédés membranaires présentent également l'avantage d'être beaucoup moins énergivores que d'autres procédés de concentration (Pouliot, 2008) et ils sont très appropriés pour des productions de grande capacité en continu (Nsabimana et al., 2005). Ces technologies ont cependant un coût d'investissement est relativement élevé et leur durée de vie limitée par l'encrassement des membranes. Ce phénomène peut être réduit par l'optimisation des paramètres opérationnels et la mise en place de procédures de nettoyage adéquates, mais non sans entraîner une consommation d'eau substantielle et des rejets d'effluents.

ANNEXE D : ANALYSE QUALITATIVE DU NIVEAU D'OPÉRATIONNALISATION DU DD DANS LES GRANDES ENTREPRISES LAITIÈRES AU CANADA

Tableau D.1 : Grille d'analyse du niveau d'opérationnalisation du DD pour les grandes entreprises laitières implantées au Canada

Entreprise	Points forts du discours	Niveau d'intégration des dimensions DD	Catégories d'impacts environnementaux mentionnés	Enoncés d'objectifs chiffrés	Divulguation des résultats et améliorations	Périmètre de mesure des GES	Pensée cycle de vie	Outils intégrés	Référentiels /certification majeurs mentionnés	Références
Danone	Certifié B Corp Slogan "One planet, one health" Équilibre intérêts financiers et avancées socio- environnementales Création marque engagée "Manifesto" Avoir un impact positif sur la société : créer de la valeur durable et rentable	Reconnaissance de l'interdépendance des dimensions du DD : Santé, Planète, Homme	Changement climatique Gestion de l'eau Économie circulaire (emballages, matériaux recyclés) Agriculture régénératrice Approvisionnement en lait durable (De nombreux indicateurs disponibles par catégorie)	Objectifs alignés sur la science "science based target" Carboneutralité visée en 2050	Excellente transparence	GHG protocol : scope 3	AeCV cycle de vie complet sur les GES	Pas mention d'AsCV ni EE mais des indicateurs sociaux sont mesurés	ODD 2030 CDP : mention A pour CC GHG Protocol : scope 3 Initiative Science based target ISO 14001 Dow Jones Sustainability indices MSCI B CORP Access to nutrition index Bloomberg Gender Equality Index	Site web Danone Canada et Danone France consulté en Décembre 2019 https://www.danone.ca/fr/notre-engagement/ https://www.danone.com/fr.html Rapports de développement durable 2018 Rapport objectif DD 2030 Rapport données extra-financière 2018 Rapport Danone engagement social et environnemental
Saputo	Système de gestion environnementale Engagement approvisionnement responsable Programme sur le gaspillage alimentaire	Mention : Santé, Planète, communauté, employés, fournisseur, qualité et sécurité	Energie et GES Eau Déchets (déchets organiques)	Aucun	Via CDP essentiellement	GHG protocol : scope 2	Intégration fournisseurs Pas de mesure d'impacts à part GES scope 2 Autres indicateurs : mesure physique	Pas de mention	CDP : mention D pour CC ISO 14001	Site web consulté en Décembre 2019 http://saputo.com/en/our-promise Rapport de DD 2019 : The Saputo Promise Rapport méthodologique : The Saputo Promise; Basis for reporting
Parmalat - Lactalis	Engagement constant dans la durabilité Approche cycle de vie "de la ferme à la table" Matrice de matérialité	Gouvernance, Employés Consommateur, fournisseurs Environnement Communauté	Energie Eau et eau usée Déchets (emballage) Bruit Émission GES et de substances dangereuses	Aucun	Essentiellement Indicateurs physique: énergie (gaz naturel, fioul, charbon...)	GHG protocol : scope 2	Mesure des émissions selon les exigences légales; Mention mais discordance avec les indicateurs opérationnels.	Pas de mention	HACCP ISO 14001 (en Italie seulement) BS OHSAS 18001 Standard GHG Protocol	Site web consulté en Décembre 2019 http://www.parmalat.com/en/about_us/strategy/ Rapport de DD 2017
Agropur	Offrir à tous un meilleur lait, un meilleur monde Démarche fondée sur les meilleures pratiques Veille réglementaire	Entreprise Communauté Environnement Bien être animal	Énergie Eau Gaz à effet de serre Valorisation matières résiduelles	Aucun	Via CDP mais non évalué	GHG protocol : scope 2	Exclus l'impact de la production laitière dans sa mesure	Pas de mention	ISO 14001 GHG Protocol	Site web consulté en Décembre 2019 https://www.agropur.com/fr/notre-promesse/environnement CDP Canada consulté en Décembre 2019 https://www.cdp.net/en/companies/companies-scores
General Mills	Matérialité : Responsabilité globale "Treat the world with care" Science based target	Gouvernance Changement climatique Écosystèmes Gestion de l'eau Gaspillage alimentaire Approvisionnement responsable Bien-être animal Droits humains	Changement Climatique Gestion de l'eau Agriculture régénératrice Approvisionnement responsable Approvisionnement durable (social, env., eco)	Objectifs chiffrés à 2025 et 2050	GRI index dispo Env. data dispo Nombreux indicateurs avec évolution pour chaque phase du cycle de vie	GHG protocol : scope 2 et (en partie 3)	Approche chaîne de valeur Programme gaspillage alimentaire consommateurs AeCV avec Quantis "cradle to grave"	Pas de mention	ODD 2030 GRI CDP : mention A pour CC et eau MSCI Dow Jones Sustainability Index 100 best corporate citizenship Green ranking	Site web consulté en Décembre 2019 https://www.generalmills.com/en/Responsibility/Sustainability Rapport de DD 2019

Échelle de notation : 3 : Leader; 2 : Mature; 1 : En développement; 0 : Inexistant.

ANNEXE E : CATÉGORIES D'IMPACTS DÉFINIES PAR LA MÉTHODE IMPACT WORLD+

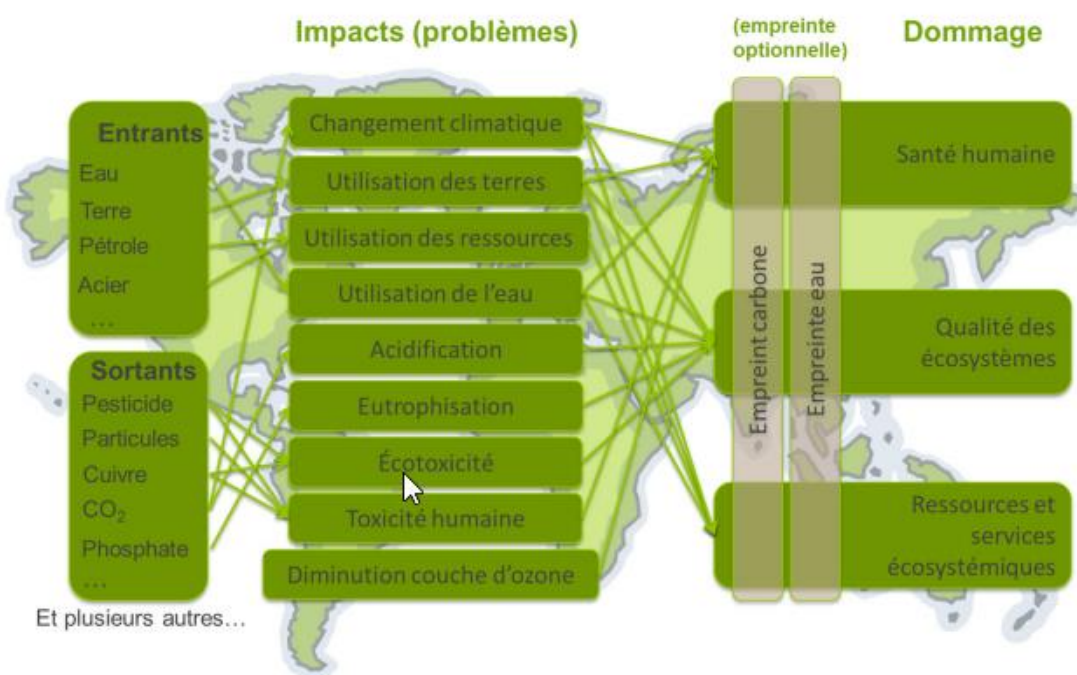


Figure Catégories de dommage et catégories d'impacts de la méthode IMPACT World+.

(Source : <http://www.impactworldplus.org/en/methodology.php>).

IMPACT WORLD+ considère 18 catégories d'impact au niveau problème et pour l'instant 2 catégories d'impact au niveau dommage (santé humaine et qualité des écosystèmes). À la différence d'IMPACT 2002+, les impacts sur les changements climatiques sont intégrés dans le niveau dommage. Cependant, la méthode présente certaines limites dont il faudra tenir compte. L'agrégation des résultats au niveau des dommages sur les ressources et les services écosystémiques n'est pour l'instant pas encore disponible. Il faudra donc utiliser certains indicateurs au niveau problème de façon à couvrir l'ensemble des aspects environnementaux pertinents. À priori, nous ajouterons des indicateurs pour tenir compte de l'utilisation de l'eau (pertinent pour les ressources utilisées provenant de zones à haut stress hydrique aux États-Unis), de l'épuisement des ressources fossiles et minérales et de l'utilisation des terres. Les changements climatiques seront également évalués au niveau problème, car c'est un indicateur significatif dans le domaine étudié. La méthode d'évaluation des impacts utilisée constitue un choix méthodologique et

l'interprétation des résultats est facilitée par différents facteurs inhérents à la méthode sélectionnée et au degré de détail disponible dans la méthode et communiqué dans les résultats. Dans la pratique de réalisation d'une ACV, il est donc recommandé de réaliser des analyses de sensibilité sur la méthode d'impact utilisée afin d'évaluer la robustesse des résultats. Nous partons du principe qu'IMPACT WORLD+ constitue à priori une base fiable pour rendre compte de façon cohérente des enjeux environnementaux de la filière laitière, mais des analyses de sensibilité seront réalisées en utilisant d'autres méthodes d'impacts (idéalement basée sur des facteurs de caractérisation nord-américains, tel que TRACI) pour valider cette hypothèse.

ANNEXE F : INFORMATIONS SUPPLÉMENTAIRES POUR L'ARTICLE PRÉSENTÉ AU CHAPITRE 4

1. Processing options literature overview

At an industrial scale, GY processing options may be classified into two main categories and several alternatives. The protein concentration can be increased either before or after milk fermentation. After fermentation protein concentration can be increased using mechanical separators (i.e. centrifugation (CE)) or a membrane of ultrafiltration (UF). Protein concentration can also be increased before fermentation by fortifying the milk with protein ingredients (FO) or by milk pre-concentration with UF or a combination of microfiltration (MF) and UF (Jørgensen et al., 2019). UF concentration prior to fermentation has the added benefit of generating neutral pH milk permeate with no fermentation residue (galactose and metabolites) and has the potential to be used directly as ingredients in other food products (Jørgensen et al., 2019; Shamsia & El-Ghannam, 2012). However, the pre-concentration of milk modifies the kinetics of fermentation, acidity and sensory properties of the final GY product (Damin et al., 2009; Paredes Valencia et al., 2018). On the other hand, fortifying milk with proteins before fermentation avoids the production of whey at the processing site. Several fortification alternatives with different protein ingredients have been proposed in the literature, using milk protein concentrate (MPC), milk casein concentrate (MCC) or whey protein concentrate (WPC) (Bong & Moraru, 2014; Jørgensen et al., 2019; Uduwerella et al., 2018), hydrocolloids or a combination of WPC with pectin (Gyawali & Ibrahim, 2016, 2018). The level of concentration, type and formulation of the protein ingredient can affect GY sensory properties (Desai et al., 2013). Some manufacturers also combine pre-concentration before fermentation by UF or FO and final concentration after fermentation by CE to reduce the amount of acid whey produced without overly altering the typical sensory characteristics of GY (Jørgensen et al., 2019; Uduwerella et al., 2017). CE after fermentation is the traditional way of making GY and remains recommended by purists since it provides GY with its authentic texture and taste. An attempt to use UF instead of CE after fermentation was reported by (Paredes Valencia et al., 2018). This alternative reduces the amount of energy input and space taken up in the plant as compared to CE equipment. However, it presents other technical challenges. The filtration membrane is susceptible to fouling due to the high viscosity of the fermented milk, which affects the processing yield and cost. Furthermore, the mechanical pressure exerted

on the fermented milk during the passage through the UF membrane can damage the gel structure and sensory properties of the finished product. As a matter of fact, there is no simple answer to determine the best approach to produce GY. The processing method influences the volume and composition of by-product generated, as well as the GY composition and its sensorial properties (Desai et al., 2013; Jørgensen et al., 2019; Paredes Valencia et al., 2018; Tamime et al., 2014; Tong, 2013). It could also impact the production yield, resources, utilities consumption such as energy, water, chemicals at the manufacturing plant and the capital cost of the processing equipment (Bong & Moraru, 2014; Jørgensen et al., 2019; Tong, 2013). There are actually many parameters to be considered. Manufacturers may balance the trade-offs between cost and quality differently based on their strategic positioning and technical constraints.

- Bong, D.D., Moraru, C.I., 2014. Use of micellar casein concentrate for Greek-style yogurt manufacturing: Effects on processing and product properties. *J. Dairy Sci.* 97, 1259–1269. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.3168/jds.2013-7488>
- Damin, M.R., Alcantara, M.R., Nunes, A.P., Oliveira, M.N., 2009. Effects of milk supplementation with skim milk powder, whey protein concentrate and sodium caseinate on acidification kinetics, rheological properties and structure of nonfat stirred yogurt. *LWT - Food Sci. Technol.* 42, 1744–1750. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2009.03.019>
- Desai, N.T., Shepard, L., Drake, M.A., 2013. Sensory properties and drivers of liking for Greek yogurts. *J. Dairy Sci.* 96, 7454–7466. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.3168/jds.2013-6973>
- Gyawali, R., Ibrahim, S.A., 2018. Addition of pectin and whey protein concentrate minimizes the generation of acid whey in Greek-style yogurt. *J. Dairy Res.* 85, 238–242. <https://doi.org/10.1017/S0022029918000109>
- Gyawali, R., Ibrahim, S.A., 2016. Effects of hydrocolloids and processing conditions on acid whey production with reference to Greek yogurt. *Trends Food Sci. Technol.* 56, 61–76. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2016.07.013>
- Jørgensen, C.E., Abrahamsen, R.K., Rukke, E.O., Hoffmann, T.K., Johansen, A.G., Skeie, S.B., 2019. Processing of high-protein yoghurt – A review. *Int. Dairy J.* 88, 42–59. <https://doi.org/10.1016/j.idairyj.2018.08.002>
- Paredes Valencia, A., Doyen, A., Benoit, S., Margni, M., Pouliot, Y., 2018. Effect of Ultrafiltration of Milk Prior to Fermentation on Mass Balance and Process Efficiency in Greek-Style Yogurt Manufacture. *Foods* 7, 144. <https://doi.org/10.3390/foods7090144>
- Shamsia, S.M., El-Ghannam, M.S., 2012. Manufacture of Labneh from Cow ' s Milk Using Ultrafiltration Retentate With or Without Addition of Permeate Concentrate Manufacture of Labneh from Cow ' s Milk Using Ultrafiltration Retentate With or Without Addition of Permeate Concentrate. *Alexandria Sci. Exch. Journal* 33, 26–33.
- Tamime, A.Y., Hickey, M., Muir, D.D., 2014. Strained fermented milks - A review of existing legislative provisions, survey of nutritional labelling of commercial products in selected markets and terminology of products in some selected countries. *Int. J. Dairy Technol.* 67, 305–333. <https://doi.org/10.1111/1471-0307.12147>
- Tong, P., 2013. Options for making Greek yogurt [WWW Document]. Dairy Foods. URL <https://www.dairyfoods.com/articles/89512-options-for-making-greek-yogurt>

Uduwerella, G., Chandrapala, J., Vasiljevic, T., 2018. Preconcentration of yoghurt base by ultrafiltration for reduction in acid whey generation during Greek yoghurt manufacturing. *Int. J. Dairy Technol.* 71, 71–80. <https://doi.org/10.1111/1471-0307.12393>

Uduwerella, G., Chandrapala, J., Vasiljevic, T., 2017. Minimizing generation of acid whey during Greek yoghurt manufacturing. *J. Dairy Res.* 84, 346–354. <https://doi.org/10.1017/S0022029917000279>

2. Description of the three processing technologies: CE, FO, UF

2.1. Centrifugation

The raw milk is received at the plant and stored at 4°C in insulated tanks for one hour. The raw milk is then heated at 55°C and sent to a nozzle separator to be skimmed. The skimming operation separates the cream from the other milk solids. Then, the skimmed milk is routed to a heat exchanger, heated at 90°C for five minutes then cooled to 42°C. This heat treatment has two functions: it destroys the pathogen microorganisms and denatures the whey proteins. The whey protein denaturation is a critical step in the gel formation, as it gives the yogurt its final texture. Optionally, some manufacturers include also a homogenization process at this step to improve the final texture. The milk is then routed to some isothermal fermentation tanks inoculated with a starter culture and maintained between at 40–45°C for five hours until the cultured milk reaches a pH of 4.5. The fermented milk resulting from this operation is centrifuged with nozzle separators to concentrate the yogurt solid contents to 15% and the proteins to 10% by separating the acid whey aqueous part. The concentrated yogurt is then cooled at 15°C in thirty seconds with a tubular heat exchanger that stabilizes the pH and finally sent to the packaging area.

2.2. Fortification

The fortification process includes an additional step between the skimming and the heat treatment operations as compared to the CE option. The solid milk protein concentrate (MPC) powder is first rehydrated with water to reach 24% (w/w) concentration and mixed with the skimmed milk in order to reach 4.2% (w/w) proteins in the fortified skimmed milk. Liquid or solid milk protein concentrate (MPC) with different concentration may be used in the fortification process. In this study, MPCs are manufactured by concentrating skimmed milk at 20% proteins (w/w) by diafiltration. Liquid MPC are transported as is to the dairy plant and mixed directly to the skimmed milk. Powders require the additional operations of evaporation, spray-drying and packing before transportation and a rehydration step at the GY plant. We used MPC 80 powder concentrated at 80% proteins (w/w) sourced from the USA as the FO reference

3.1. Centrifugation (CE) without homogenization

Table F.2 : Centrifugation simulation results (Benoit and Houssard, 2017)

Reception and storage									
Tank diameter	m	2.50	Filling flow rate	m ³ .h ⁻¹	20				
Tank volume	m ³	20	Hyp: Bottom filling						
Tank height	m	4.07							
			Theo. consumption per filling	Wh	736				
Tank number	—	2	pump yield	%	95				
			motor yield	%	95				
			Consumption per filling	Wh	816				
Heating									
Milk flow rate	m ³ .h ⁻¹	20.00	Milk pressure	Pa	1.51E+05				
Milk T°C at discharge	°C	55	Power	W	839				
Heat transfer surface	m ²	217	pump yield	%	95				
Duration	s	61	motor yield	%	95				
Mass flow	kg.s ⁻¹	5.76	Consumption of milk per hour	Wh	930				
Density (55°C)	kg.m ⁻³	1017							
Skimming									
Skimmer nb	—	2	Power	W	9716	Skimmed milk			
Milk Input flow rate	m ³ .h ⁻¹	10.20	Mecanic yield	%	0.9	Fat	%	0.04%	
Cream flow rate	m ³ .h ⁻¹	1.06	Consumption per hour	Wh	10796	Lactose	%	5.01%	
Skimmed milk flow rate	kg.m ⁻³	9.14	(per skimmer)			Protein	%	3.40%	
Cream density at 55°C	m ³ .h ⁻¹	967				Minerals, salt	%	0.78%	
Skim M density at 55°C	kg.m ⁻³	1023				Cream			
Cream flow rate	kg.s ⁻¹	0.28				Fat	%	40.00%	
Skimmed milk flow rate	kg.s ⁻¹	2.60				Lactose	%	3.01%	
						Protein	%	2.04%	
						Minerals, salt	%	0.47%	
Thermal treatment									
Milk input flow rate	m ³ .h ⁻¹	18.29	Pressure	Pa	5.38E+05	Natural gas	m ³ .h ⁻¹	99	
Milk T°C at discharge	°C	90	Power	W	2733	Pump power (cal)	W	5.04E+03	
Heat transfer surface	m ²	224	pump yield	%	95	pump yield	%	95	
Duration	s	67	motor yield	%	95	motor yield	%	95	
Holding time	s	300	Consumption per hour	Wh	3028	Consumption per hour	Wh	5580	
Density at 90°C	kg.m ⁻³	1008							
Mass flow	kg.s ⁻¹	5.20							
Cooling									
Milk flow rate	m ³ .h ⁻¹	18.56	Pressure	Pa	2.59E+05				
Milk av. viscosity	Pa.s	0.01	Power	W	1335				
Milk T°C at discharge	°C	42	pump yield	%	95				
Density 42°C	kg.m ⁻³	1028	motor yield	%	95				
Mass flow	kg.s ⁻¹	5.20	Consumption per hour	Wh	1479				
Heat transfer surface	m ²	147							
Duration	s	42							
Milk flow rate at discharge	m ³ .h ⁻¹	18.20							
Fermentation									
http://www.360dairy.com/yogurt-fermentation-tank.html									
Tank Volume	m ³	10	Theo. consumption per filling	Wh	448				
Tank diameter	m	1.8	pump yield	%	95				
Tank height	m	3.93	motor yield	%	95				
Tank Nb	—	10	Consumption per filling	Wh	496				
Hyp: 2 hours of cleaning between fermentation									
Fermentation duration	h	5	Tank stirring + flushing	Wh	448				
ferment Concentration	kg.m ⁻³	0.012	Hyp: brassage par passage dans un orifice						
ferments mass (/h)	kg	0.223	pipe diameter	m	0.050				
			orifice diameter	m	0.015				

Table F.2 : Centrifugation simulation results (cont'd and end)

Centrifugation										
Yogourt flow rate	<i>m3.h-1</i>	9.08	Power	<i>W</i>	45000	GY	Fat	%	0.04%	
Separator nb	—	2	Consumption	<i>Wh</i>	45000		Lactose	%	4.66%	
Density	<i>kg.m-3</i>	1030	(per separator)				Protein	%	10.00%	
Yogourt mass flow	<i>kg.s-1</i>	2.60					Minerals, salt	%	0.73%	
protein rejection rate	%	6.01%								
GY flow rate	<i>kg.s-1</i>	0.83					Whey			
	<i>m3.h-1</i>	2.91					Fat	%	0.04%	
Density	<i>kg.m-3</i>	1030					Lactose	%	5.17%	
Whey flow rate	<i>kg.s-1</i>	1.77					Protein	%	0.30%	
	<i>m3.h-1</i>	6.24					Minerals, salt	%	0.81%	
Whey density	<i>kg.m-3</i>	1020								
(per separator)										
Final Cooling										
GY flow rate	<i>m3.h-1</i>	5.81	Glycoled water pressure	<i>Pa</i>	6.44E+05		Refrigered unit power	<i>W</i>	13648	
Mass flow	<i>kg.s-1</i>	1.66	GY pressure	<i>Pa</i>	6.74E+05		yield	%	95	
Density	<i>kg.m-3</i>	1030	Water power	<i>W</i>	2683		Conso per hour	<i>Wh</i>	14366	
GY av. Viscosity	<i>Pa.s</i>	0.05	GY power	<i>W</i>	1088					
Propylen glycol at 50%			pump yield	%	95					
T°C at input	°C	12	motor yield	%	95					
Mass flow	<i>kg.s-1</i>	4.306	Consumption per hour (water)	<i>Wh</i>	2973					
	<i>m3.h-1</i>	15.00	Consumption per hour (GY)	<i>Wh</i>	1206					
T°C at discharge	°C	23								
GY T°C at discharge	°C	15								
Heat transfer surface	<i>m2</i>	8.7								
Annular exchanger intern diame	<i>m</i>	0.027								
Annular exchanger extern diame	<i>m</i>	0.048								
Length	<i>m</i>	101								
Duration	<i>s</i>	30								
CIP										
Water mass	<i>kg</i>	24423								
Acid detergent mass	<i>kg</i>	13								
Alcalin detergent mass	<i>kg</i>	35								
Electricity	<i>Wh</i>	15928								
Steam mass	<i>kg</i>	2920								
Natueal gas volume	<i>m3</i>	223								
(total per day)										

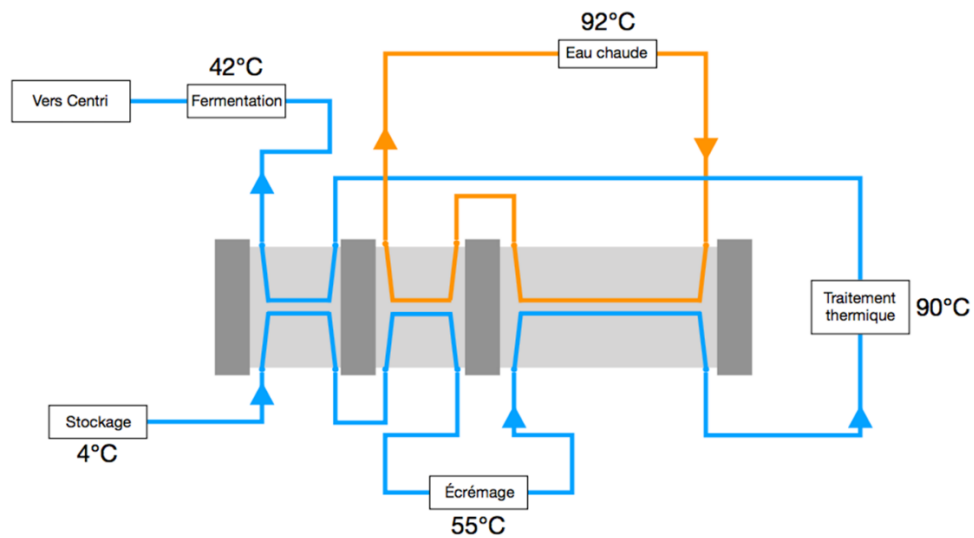


Figure F.1: CE, FO and UF Heat exchanger design: cooling and heating regeneration system

3.2. Centrifugation (CE) with homogenization

Even for GY with 0 % fat rate, some manufacturers add a homogenization unit to improve the product's textural properties. This change affects the cooling temperature after thermal treatment. Treated skimmed milk is cooled down at 65 °C instead of 42 °C before homogenization and then cooled down to 42 °C for fermentation. The CIP is also affected. Figure F.2 and Table F.3 describe these changes and the additional processes.

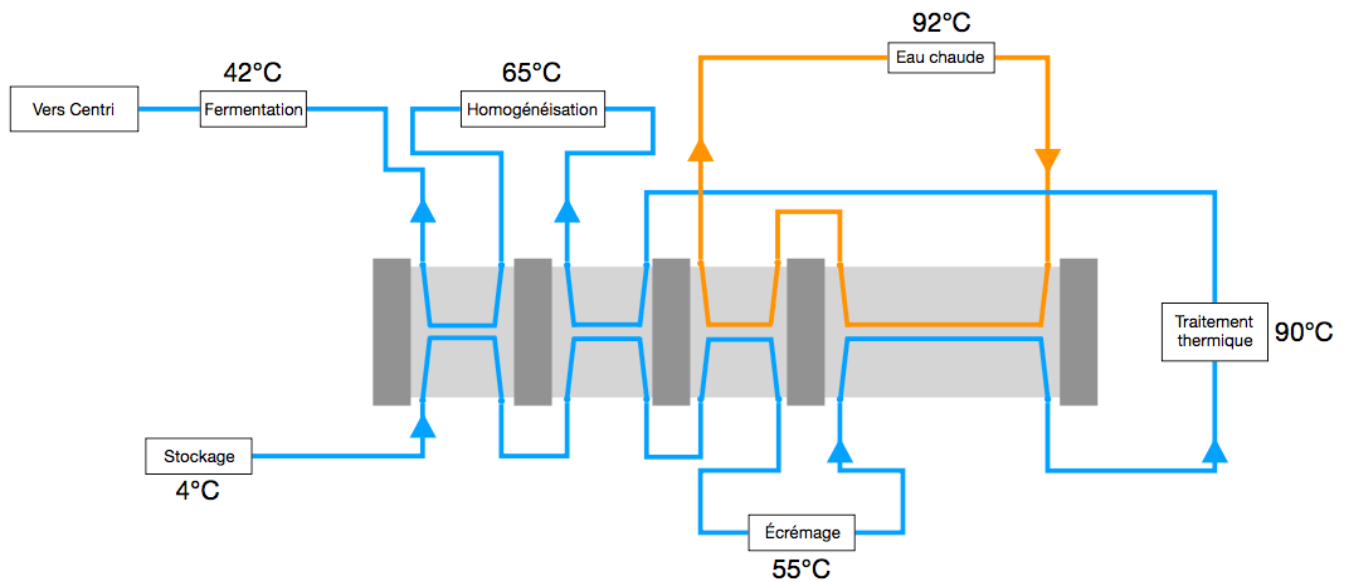


Figure F.2: CE Heat exchanger design with homogenization: cooling and heating regeneration system

Table F.3 : Centrifugation simulation modified with homogenization, additional results (Benoit and Houssard, 2017)

Cooling after heating treatment										
	Milk flow rate	<i>m3.h-1</i>	18.29		Pressure	<i>Pa</i>	3.24E+05			
	Milk av. viscosity	<i>Pa.s</i>	0.01		Power	<i>W</i>	1646			
	Milk T°C at discharge	<i>°C</i>	65		pump yield	<i>%</i>	95			
	Density at 65°C	<i>kg.m-3</i>	1018		motor yield	<i>%</i>	95			
	Mass flow	<i>kg.s-1</i>	5.20		Consumption per hour	<i>Wh</i>	1824			
	Heat transfer surface	<i>m2</i>	72							
	Duration	<i>s</i>	22							
	Milk flow rate at discharge	<i>m3.h-1</i>	18.38							
Homogenization										
	Milk flow rate	<i>m3.h-1</i>	18.38		Power	<i>W</i>	91885			
	Milk av. viscosity	<i>Pa.s</i>	0.01		pump yield	<i>%</i>	95			
	T°C	<i>°C</i>	65		motor yield	<i>%</i>	95			
	Pressure	<i>Pa</i>	1.80E+07		Consumption per hour	<i>Wh</i>	101812			
Cooling										
	Milk flow rate	<i>m3.h-1</i>	18.38		Pressure	<i>Pa</i>	3.32E+05			
	Milk av. viscosity	<i>Pa.s</i>	0.01		Power	<i>W</i>	1695			
	Milk T°C at discharge	<i>°C</i>	42		pump yield	<i>%</i>	95			
	Density at 42°C	<i>kg.m-3</i>	1028		motor yield	<i>%</i>	95			
	Mass flow	<i>kg.s-1</i>	5.20		Consumption per hour	<i>Wh</i>	1878			
	Heat transfer surface	<i>m2</i>	71							
	Duration	<i>s</i>	21							
	Milk flow rate at discharge	<i>m3.h-1</i>	18.20							
CIP										
	Water mass	<i>kg</i>	30529							
	Acid detergent mass	<i>kg</i>	17							
	Alcalin detergent mass	<i>kg</i>	43							
	Electricity	<i>Wh</i>	19910							
	Steam mass	<i>kg</i>	3650							
	Natueal gas volume (total per day)	<i>m3</i>	279							

3.3. Fortification (FO)

Simulation results differ from CE due to the additional operations of MPC powder rehydration and mixing before thermal treatment. More operations are also included in the CIP system. The change in the flow rate after fortification modifies the parameters from the heat exchanger and cooling systems.

Table F.4 : Fortification simulation results (Benoit and Houssard, 2017)

Reception and storage										
Tank diameter	<i>m</i>	2.50		Filling flow rate	<i>m3.h-1</i>	20				
Tank volume	<i>m3</i>	20		Hyp: Bottom filling						
Tank height	<i>m</i>	4.07								
				Theo. consumption per filling	<i>Wh</i>	736				
Tank number	—	2		pump yield	%	95				
				motor yield	%	95				
				Consumption per filling	<i>Wh</i>	816				
Heating										
Milk flow rate	<i>m3.h-1</i>	20.00		Milk pressure	<i>Pa</i>	1.57E+05				
Milk T°C at discharge	°C	55		Power	<i>W</i>	872				
Heat transfer surface	<i>m2</i>	201		pump yield	%	95				
Duration	<i>s</i>	56		motor yield	%	95				
Mass flow	<i>kg.s-1</i>	5.76		Consumption of milk per hour	<i>Wh</i>	966				
Density (55°C)	<i>kg.m-3</i>	1017								
Skimming										
Skimmer nb	—	2		Power	<i>W</i>	9716			Skimmed milk	
				Mecanic yield	%	0.9			Fat	% 0.04%
Milk input flow rate	<i>m3.h-1</i>	10.20		Consumption per hour (per skimmer)	<i>Wh</i>	10796			Lactose	% 5.01%
Cream flow rate	<i>m3.h-1</i>	1.06							Protein	% 3.40%
Skimmed milk flow rate	<i>m3.h-1</i>	9.14							Minerals, salt	% 0.78%
Cream density at 55°C	<i>kg.m-3</i>	967							Cream	
Skim M density at 55°C	<i>kg.m-3</i>	1023							Fat	% 40.00%
Cream flow rate	<i>kg.s-1</i>	0.28							Lactose	% 3.01%
Skimmed milk flow rate	<i>kg.s-1</i>	2.60							Protein	% 2.04%
									Minerals, salt	% 0.47%
Protein rehydration										
MPC Concentration	%	30%		Tank diameter	<i>m</i>	1.80			MPC	
				Tank volume	<i>m3</i>	12			Fat	% 1.60%
MPC flow rate	<i>kg.s-1</i>	0.06		Tank height	<i>m</i>	4.72			Lactose	% 4.60%
Water flow rate	<i>kg.s-1</i>	0.14		Tank nb	—	2			Protein	% 81.30%
									Minerals, salt	% 6.80%
Mass / day (Rehydrated MPC)		11750		Theoretical Conso per filling	<i>Wh</i>	166			MPC mixed	
Mass / day (MPC)	<i>kg</i>	3507.84		pump yield	%	95			Fat	% 0.48%
Density at 55°C	<i>kg.m-3</i>	1077		motor yield	%	95			Lactose	% 1.38%
Volume / day	<i>m3</i>	10.91		Conso par filling	<i>Wh</i>	184			Protein	% 24.39%
Viscosity at 55°C	<i>Pa.s-1</i>	0.003		Av. Conso per hour	<i>Wh</i>	167.308614			Minerals, salt	% 2.04%
				Agitation duration	<i>h</i>	20				
				Hyp: agitation mobile with axial flow rate						
				Mobile diameter	<i>m</i>	0.45				
				Peripheral velocity	<i>m.s-1</i>	5				
				Rotation velocity	<i>tr.min-1</i>	212				
				Power	<i>W</i>	5275				
				Yield	%	95				
				Conso / tank / 20h	<i>Wh</i>	111060				
				Av. Conso per hour	<i>Wh</i>	5553				
Rehydrated MPC Mixing										
				Standardized milk						
Skimmed milk flow rate	<i>m3.h-1</i>	18.29		Fat	%	0.06%			Power	<i>W</i> 527
	<i>kg.s-1</i>	5.20		Lactose	%	4.87%			pump yield	% 95
Hydrated MPC flow rate	<i>kg.s-1</i>	0.20		Protein	%	4.20%			motor yield	% 95
Standardized milk flow rate	<i>kg.s-1</i>	5.40		Minerals, salt	%	0.83%			Consumption per hour	<i>Wh</i> 584
Density at 55°C	<i>kg.m-3</i>	1025								
Standardized milk flow rate	<i>m3.h-1</i>	18.97								
Thermal treatment										
Milk input flow rate	<i>m3.h-1</i>	18.97		Pressure	<i>Pa</i>	6.37E+05			Natural gas	<i>m3.h-1</i> 99.7
Milk T°C at discharge	°C	90		Power	<i>W</i>	3356			Pump power (cal)	<i>W</i> 5.90E+03 (côté eau-ch)
Density at 90°C	<i>kg.m-3</i>	1009		pump yield	%	95			pump yield	% 95
Mass flow	<i>kg.s-1</i>	5.40		motor yield	%	95			motor yield	% 95
Heat transfer surface	<i>m2</i>	209		Consumption per hour	<i>Wh</i>	3719			Consumption per hour	<i>Wh</i> 6539
Duration	<i>s</i>	60								
Holding time	<i>s</i>	300								

3.4. Ultrafiltration (UF)

Simulation results differ from CE due to the additional ultrafiltration operation before the fermentation and removal of the centrifugation process. The significant change in flow rate after ultrafiltration modified the parameters from the heat exchanger and cooling systems.

Table F.5 : Ultrafiltration simulation results (Benoit and Houssard, 2017)

Reception and storage									
Tank diameter	m	2.50	Filling flow rate	m ³ .h ⁻¹	20				
Tank volume	m ³	20	Hyp: Bottom filling						
Tank height	m	4.07							
Tank number	—	2	Theo. consumption per filling	Wh	736				
			pump yield	%	95				
			motor yield	%	95				
			Consumption per filling	Wh	816				
Heating									
Milk flow rate	m ³ .h ⁻¹	20.00	Milk pressure	Pa	2.46E+05				
Milk T°C at discharge	°C	55	Power	W	1367				
Heat transfer surface	m ²	151	pump yield	%	95				
Duration	s	43.9	motor yield	%	95				
Mass flow	kg.s ⁻¹	5.76	Consumption of milk per hour	Wh	1514				
Density (55°C)	kg.m ⁻³	1017							
Skimming									
Skimmer nb	—	2	Power	W	9716		Skimmed milk		
(per skimmer) =>			Mecanic yield	%	0.9		Fat	%	0.04%
Milk Input flow rate	m ³ .h ⁻¹	10.20	Consumption per hour	Wh	10796		Lactose	%	5.01%
Cream flow rate	m ³ .h ⁻¹	1.06	(per skimmer)				Protein	%	3.40%
Skimmed milk flow rate	m ³ .h ⁻¹	9.14					Minerals, salt	%	0.78%
Cream density at 55°C	kg.m ⁻³	967					Cream		
Skim M density at 55°C	kg.m ⁻³	1023					Fat	%	40.00%
Cream flow rate	kg.s ⁻¹	0.28					Lactose	%	3.01%
Skimmed milk flow rate	kg.s ⁻¹	2.60					Protein	%	2.04%
							Minerals, salt	%	0.47%
Ultrafiltration									
MWCO	kDa	30	Protein retention rate (Rp)	%	96.5%		Retentate		
Spacer thickness	mil	46					Fat	%	0.12%
TMP	Pa	5.51E+05	Power	W	5598		Lactose	%	4.65%
Filtration T°C	°C	55	pump yield	%	95		Protein	%	10.00%
Av permeation flow	m ³ .h ⁻¹ .m ⁻²	0.0123	motor yield	%	95		Minerals, salt	%	0.73%
FCV	—	3.10	Consumption per hour	Wh	6203		Permeate		
Retentate flow rate	kg.s ⁻¹	1.71					Fat	%	0.00%
	m ³ .h ⁻¹	5.90					Lactose	%	5.18%
Retentate density at 55°C	kg.m ⁻³	1041					Protein	%	0.18%
Permeate flow rate	kg.s ⁻¹	3.49					Minerals, salt	%	0.81%
	m ³ .h ⁻¹	12.39							
Permeate density at 55°C	kg.m ⁻³	1014							
Membrane surface	m ²	1007							
Thermal treatment									
Milk input flow rate	m ³ .h ⁻¹	5.90	Pressure	Pa	5.33E+05		Natural gas	m ³ .h ⁻¹	121.4
Milk T°C at discharge	°C	90	Power	W	874		Pump power (cal)	W	4.89E+03
Density at 90°C	kg.m ⁻³	1026	pump yield	%	95		pump yield	%	95
Mass flow	kg.s ⁻¹	1.71	motor yield	%	95		motor yield	%	95
Heat transfer surface	m ²	171	Consumption per hour	Wh	968		Consumption per hour	Wh	5419
Duration	s	158							
Holding time	s	300							

Table F.5 : Ultrafiltration simulation results (cont'd and end)

Cooling										
Milk flow rate	<i>m3.h-1</i>	5.99		Pressure	<i>Pa</i>	1.35E+05				
Milk av. viscosity	<i>Pa.s</i>	0.01		Power	<i>W</i>	225				
Milk T°C at discharge	<i>°C</i>	42		pump yield	<i>%</i>	95				
Density 42°C	<i>kg.m-3</i>	1045		motor yield	<i>%</i>	95				
Mass flow	<i>kg.s-1</i>	1.71		Consumption per hour	<i>Wh</i>	249				
Heat transfer surface	<i>m2</i>	75								
Duration	<i>s</i>	20								
Milk flow rate at discharge	<i>m3.h-1</i>	5.88								
Fermentation										
http://www.360dairy.com/yogurt-fermentation-tank.html										
Tank Volume	<i>m3</i>	6		Theo. consumption per filling	<i>Wh</i>	91				
Tank diameter	<i>m</i>	1.8		pump yield	<i>%</i>	95				
Tank height	<i>m</i>	2.36		motor yield	<i>%</i>	95				
Tank Nb	—	8		Consumption per filling	<i>Wh</i>	101				
<i>Hyp: 2 hours of cleaning between fermentation</i>										
Fermentation duration	<i>h</i>	8		Tank stirring + flushing	<i>Wh</i>	174				
ferment Concentration	<i>kg.m-3</i>	0.012		<i>Hyp: brassage par passage dans un orifice</i>						
ferments mass (/h)	<i>kg</i>	0.070		pipe diameter	<i>m</i>	0.050				
				orifice diameter	<i>m</i>	0.015				
Final Cooling										
GY flow rate	<i>m3.h-1</i>	5.88		Glycoled water pressure	<i>Pa</i>	6.57E+05		Refrigered unit power	<i>W</i>	13767
Mass flow	<i>kg.s-1</i>	1.71		GY pressure	<i>Pa</i>	6.87E+05		yield	<i>%</i>	95
Density	<i>kg.m-3</i>	1030	1045	Water power	<i>W</i>	2738		Conso per hour	<i>Wh</i>	14492
GY av. Viscosity	<i>Pa.s</i>	0.05		GY power	<i>W</i>	1122				
Propylen glycol at 50%				pump yield	<i>%</i>	95				
T°C at input	<i>°C</i>	12		motor yield	<i>%</i>	95				
Mass flow	<i>kg.s-1</i>	4.019		Consumption per hour (water)	<i>Wh</i>	3033				
	<i>m3.h-1</i>	15.00		Consumption per hour (GY)	<i>Wh</i>	1243				
T°C at discharge	<i>°C</i>	23								
T°C sortie YG										
GY T°C at discharge	<i>°C</i>	15								
Heat transfer surface	<i>m2</i>	8.7								
Annular exchanger intern dia	<i>m</i>	0.027								
Annular exchanger extern dia	<i>m</i>	0.048								
Length	<i>m</i>	103								
Duration	<i>s</i>	30.6								
CIP										
Water mass	<i>kg</i>	24423								
Acid detergent mass	<i>kg</i>	13								
Alcalin detergent mass	<i>kg</i>	35								
Electricity	<i>Wh</i>	15928								
Steam mass	<i>kg</i>	2920								
Natural gas volume	<i>m3</i>	223								
(total per day)										

Note explaining the difference between UF and CE for steam and natural gas consumption

The regenerative design of the heat exchangers (Figure F.1) uses the hot skimmed milk circulating in the system after thermal treatment at 90 °C to pre-heat the raw milk up to 55°C before skimming. The upper flow rate of the hot skimmed milk (18.56 m³.h⁻¹) for CE as compared to the outgoing hot concentrated skimmed milk (5.90 m³.h⁻¹) from the thermal treatment section for UF improves heat exchange with the cold raw milk section before skimming.

4. Life cycle inventory: key parameters and reference flows

Table F.6 : LCA key parameters and reference flows

CRADLE TO GRAVE INVENTORY - INTERMEDIATE FLOWS for a line treating 20,000 l.h-1 of raw milk												
Functional unit : 1 kg of yogurt consumed												
(Flows are calculated before losses and watage and co-products allocation)												
Life cycle steps	Operation	Key parameters and data sources					Reference flows per funtional unit					Comments
		Data	Quantity	Unit	Source	Data used from ecoinvent 3.4	Flow	Quantity (CE)	Quantity (FO)	Quantity (UF)	Unit	
Supply chain ingredients												
Supply chain ingredients	Raw Milk production in Quebec	Cow milk production in Quebec	1.00	kg	–	ecoinvent 3.4 : Cow milk [CA-QC] milk production, from cow Alloc Rec, U	Raw milk Qc	3.59E+00	2.83E+00	3.50E+00	kg	This dataset represents the production of conventional milk from dairy cows, in Québec (Canada), in 2009-2011. The module includes the consumption of feed, and the operation of cattle housing systems for the management of the dairy herd and the production of cow milk. The functional unit is 1 kg of Fat and Protein Corrected Milk (FPCM) raw milk from Québec dairy farms. The FPCM correction is made for a conversion to a 4.0% fat and 3.3% true protein content, following the equation provided by the International Dairy Federation (IDF): FPCM (kg/yr) = Production (kg/yr) x [0.1226 x Fat% + 0.0776 x Protein% + 0.2534]. Live animals (culled cows and calves) sold for slaughtering are by-products, as well as solid and liquid manure.
	Raw milk (Qc) transportation to plant	Losses & wastage at farm	3.50	%	Average of FAO (2011), Gunders (2012), Bareille (2015)	–	Transport	6.54E-01	5.16E-01	6.37E-01	t.km	
		Average distance of transport from farm to plant in Qc	182.00	km	PLQ (2016) : Annual report	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EUROS [RoW]] Cut-off, U						
	MPC production	Cow milk production in USA or Qc for 1 Kg MPC 80 in powder	16.50	kg	Thoma (2013)	Dataset, Thoma (2007-2008) Milk, at farm, national average/US U System or : Cow milk [CA-QC] milk production, from cow Alloc Rec, U	MPC Powder	–	2.92E-02	–	kg	Milk data from USA are based on the same scope and functional unit than Qc milk with data collected during years 2007-2008. More details are available on Thoma (2013) : MPC quantity required are based on Benoit & Houssard simulation (2017)
		Raw milk losses & wastage at farm	3.50	%	Average of FAO (2011), Gunders (2012), Bareille	–	Liquid MPC	–	1.19E-01	–	kg	
		Paking material (for 1 kg MPC 80)	0.01	kg	Internal calculation	Kraft paper, unbleached [GLO] market for Cut-off, U	Kraft paper (for MPC powder)	–	2.92E-04	–	Kg	
		Electricity processing (for 1 kg MPC 80)	0.30	Kwh		Electricity, medium voltage [US] market group for Cut-off, U or Heat, district or industrial, natural gas [WECC, US only] heat and power co-generation, natural gas, conventional power plant, 100MW electrical Cut-off, U	Electricity (for MPC powder)	–	8.87E-03	–	kWh	
		Natural gas (for 1 kg MPC 80)	19.51	MJ		Tap water [RoW]] tap water production, direct filtration treatment Cut-off, U	Natural gas (for MPC powder)	–	2.32E+00	–	MJ	
		Tap water (for 1 kg MPC 80)	0.68	kg		Water, deionised, from tap water, at user [RoW]] production Cut-off, U	Tap water(for MPC powder)	–	1.99E-04	–	Kg	
		Water deionised	7.40	kg	Simulation, Benoit & Houssard (2017) + Yee (2013) + Prasad (2005)	Nitric acid, without water, in 50% solution state [GLO] market for Cut-off, U	Water deionised (for MPC powder)	–	6.57E-02	–	Kg	
		Nitric acid	4.12E-04	kg		Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state [GLO] market for Cut-off, U	Nitric Acid (for MPC powder)	–	9.56E-04	–	Kg	
		Sodium hydroxide	1.07E-03	kg		Chemical factory, organics [GLO] market for Cut-off, U	Sodium hydroxide (for MPC powder)	–	2.13E-07	–	Kg	
		Other chemicals	1.81E-11	kg		Modified to USA_Wastewater from potato starch production [CA-QC] treatment of, capacity 1.1E10/year Alloc Rec, U	Other chemicals (for MPC powder)	–	1.19E-12	–	Kg	
		Wastewater treatment	1.10E-03	m3		Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EUROS [RoW]] Cut-off, U	Wastewater treatment	–	3.22E-05	–	m3	
	Raw milk or diafiltered milk regional transportation (USA-USA or Qc-Qc)	Average distance of transport from farm to plant (Qc or USA)	182.00	km	Estimate based on Qc	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EUROS [RoW]] Cut-off, U	Transport	–	8.77E-02	–	t.km	
	MPC transportation from USA to Qc Manufacturing plant	MPC powder	1500.00	km	Estimate based on av. distance from Wisconsin state (US) to Montreal (Qc)	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EUROS [RER]] Cut-off, U	Transport	–	4.38E-02	–	t.km	
	MPC transportation from USA to Qc Maqufacturing plant	MPC liquid	1500.00	km	Estimae based on av. distance from Wisconsin state (US) to Montreal (Qc)	Transport, freight, lorry with refrigeration machine, 7.5-16 ton, EUROS, R134a refrigerant, cooling [GLO]] Cut-off, U	Transport	–	1.78E-01	–	t.km	

Table F.6 : LCA key parameters and reference flows (cont'd)

Life cycle steps	Operation	Key parameters and data sources					Reference flows per functional unit					Comments
		Data	Quantity	Unit	Source	Data used from ecoinvent 3.4	Flow	Quantity (CE)	Quantity (FO)	Quantity (UF)	Unit	
Supply chain primary packaging												
Supply chain - Primary Packaging	PP Polypropylene container	PP container size	500.00	g	Manufacturers Survey, Houssard (2017-2018)	–	Total PP containers	1.77E-02	1.77E-02	1.77E-02	kg	Major part of GY production in Quebec & Ontario is sold in 500 ml container (of 612 ml / 500 g product capacity) mostly thermoformed, but thermoformed pack of 100 g in PS are growing. For the purpose of this study only bulk container of 612 ml are included.
		Weight	17.50	g	Manufacturers Survey, Houssard (2017-2018)	Polypropylene, granulate [GLO] market for Cut-off, U	Thermoformed PP containers	1.51E-02	1.51E-02	1.51E-02	kg	
		Rate of thermoformed PP containers	85.00	%	Manufacturers Survey, Houssard (2017-2018) + Plastipak interview (2014)	Modified_Thermoforming of plastic sheets [CA] processing Alloc Rec, U	Injected PP containers	2.55E-03	2.55E-03	2.55E-03	kg	
		Rate of injected PP containers	15.00	%	Manufacturers Survey, Houssard (2017-2018) + Plastipak interview (2014)	Injection moulding [CA-QC] Injection moulding Cut-off, U	Thermoforming process	3.76E-02	3.76E-02	3.76E-02	kg	Including thermoformed PS containers and PP containers
		Rate of PP containers on total (PS+PP)	50.00	%	Manufacturers Survey, Houssard (2017-2018) + ecoinvent 3.4 documentation, yogurt production, from cow milk CA-QC	–	Injection process	2.94E-03	2.94E-03	2.94E-03	kg	
		Injection process yield	99.40	%	ecoinvent documentation	Injection moulding [CA-QC] Injection moulding Cut-off, U						Including injection of HDPE lids
		Thermoformed process yield	94.60	%	ecoinvent documentation	Modified_Thermoforming of plastic sheets [CA] processing Alloc Rec, U						
		Pastic waste at plant	0.0040	kg/kg of GY	Gonzalez-Garcia (2013)	–						Plastic waste at plant is attributed at 50 % to PP containers and 50 % to PS containers
		PP Recycling rate	14.70	%	Recyc-Québec (2017); Recyc-Québec (2015)	–						Recycling rate is deducted from raw material quantity based on end of life recycling methodology. PP is recycled but PS is not recycled in current Quebec facilities.
	PS Polystyrene container	PS container size	100.00	g	Manufacturers Survey, Houssard (2017-2018)							Containers are thermoformed on line at milk processor plant
		Weight	3.49	g	Calculated based on ecoinvent 3.3 documentation, yogurt production, from cow milk CA-QC + Manufacturers Survey, Houssard (2017-2018); direct weighting Liberté container = 4 g	Polystyrene, general purpose [GLO] market for Cut-off, U	Thermoformed PS containers	2.04E-02	2.04E-02	2.04E-02	kg	
		Rate of thermoformed PS containers	100.00	%	Manufacturers Survey, Houssard (2017-2018)	Modified_Thermoforming of plastic sheets [CA] processing Alloc Rec, U	Thermoforming process	2.04E-02	2.04E-02	2.04E-02	kg	
		Rate of PS containers on total (PS + PP)	50.00	%	Manufacturers Survey, Houssard (2017-2018)						There is a switch in trend towards individual containers in PS to high volumes 500 g and + PP containers. Current estimation is tested in the sensibility analyses.	
	Sealing	Weight of PET Seal for 500 g PP container	0.50	g	Extrapolated from Keoleian (2004)	Polyethylene terephthalate, granulate, amorphous [GLO] market for Cut-off, U	PET seal	5.12E-04	5.12E-04	5.12E-04	kg	Including extrusion of HDPE lids and PET seals
		Extrusion process yield	97.60	%	ecoinvent documentation	Extrusion, plastic film [CA-QC] production Cut-off, U	Extrusion process	7.68E-03	7.68E-03	7.68E-03	kg	
		Weight of laminated paper Seal for 100 g PS container	0.24	g	Manufacturers Survey, Houssard (2017-2018)	Proxy Paper, melamine impregnated [GLO] market for Cut-off, U	Laminated paper seal	1.20E-03	1.20E-03	1.20E-03	kg	
	Lid HDPE	Weight of Lid for 500 g PP container	7.00	g	Manufacturers Survey, Houssard (2017-2018)	Polyethylene, high density, granulate [GLO] market for Cut-off, U	HDPE Lid	7.17E-03	7.17E-03	7.17E-03	kg	
	Cardboard	Average Weight for 100 g container wrapping (4 or 8 packs)	22.68	g	Extrapolated from Keoleian (2004); direct measure : Liberté GY 4 paks : 19 g	Solid bleached board [CA-QC] production Cut-off, U	Cardboard	5.73E-03	5.73E-03	5.73E-03	kg	Estimated average of 6 containers per pack. 73 % is recycled. Recycled material is credited with the cut-off modeling and not included here.
		Cardboard waste at plant	2.15	g/kg YG	Gonzalez-Garcia (2013)	–						

Table F.6 : LCA key parameters and reference flows (cont'd)

Life cycle steps	Operation	Key parameters and data sources				Reference flows per funtional unit					Comments			
		Data	Quantity	Unit	Source	Data used from ecoinvent 3.4	Flow	Quantity (CE)	Quantity (FO)	Quantity (UF)		Unit		
Supply chain secondary packaging														
S. chain - 2ry packaging	Corrugated board	Weight for 6 packs of 500 g container per tray	95.00	g	Manufacturers Survey, Houssard (2017-2018) + Estimation based on Keoleian (2004) per Interpolation	Corrugated board box [CA-QC] production Cut-off, U	Corrugated board	1.33E-02	1.33E-02	1.33E-02	kg	Mix of trays (6*500 g) and boxes (24*100g) recycled at 73 % (0.79*0.925). Recycled material is credited with the cut-off mdeling and not included here.		
		Weight for a box of 24 units of	158.00	g									Keoleian (2004)	
	Wood pallet	Weight	18.14	Kg	Keoleian (2004)	EUR-flat pallet [GLO] market for Cut-off, U	Wood Pallet	1.41E-04	1.41E-04	1.41E-04	kg			
	Stretch Wrap film (LLDPE)	Number of reused	300.00	times										
		Number of 500 g container per	780.00	u										
		Number of 100 g container per	4800.00	u										
	LLDPE Weight per pallet	331.00	g	Keoleian (2004)	Polyethylene, linear low density, granulate [GLO] market for Cut-off, U	LLDPE	7.88E-04	7.88E-04	7.88E-04	kg	Recycling and losses included in PP and PS containers.			
		Extrusion process yield	97.60	%	ecoinvent documentation	Extrusion, plastic film [CA-QC] production Cut-off, U	Extrusion process	7.88E-04	7.88E-04	7.88E-04			kg	
GY plant processing														
Plant processing	Milk filling & storage at 4°C	Electricity consumption at 20000 l.h-1	816	Wh	Simulation Benoit & Houssard (2017)	Electricity, medium voltage [CA-QC] market for Cut-off, U	Electricity	1.36E-04	1.07E-04	1.33E-04	kWh	Simulation is based on a line running at 20000 l.h-1 (raw milk input) eq. to treating 20747 kg.h-1 of milk (based on a density of 1037 g.l-1 at 4 °C. Raw milk is stored into 2 insulated silos of 10 m3 filled by the bottom to avoid air incorporation in milk. Milk stays around 1 hour in silo.		
		Raw milk flow at input	20,000	l.h-1									Simulation Benoit & Houssard (2017)	
		Milk density at 4°C	1,037	kg.l-1										
		CE : GY output	5,979	kg.h-1										
	FO : GY output	7,597	kg.h-1	Simulation Benoit & Houssard (2017)	Electricity, medium voltage [CA-QC] market for Cut-off, U	Electricity	1.55E-04	1.27E-04	2.46E-04	kWh	Raw milk is heated from 4 to 55 °C in a heat exchanger of 217 m2 in 61s. Energy required is optimized by a heat exchanger regeneration system all along the process line (skimming heating, thermal treatment and fermentation). Natural gas consumption for all the heating processes is attributed to the heating treatment process only. There is no need for external heating source in between 4 and 55°C (heat exchanged with steam).			
		UF : GY output	6,145										kg.h-1	
		Heating raw milk at 55°C	CE : electricity consumption	930	Wh	Simulation Benoit & Houssard (2017)	Electricity, medium voltage [CA-QC] market for Cut-off, U	Electricity	1.55E-04	1.27E-04			2.46E-04	kWh
	FO : electricity consumption		966	Wh										
	UF : electricity consumption		1514	Wh										
	Skimming	Skimmer	10,796	Wh	Simulation Benoit & Houssard (2017)	Electricity, medium voltage [CA-QC] market for Cut-off, U	Electricity	3.61E-03	2.84E-03	3.51E-03		kWh	2 skimmers with a capacity of 10 m3.h-1 of milk at entrance and 1.06 m3.h-1 of cream at discharge each are used. Simulation results provide a good fat yield : Only 0.04 % of fat remained in skimmed milk after skimming.	
		Number of skimmer	2	u										
		Skimmed milk	9354	kg.h-1										
		Cream	1020	kg.h-1										
	Protein rehydration (FO-P-US only)	FO-P-US : electricity consumption	5720	Wh	Simulation Benoit & Houssard (2017)	Electricity, medium voltage [CA-QC] market for Cut-off, U	Electricity FO-P-US	-	7.53E-04	-	kWh	The milk protein concentrate (MPC) powder is first rehydrated with water to reach 24 % (w/w) concentration, then mixed to the skimmed milk in order to reach 4.2% (w/w) proteins in the fortified skimmed milk. When the MPC comes in liquid form instead of power, the first step of rehydration is avoided resluting in water and energy savings.		
		FO-P-US : water consumption	512	kg										
	Mixing (FO only)	FO : electricity consumption (mixing only)	584	Wh	Simulation Benoit & Houssard (2017)	Electricity, medium voltage [CA-QC] market for Cut-off, U	Electricity FO-L-US & Qc	-	7.68E-05	-	kWh			molecular weight spiral PES membrane under a transmembrane pressure of 5,51E5 Pa at 55°C
		UF : electricity consumption	6203	Wh										
	Ultrafiltration	Retentate output	6145	kg	Simulation Benoit & Houssard (2017)	Electricity, medium voltage [CA-QC] market for Cut-off, U	Electricity	-	-	1.01E-03	kWh			
		Permeate output (whey)	12563	kg										
		Retentate output	6145	kg										
Thermal treatment at 90°C for 5 minutes	CE : electricity consumption	8608	Wh	Simulation Benoit & Houssard (2017)	Electricity, medium voltage [CA-QC] market for Cut-off, U	Electricity	1.44E-03	1.35E-03	1.04E-03	kWh	The heat exchanger is part of the regeneration system (see figure in CE, Fo, UF Simulation). All natural gas consumed on the line for water heating is included in this operation. The boiler makes steam water at 5 bar and 150 °C (ratio NG/Steam = 0.0765 m3.kg-1). Zero water/steam loss has been considered at the boiler.			
	FO : electricity consumption	10258	Wh											
	UF : electricity consumption	6387	Wh		Heat, district or industrial, natural gas [CA-QC] market for Cut-off, U	Natural gas	6.18E-01	4.90E-01	7.37E-01	MJ				
	CE : natural gas consumption	99	m3.h-1											
	FO : natural gas consumption	99.7	m3.h-1											
	UF : natural gas consumption	121.4	m3.h-1											
Natural gas converted rate in MJ	37.3	MJ.m3	Office National de l'énergie du Canada (2018)											
Homogenisation at 65 °C & 170-200 bars (optional)	Cooling at 65°C electricity cons.	1,824	Wh	Simulation Benoit & Houssard (2017)	Electricity, medium voltage [CA-QC] market for Cut-off, U	Electricity	1.74E-02	-	-	KWh		Homogenisation process has been simulated only for the CE option. Homogenisation is usually done before thermal treatment when partial skimming is operated and at this step (between thermal treatment and fermentation) when a full skimming is operated.		
	Homommogenisation electricity	101,812	Wh											
	42°C electricity cons.	398	Wh											

Table F.6 : LCA key parameters and reference flows (cont'd)

Life cycle steps	Operation	Key parameters and data sources					Reference flows per functional unit					Comments			
		Data	Quantity	Unit	Source	Data used from ecoinvent 3.4	Flow	Quantity (CE)	Quantity (FO)	Quantity (UF)	Unit				
GY plant processing															
Plant processing	Cooling at 42°C	CE : electricity consumption	1479	Wh	Simulation Benoit & Houssard (2017)	Electricity, medium voltage [CA-QC] market for Cut-off, U	Electricity	2.47E-04	2.08E-04	4.05E-05	kWh	The heat exchanger is part of the regeneration system. Heat exchange with cold milk at 4°C in this section.			
		FO : electricity consumption	1583	Wh											
		UF : electricity consumption	249	Wh											
	Fermentation at 42°C for 5 to 8 hours	CE : electricity consumption	1718	Wh	Simulation Benoit & Houssard (2017)	Electricity, medium voltage [CA-QC] market for Cut-off, U	Electricity	2.87E-04	2.46E-04	4.39E-05	kWh	Fermentation is done by batch of 5 to 8 hours. 1 hour of CIP is included between 2 batches. Tank stirring is not included. Stirring is done at pump discharge. Electricity included is for pump at intrance and discharge. Cooling water to maintain tank temperature is not included at this step (all water flows are supposed to be recirculated).			
		FO : electricity consumption	1865	Wh											
		UF : electricity consumption	270	Wh											
	Centrifugation at 35 - 40°C	electricity consumption per separator	45000	Wh	GEA Technical sheet - Separator KDE 45-02-076 GEA Technical sheet - Separator KDE 45-02-076 Manufacturers Survey, Houssard (2017-2018) -> 0,3 % proteins in whey Manufacturers Survey, Houssard (2017-2018) -> 0.48 % proteins in whey	Electricity, medium voltage [CA-QC] market for Cut-off, U	Electricity	1.51E-02	1.18E-02	–	kWh	GY concentration is done using 2 separators. GY mathematical model of centrifugation were not available at time of simulation. Data has been collected directly from the manufacturer (GEA) and the GY manufacturers. Rejection rate are calculated based on % proteins in whey (0.3 % in CE and 0.48 % in FO). Final results reported here are slightly different from the 2017 data included in the simulation datasheets.			
		Nb of separators	2	u									Whey output	2.13E+00	1.56E+00
		CE : protein rejection rate	5.6	%											
		FO : protein rejection rate	8.4	%											
		CE : GY output	5,979	kg		Calculation - Mass balance									
		FO GY output	7,597	kg		Calculation - Mass balance									
		CE : whey output	12,729	kg		Calculation - Mass balance									
	FO : whey output	11,845	kg	Calculation - Mass balance											
	Cooling at 15°C	CE : electricity consumption	18,545	Wh	Simulation Benoit & Houssard (2017)	Electricity, medium voltage [CA-QC] market for Cut-off, U	Electricity	3.10E-03	3.54E-03	3.05E-03	kWh	Cooling is done as quick as possible (30 s.) to reduce the bacteria activity and to stabilize the pH. The concentrated fermented milk is cooled in an annular heat exchanger of 8.7 m2. The cooling circuit use propylene glycol at 50 % in a closed loop. 289 kg of propylen glycol circulate in the cooling circuit. Based on processing specialists recommendation, there is no product loss. Therefore propylen glycol impacts are supposed negligible and are not included.			
		FO : electricity consumption	26,875	Wh											
		UF : electricity consumption	18,768	Wh											
	CIP	Number of hours of operation per day (yogurt production)		16	h/d	Simulation, Benoit & Houssard (2017) + Yee (2013)	Electricity, medium voltage [CA-QC] market for Cut-off, U	Electricity	1.67E-04	1.64E-04	1.62E-04	kWh			
			CE and UF : Electricity consumption per day	15,928	Wh/d										
			FO : Electricity consumption	19,910	Wh/d		Modified from [CH] - Water, deionised, from tap water, at user [CA-QC] production Alloc Rec, U	Water	2.55E-01	2.51E-01	2.48E-01	kg			
			CE & UF : Water consumption per day	24,423	kg/d										
			FO : Water consumption per boiler	30,529	kg/d		Heat, district or industrial, natural gas [CA-QC] market for Cut-off, U	Natural gas	8.71E-02	8.57E-02	8.48E-02	MJ			
			boiler	8,333	MJ/d										
			FO : Natural gas for boiler	10,416	MJ/d		Nitric acid, without water, in 50% solution state [GLO] market for Cut-off, U	Nitric Acid	1.39E-04	1.37E-04	1.35E-04	kg			
			CE and UF : Nitric Acid	13	kg/d										
			FO : Nitric acid	17	kg/d		Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state [GLO] market for Cut-off, U	Sodium hydroxyde	3.61E-04	3.55E-04	3.51E-04	kg			
			CE and UF : Sodium hydroxyde	35	kg/d										
			FO : Sodium hydroxyde	43	kg/d										
			Packaging and storage at 4°C	Electricity consumption	85,112		Wh	Calculation based on Prasad 2004,2005)	Electricity, medium voltage [CA-QC] market for Cut-off, U	Electricity	1.42E-02	1.42E-02		1.42E-02	kWh

Table F.6 : LCA key parameters and reference flows (cont'd)

Life cycle steps	Operation	Key parameters and data sources					Reference flows per funtional unit					Comments	
		Data	Quantity	Unit	Source	Data used from ecoinvent 3.4	Flow	Quantity (CE)	Quantity (FO)	Quantity (UF)	Unit		
GY plant processing													
	General utilities	Plant ventilation and lighting	56,741	Wh	Calculation based on Prasad 2004,2005)	Electricity, medium voltage [CA-QC] market for Cut-off, U	Eletricity	9.49E-03	9.49E-03	9.49E-03	kWh	Prasad (2004,2005) : up to 19 % of total energy cost	
		General water usage	17,586	kg.h-1	Calculation based on Gonzalez-Garcia (2013)	Tap water [CA-QC] market for Cut-off, U corrected	Tap water	2.94E+00	2.31E+00	2.86E+00	Kg	Difference of Gonzalez-Garcia (2013) study and water consumption flow from CIP included in the simulation.	
	Wastewater treatment	CE & UF : Water treatment	19.11	m3	Calculated based on CIP anf general water flow.	Proxy based on COD =2 kg/m3. Adapted Wastewater from [CH] Wastewater from potato starch production [CA-QC] treatment of,	Wastewater treatment	3.20E-03	2.57E-03	3.11E-03	m3		
		FO : Water treatment	19.49	m3									
		Plant solid wastes	Plastic per ton of yogurt	4.00	Kg/t	Gonzalez-Garcia (2013)	Waste plastic, mixture (RoW)] treatment of waste plastic, mixture, sanitary landfill Cut-off, U	Platic Mix landfill disposal	4.00E-03	4.00E-03	4.00E-03	Kg	
			Cardboard & paper per ton of yogurt	2.15	Kg/t	Gonzalez-Garcia (2013)	Waste paperboard (RoW)] treatment of, sanitary landfill Cut-off, U or Paper (waste treatment) [GLO] recycling of paper Cut-off, U	Cardboard landfill disposal	5.85E-04	5.85E-04	5.85E-04	Kg	
							Municipal waste collection service by 21 metric ton lorry (RoW)] processing Cut-off, U	Cardboard recycled	1.56E-03	1.56E-03	1.56E-03	Kg	
Municipal Waste transportatio			100	km	Assumption		Waste collection	6.15E-04	6.15E-04	6.15E-04	t.km		
Distribution													
Distribution	Transportation	Average nb of km from plant to distribution central and groceries	145.00	km	Calculation based on average distances (round trip) between Ste-Hyacinthe and the major towns in Quebec regrouping 85 % of the population	Transport, freight, lorry with refrigeration machine, 7.5-16 ton, EURO5, R134a refrigerant, cooling [GLO] market for Cut-off, U	Transportation in refrigerated truck	1.45E-01	1.45E-01	1.45E-01	t.km	Calculation based on av.distance between plant and cities regrouping 85 % of the population	
		Average time of refrigeration at retailer	186.10	Kwh/t	Gonzalez-Garcia (2013)	Electricity, medium voltage [CA-QC] market for Cut-off, U	Electricity	1.86E-01	1.86E-01	1.86E-01	KWh		
	Solid Waste	Plastic wrap to landfill	0.0008	kg/kg GY	Calculation based on secondary packaging quantity	Waste plastic, mixture (RoW)] treatment of waste plastic, mixture, sanitary landfill Cut-off, U	Platic waste	7.88E-04	7.88E-04	7.88E-04	kg	Plastic is assumed to be 100% landfill. % of plastic recycled is done on PP and PET containers.	
		Corrugated box landfill	0.0133	kg/kg GY	Calculation based on secondary packaging quantity	Paper (waste treatment) [GLO] recycling of paper Cut-off, U	Corrugated waste	1.33E-02	1.33E-02	1.33E-02	kg		
		Corrugated box recycling	0.0355	kg/kg GY	Calculation based on packaging and end-of-life section	Paper (waste treatment) [GLO] recycling of paper Cut-off, U	Corrugated recycling	3.55E-02	3.55E-02	3.55E-02	kg	Recycled corrugated board is not included in secondary packaging flow. It is a credit due to the cut off modeling.	
		Municipal Waste transportatio	100	km	Assumption	Municipal waste collection service by 21 metric ton lorry (RoW)] processine Cut-off, U	Waste collection	4.95E-03	4.95E-03	4.95E-03	t.km		

Table F.6 : LCA key parameters and reference flows (cont'd)

Life cycle steps	Operation	Key parameters and data sources					Reference flows per functional unit					Comments	
		Data	Quantity	Unit	Source	Data used from ecoinvent 3.4	Flow	Quantity (CE)	Quantity (FO)	Quantity (UF)	Unit		
Consumption													
Consumption	Transportation	Average nb of km in car (round trip) from grocery to household in Québec	4.75	Km/trip	Calculation based on données de l'Institut de la statistique du Québec - Régions - Panorama des régions du Québec, édition								
		Number of kg of yogurt per household per year	4.60	kg/year	Calculation based on http://www.groupeageco.ca/fsl/ ; http://www.stat.gouv.qc.ca/statistiques/population-demographie/familles-menages/tableau_04.htm ; Nielsen (2017)	Transport, passenger car, medium size, petrol, EURO 5 (RoW) transport, passenger car, medium size, petrol, EURO 5 Cut-off, U	Transportation	1.46E-01	1.46E-01	1.46E-01	km	Calculation is as followed : Av. Round trip (4.75 km)* x Nb of trip per year (52) x % of dairies in grocery basket (15%) x % of yogurt in dairies (10/110 = 9.09 %) x % Market share of GY (20%) / Nb of kg of yogurt/p/year (10 kg) x Market share of GY (20%) x Av. Nb of person/household (2.3 p).	
		% of greek yogurt in grocery basket	0.0027	%	https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/publications/1766_resume.pdf ; http://www.groupeageco.ca/fsl/							(*) Av. Round trip is based on distance median in meter to the nearest grocery store.	
		Average nber of trip in car to grocery	52	u	Assumption								
		plastic bag used for transportation	Nb of plastic bag per ton of yogurt	4.00	kg/t	Hospido A, Vazquez ME, Cuevas A, Feijoo G, Moreira MT (2006) Environmental assessment of canned tuna manufacture with a life-cycle perspective. Resour Conserv Recy 47:56-72	Polyethylene, high density, granulate (GLO) market for Cut-off, U and Extrusion, plastic film (CA-QC) production Cut-off, U	Pastic	2.00E-03	2.00E-03	2.00E-03	Kg	Data is divided by 2 because plastic bag consumption has been reduced by 52 % in between 2007 and 2010 https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/571093/reduction-sacs-quebec
		Refrigeration + heating water	Electricity per ton of yogurt	54.70	kWh/t	Gonzalez-Garcia (2013)	Electricity, low voltage (CA-QC) market for Cut-off, U	Electricity	5.47E-02	5.47E-02	5.47E-02	KWh	Gonzalez-Garcia has based its energy consumption calculation on the volume occupied per yogurt in the refrigerator.
		Water for cleaning	Tap water per ton of yogurt	804.50	kg/t	Gonzalez-Garcia (2013)	Tap water (CA-QC) market for Cut-off, U corrected	Tap water	8.05E-01	8.05E-01	8.05E-01	Kg	Spoon, cup and dishwashing are not considered - negligible impacts
	Waste water treatment	Waste water from cleaning	804.50	Kg/t	Gonzalez-Garcia (2013)	Wastewater, average (CA-QC) treatment of wastewater, average, capacity 4.7E10l/year Cut-off, U	Waste water treatment	8.05E-04	8.05E-04	8.05E-04	m3		

Table F.6 : LCA key parameters and reference flows (cont'd and end)

Life cycle steps	Operation	Key parameters and data sources				Reference flows per functional unit					Comments	
		Data	Quantity	Unit	Source	Data used from ecoinvent 3.4	Flow	Quantity (CE)	Quantity (FO)	Quantity (UF)		Unit
Product final disposal												
Final disposal	Recycling	Paper, Cardboard	79.00	%	Recyc-Quebec (2015) Bilan de la gestion des matières résiduelles au Québec							
		Pastic recovered	16.00	%	Recyc-Quebec (2015)							
		Organic matter recovered	21.00	%	Recyc-Quebec (2015)							
		Av. Reject rate	7.90	%	Recyc-Quebec (2015)							
	Final disposal	PS is not recycled in Quebec										
	Landfill	96.72	%	Recyc-Quebec (2015)								Has been approximate to 100 % landfill
		Incinerator	3.28	%	Recyc-Quebec (2017) Bilan de la gestion des matières résiduelles au Québec							
	Pastic bag final disposal	Plastic bag recycling	0.5894	Kg/t	Calculation based on packaging and recycling data	Mixed plastics (waste treatment) [GLO] recycling of mixed plastics Cut-off, U	PET recycling	2.95E-04	2.95E-04	2.95E-04	kg	Data is divided by 2 because pastic bag consumption has been reduced by 52 % in between 2007 and 2010 https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/571093/reduction-sacs-quebec
			Plastig bag to landfill	3.4106	Kg/t	Calculation based on packaging and recycling data	Waste plastic, mixture (RoW) treatment of waste plastic, mixture, sanitary landfill Cut-off, U	PP recycling	2.30E-03	2.30E-03	2.30E-03	
	GY containers disposal	Plastic recycling	0.0023	kg/kg GY	Calculation based on packaging and recycling data		PET waste	1.71E-03	1.71E-03	1.71E-03		
Plastic to landfill			0.0395	kg/kg GY	Calculation based on packaging and recycling data		Plastic waste	3.95E-02	3.95E-02	3.95E-02	kg	
Cardboard recycling		0.0138	kg/kg GY	Calculation based on packaging and recycling data		Cardboard recycling	1.38E-02	1.38E-02	1.38E-02	Kg		
		Cardboard to landfill	0.0063	kg/kg GY	Calculation based on packaging and recycling data		Cardboard to landfill	6.35E-03	6.35E-03	6.35E-03	kg	

References

Bareille, Nathalie, et al. “Les Pertes Alimentaires En Filière Laitière.” *Innovations Agronomiques*, vol. 48, 2015, pp. 143–60,

<https://www6.inra.fr/ciag/content/download/5781/43549/file/Vol48-9-Bareille.pdf>.

FAO. *Global Food Losses and Food Waste – Extent, Causes and Prevention*. Rome Agriculture Organization of United Nations. Food and Agriculture Organization of United Nations - Rural Infrastructure and Agro-Industries Division. 2011, <http://www.fao.org/docrep/014/mb060e/mb060e00.pdf>.

GEA - Technical sheet KDE45-02-076 separator https://www.gea.com/en/productgroups/centrifuges-separation_equipment/centrifugal-separator/index.jsp

González-García, Sara, Érica G. Castanheira, Ana Cláudia Dias, and Luis Arroja. 2013. “Environmental Life Cycle Assessment of a Dairy Product: The Yoghurt.” *International Journal of Life Cycle Assessment* 18(4): 796–811. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0522-8>.

Gunders, Dana. *NRDC_2012_Wasted Food*. no. August, 2012, doi:12-06-B.

Keoleian, B. G. A., Phipps A. W., Dritz, T. and Brachfeld D., “Life Cycle Environmental Performance and Improvement of a Yogurt Product Delivery System,” pp. 85–103, 2004.

Office National de l'énergie du Canada <https://apps.neb-one.gc.ca/Conversion/conversion-tables.aspx?GoCTemplateCulture=fr-CA#s1ss2>; consulted 2018 March 12

PLQ. 2016. Les producteurs de lait du Québec. Bilan annuel 2016

Prasad, P., et al. *Eco-Efficiency for the Dairy Processing Industry*. 2005.

Prasad, Penny, and Bob Pagan. 2006. "Eco-Efficiency and Dairy Processing." *Australian Journal of Dairy Technology* 61(3): 231–37.

Prasad, Penny, et al. *Eco-Efficiency for the Dairy Processing Industry The UNEP Working Group for Cleaner Production in the Food Industry*. 2004, https://espace.library.uq.edu.au/data/UQ_40900/Eco-efficiency_manual_201_Pagan.pdf?Expires=1511960295&Signature=F2cmQrKZB6bXoORFogjJOVC2a6i5O2m5fu3hW6od7Kz3sHR56ez6Xxm2FR2-olXm2onGmTayXuU~RmwzJqbX89GIYrfGiZ4WiNwz3zj~jUhvNPIIbEqYF7f-oEQdbExDQSCmazrOXwNzV4~.

RECYC-QUÉBEC. *Bilan 2015 de La gestion Des Matières Résiduelles au Québec*. 2017, p. 39, <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2015.pdf>.

RECYC-QUÉBEC. *Bilan 20112 de La Gestion des Matières Résiduelles au Québec*. 2015, p. 39, <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2015.pdf>.

Salesse, Rébecca, et al. *Bilan GMR 2012 de La Gestion Des Matières Résiduelles Au Québec*. 2012.

Thoma, Greg, et al. "Regional Analysis of Greenhouse Gas Emissions from USA Dairy Farms: A Cradle to Farm-Gate Assessment of the American Dairy Industry circa 2008." *International Dairy Journal*, vol. 31, Elsevier, Apr. 2013, pp. S29–40, doi:10.1016/J.IDAIRYJ.2012.09.010.

Tomasula, P.M. et al. 2013. "Computer Simulation of Energy Use, Greenhouse Gas Emissions, and Process Economics of the Fluid Milk Process." *Journal of Dairy Science* 96(5): 3350–68. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022030213002257> (January 28, 2019).

Yee, W. C., et al. *Manual for the Fluid Milk Process Model and Simulator*. 2013, pp. 1–31.

5. MPC allocation factors

Table F.7 : MPC production systems in the USA or Québec: mass and economic allocation factors at each point of substitution

Allocation factor (AF)	Mass allocation				Economic allocation			
	Cream	S. milk	Permeate	Retentate	Cream	S. milk	Permeate	Retentate
Raw milk production and its transportation (SB1)								
USA	35%		23%	42%	50%		2%	47%
Qc	35%		23%	42%	57%		15%	28%
Reception, storage, pasteurization & skimming (SB2)								
USA	35%	65%			50%	50%		
Qc	35%	65%			57%	43%		
Ultrafiltration and diafiltration (SB2)								
USA			35%	65%			5%	95%
Qc			35%	65%			34%	66%
Spray-drying (*), packing (*) and transportation (SB2)								
USA				100%				100%
Qc				100%				100%
CIP								
USA	35%		23%	42%	50%		2%	47%
Qc	35%		23%	42%	57%		15%	28%

The economic allocations are base on milk components prices in the USA:

- USA class IV (Proteins: 3.98 USD.kg-1; Fat 5.35 USD.kg-1; Lactose 0.12 USD.kg-1)
- Québec class 7 (Proteins: 1.58 CAD.kg-1; Fat 7.24 CAD.kg-1; Lactose 1.58 CAD.kg-1) in 2017

To make the comparison easier, results with economic allocations were based on USA prices for MPC from the USA and Québec or on Québec but not a mix of USA prices for MPC USA and Québec prices for MPC Québec.

6. Losses and wastage (L&W) literature overview

Table F.8 : Dairy products losses and wastage (L&W) compiled data

Source	Region	Product	Value chain stage					Total
			Production & transportation	Manufacturing	Distribution	Consumption		
Burek (2018)	USA	Fluid milk	% (kg)		1.20%	12.00%	20-35 %	—
Parfitt (2016)	UK	Dairy	% (kg)	—	3.50%	—	—	—
AAFC (2015)	Canada	Dairy	% (kg)			11.00%	21.00%	—
Bareille (2015)	France	Yogurt	% (kg)	3.20%	2 à 4 %	—	—	—
González-García (2013)	Portugal	Yogurt	% (kg)				10.00%	—
Thoma (2013a)	USA	Fluid milk	% (kg)	—		12.00%	20.00%	—
Gunders (2012)	USA, Canada, Australia, New Zealand	Milk	% (kg)	3.25%	0.50%	0.25%	17.00%	20.00%
Buzby and Hyman, (2013)		Fluid milk	%(\$)	—	—	12.00%	18.00%	—
	USA	Other dairy product	%(\$)	—	—	8.00%	14.00%	—
Abdulla (2012)	Canada	Dairy products	% (kg)	—	—	—	—	27.57%
FAO (2011)	North America and Oceania	Milk	% (kg)	4.00%	1.20%	0.50%	15.00%	20.70%
Mena (2011)	UK and Spain	Milk	% (kg)	—	—	1-3%	—	—
		yogurt	% (kg)	—	—	>7%	—	—
Flysjö (2011)	Denmark	butter	% (kg)	—	1.00%	—	10.00%	—
Alonso (2010)	Spain	yogurt	% (kg)	—	1.00%	—	—	—
Berlin and Sonesson (2008)	Sweden	yogurt	% (kg)		5.00%			

Table F.8 : Dairy products losses and wastage (L&W) compiled data (cont'd and end)

Source	Region	Product	Value chain stage					Total
			Unit	Production & transportation	Manufacturing	Distribution	Consumption	
Kantor (1997)	USA	Fluid milk	(kg)	–	–	2.00%	30.00%	NA
		Other dairy product	(kg)	–	–	2.00%	30.00%	NA
		Lower estimate	(kg)	3.20%	0.50%	0.25%	10.00%	13.95%
		Upper estimate	(kg)	4.00%	5.00%	12.00%	30.00%	51.00%
		Average	(kg)	3.48%	3% (*)	5.47%	20.33%	29.29%

Note: Data in grey is not included in the compilation. (*) includes only data from yogurt.

References

- AAFC, 2015. An Overview of Canadian Food Loss and Waste Estimates. Webinars Speak. Ser. Rural Dev. Institute, Brand. Univ.
- Abdulla, M., Martin, R.C., Gooch, M., Jovel, E., 2012. The importance of quantifying food waste in Canada Value Chain Management International. J. Agric. Food Syst. Community Dev. 3, 137–151.
<https://doi.org/10.5304/jafscd.2013.032.018>
- Alonso, S., Herrero, M., Rendueles, M., Díaz, M., 2010. Residual yoghurt whey for lactic acid production. Biomass and Bioenergy 34, 931–938. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.01.041>
- Bareille, N., Gésan-Guizieu, G., Foucras, G., Coudurier, B., Randriamampita, B., Peyraud, J.-L., Agabriel, J., Redlingshöfer, B., 2015. Les pertes alimentaires en filière laitière. Innov. Agron. 48, 143–160.
- Berlin, J., Sonesson, U., 2008. Minimizing environmental impact by sequencing cultured dairy products: two case studies. J. Clean. Prod. 16, 483–498. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.10.001>
- Burek, J., Kim, D., Nutter, D., Selke, S., Auras, R., Cashman, S., Sauer, B., Thoma, G., 2018. Environmental Sustainability of Fluid Milk Delivery Systems in the United States. J. Ind. Ecol. 22, 180–195.
<https://doi.org/10.1111/jiec.12531>
- Buzby, J.C., Hyman, J., 2013. Total and per capita value of food loss in the United States - Comments. Food Policy 41, 63–64. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2013.04.003>

- FAO, 2011. Global food losses and food waste – Extent, causes and prevention. Rome Agriculture Organization of United Nations. Food and Agriculture Organization of United Nations - Rural Infrastructure and Agro-Industries Division. .
- Flysjö, A., 2011. Potential for improving the carbon footprint of butter and blend products. *J. Dairy Sci.* 94, 5833–5841. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.3168/jds.2011-4545>
- González-García, S., Castanheira, É.G., Dias, A.C., Arroja, L., 2013. Environmental life cycle assessment of a dairy product: The yoghurt. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 796–811. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0522-8>
- Gunders, D., 2012. Wasted: How America Is Losing Up to 40 Percent of Its Food from Farm to Fork to Landfill. <https://doi.org/12-06-B>
- Kantor, L.S., Lipton, K., Manchester, A., Oliveira, V., 1997. Estimating and Addressing America’s Food Losses 1264, 2–12.
- Mena, C., Adenso-Diaz, B., Yurt, O., 2011. The causes of food waste in the supplier-retailer interface: Evidences from the UK and Spain. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 648–658. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.09.006>
- Parfitt, J., Woodham, S., Swan, E., Castella, T., Parry, A., 2016. WRAP - Quantification of food surplus, waste and related materials in the grocery supply chain.
- Thoma, G., Popp, J., Nutter, D., Shonnard, D., Ulrich, R., Matlock, M., Kim, D.S., Neiderman, Z., Kemper, N., East, C., Adom, F., 2013a. Greenhouse gas emissions from milk production and consumption in the United States: A cradle-to-grave life cycle assessment circa 2008. *Int. Dairy J.* 31, S3–S14. <https://doi.org/10.1016/j.idairyj.2012.08.013>

7. LCA detailed results

7.1. LCA main numerical results

Method: IMPACTWorld+ (Default_Recommended_Endpoint 1.41) V1.41 / IMPACT World+ (Stepwise 2006 values) and IMPACTWorld+ (Default_Recommended_Midpoint 1.23) V1.23

Indicators: Damage assessment for HH and EQ; characterization midpoint for CC short term and FEU. Climate change contribution to HH and EQ endpoint indicators is removed purposely to avoid double counting.

Table F.9 : Cradle to grave LCA results with mass allocation. General legend: CE: centrifugation; FO-P-US: fortification by MPC powder from the USA; FO-L-US: fortification by liquid MPC from the USA; FO-L-Qc: fortification by liquid MPC from Québec.

									Distribution & consumption			
		Canadian Milk	Proteins (MPC)	Primary Packaging	Secondary Packaging	GY Process	Distribution	Consumption	Losses	Final disposal	Total impact	
Climate Change	kg CO2 eq	CE	1.62E+00	0	1.50E-01	1.19E-02	3.29E-02	6.85E-02	4.19E-02	5.61E-01	2.36E-02	2.51E+00
		FO-P-US	1.32E+00	5.77E-01	1.50E-01	1.19E-02	2.80E-02	6.85E-02	4.19E-02	6.40E-01	2.36E-02	2.86E+00
		FO-L-US	1.32E+00	5.95E-01	1.50E-01	1.19E-02	2.80E-02	6.85E-02	4.19E-02	6.45E-01	2.36E-02	2.88E+00
		FO-L-QC	1.32E+00	4.56E-01	1.50E-01	1.19E-02	2.80E-02	6.85E-02	4.19E-02	6.05E-01	2.36E-02	2.70E+00
		UF	1.63E+00	0	1.50E-01	1.19E-02	6.59E-02	6.85E-02	4.19E-02	5.73E-01	2.36E-02	2.56E+00
Human Health	DALY	CE	2.48E-06	0	2.69E-07	2.31E-08	1.28E-08	2.84E-08	2.32E-08	8.41E-07	6.56E-08	3.74E-06
		FO-P-US	2.02E-06	7.57E-07	2.69E-07	2.31E-08	1.21E-08	2.84E-08	2.32E-08	9.26E-07	6.56E-08	4.13E-06
		FO-L-US	2.02E-06	7.54E-07	2.69E-07	2.31E-08	1.20E-08	2.84E-08	2.32E-08	9.26E-07	6.56E-08	4.12E-06
		FO-L-QC	2.02E-06	6.91E-07	2.69E-07	2.31E-08	1.20E-08	2.84E-08	2.32E-08	9.07E-07	6.56E-08	4.04E-06
		UF	2.49E-06	0	2.69E-07	2.31E-08	1.81E-08	2.84E-08	2.32E-08	8.46E-07	6.56E-08	3.77E-06
Ecosystem Quality	PDF*m2*yr	CE	1.86E+00	0	1.37E-01	5.30E-02	2.80E-02	6.79E-02	3.66E-02	6.57E-01	9.83E-02	2.93E+00
		FO-P-US	1.51E+00	9.62E-01	1.37E-01	5.30E-02	2.63E-02	6.79E-02	3.66E-02	8.36E-01	9.83E-02	3.73E+00
		FO-L-US	1.51E+00	9.48E-01	1.37E-01	5.30E-02	2.61E-02	6.79E-02	3.66E-02	8.32E-01	9.83E-02	3.71E+00
		FO-L-QC	1.51E+00	5.17E-01	1.37E-01	5.30E-02	2.61E-02	6.79E-02	3.66E-02	7.07E-01	9.83E-02	3.15E+00
		UF	1.86E+00	0	1.37E-01	5.30E-02	3.43E-02	6.79E-02	3.66E-02	6.62E-01	9.83E-02	2.95E+00
Fossil and nuclear energy use	MJ deprived	CE	3.21E+00	0	4.02E+00	2.09E-01	4.95E-01	5.82E-01	7.11E-01	2.67E+00	1.17E-01	1.20E+01
		FO-P-US	2.61E+00	2.21E+00	4.02E+00	2.09E-01	4.18E-01	5.82E-01	7.11E-01	3.11E+00	1.17E-01	1.40E+01
		FO-L-US	2.61E+00	2.43E+00	4.02E+00	2.09E-01	4.17E-01	5.82E-01	7.11E-01	3.18E+00	1.17E-01	1.43E+01
		FO-L-QC	2.61E+00	9.99E-01	4.02E+00	2.09E-01	4.17E-01	5.82E-01	7.11E-01	2.76E+00	1.17E-01	1.24E+01
		UF	3.22E+00	0	4.02E+00	2.09E-01	1.03E+00	5.82E-01	7.11E-01	2.83E+00	1.17E-01	1.27E+01

Table F.10 : LCA results from plant manufacturing to final disposal (excluding raw milk and MPC); mass allocation

		PP	PS	Other	Heat	CIP &	Centrifugati					Distrib &			
		containers	containers	Pakaging	exchangers	water	on/Ultrafilt	ration	Other process	Distribution	Household	Plant losses	losses	Final	Total
														disposal	impact
Climate Change	CE	3.78E-02	8.03E-02	3.15E-02	2.66E-02	3.23E-03	1.40E-04	2.41E-03	6.85E-02	4.19E-02	5.51E-02	5.06E-01	2.36E-02	8.77E-01	
	FO-P-US	3.78E-02	8.03E-02	3.15E-02	2.19E-02	3.21E-03	1.14E-04	2.63E-03	6.85E-02	4.19E-02	6.33E-02	5.77E-01	2.36E-02	9.52E-01	
	FO-L-US	3.78E-02	8.03E-02	3.15E-02	2.19E-02	3.21E-03	1.14E-04	2.60E-03	6.85E-02	4.19E-02	6.38E-02	5.82E-01	2.36E-02	9.57E-01	
	FO-L-QC	3.78E-02	8.03E-02	3.15E-02	2.19E-02	3.21E-03	1.14E-04	2.60E-03	6.85E-02	4.19E-02	5.96E-02	5.46E-01	2.36E-02	9.17E-01	
	UF	3.78E-02	8.03E-02	3.15E-02	5.99E-02	3.27E-03	9.74E-06	2.41E-03	6.85E-02	4.19E-02	5.63E-02	5.17E-01	2.36E-02	9.22E-01	
Human Health	CE	4.75E-08	1.53E-07	6.77E-08	4.29E-09	1.97E-09	4.47E-11	6.39E-09	2.84E-08	2.32E-08	8.59E-08	7.55E-07	6.56E-08	1.24E-06	
	FO-P-US	4.75E-08	1.53E-07	6.77E-08	3.53E-09	1.91E-09	3.65E-11	6.54E-09	2.84E-08	2.32E-08	8.78E-08	8.39E-07	6.56E-08	1.32E-06	
	FO-L-US	4.75E-08	1.53E-07	6.77E-08	3.53E-09	1.91E-09	3.65E-11	6.45E-09	2.84E-08	Distribution	8.66E-08	8.39E-07	6.56E-08	1.30E-06	
	FO-L-QC	4.75E-08	1.53E-07	6.77E-08	3.53E-09	1.91E-09	3.65E-11	6.45E-09	2.84E-08	2.32E-08	8.49E-08	8.22E-07	6.56E-08	1.30E-06	
	UF	4.75E-08	1.53E-07	6.77E-08	9.67E-09	1.99E-09	3.11E-12	6.39E-09	2.84E-08	2.32E-08	8.69E-08	7.59E-07	6.56E-08	1.25E-06	
Ecosystem Quality	CE	1.96E-02	5.25E-02	6.54E-02	6.96E-03	2.94E-03	2.18E-03	1.19E-02	6.79E-02	3.66E-02	6.49E-02	5.92E-01	9.83E-02	1.02E+00	
	FO-P-US	1.96E-02	5.25E-02	6.54E-02	5.76E-03	2.72E-03	1.78E-03	1.51E-02	6.79E-02	3.66E-02	7.46E-02	7.61E-01	9.83E-02	1.20E+00	
	FO-L-US	1.96E-02	5.25E-02	6.54E-02	5.76E-03	2.72E-03	1.78E-03	1.49E-02	6.79E-02	3.66E-02	7.27E-02	7.59E-01	9.83E-02	1.20E+00	
	FO-L-QC	1.96E-02	5.25E-02	6.54E-02	5.76E-03	2.72E-03	1.78E-03	1.49E-02	6.79E-02	3.66E-02	6.42E-02	6.43E-01	9.83E-02	1.07E+00	
	UF	1.96E-02	5.25E-02	6.54E-02	1.54E-02	2.97E-03	1.52E-04	1.19E-02	6.79E-02	3.66E-02	6.57E-02	5.96E-01	9.83E-02	1.03E+00	
Fossil and nuclear energy use	CE	1.34E+00	1.86E+00	8.21E-01	4.32E-01	4.47E-02	9.01E-04	1.27E-02	5.82E-01	7.11E-01	2.40E-01	2.43E+00	1.17E-01	8.58E+00	
	FO-P-US	1.34E+00	1.86E+00	8.21E-01	3.55E-01	4.52E-02	7.35E-04	1.43E-02	5.82E-01	7.11E-01	2.76E-01	2.84E+00	1.17E-01	8.96E+00	
	FO-L-US	1.34E+00	1.86E+00	8.21E-01	3.55E-01	4.52E-02	7.35E-04	1.39E-02	5.82E-01	7.11E-01	2.68E-01	2.91E+00	1.17E-01	9.02E+00	
	FO-L-QC	1.34E+00	1.86E+00	8.21E-01	3.55E-01	4.52E-02	7.35E-04	1.39E-02	5.82E-01	7.11E-01	2.39E-01	2.52E+00	1.17E-01	8.60E+00	
	UF	1.34E+00	1.86E+00	8.21E-01	9.73E-01	4.52E-02	6.28E-05	1.27E-02	5.82E-01	7.11E-01	2.58E-01	2.57E+00	1.17E-01	9.29E+00	

Table F.11 : US raw milk versus Québec cow milk; FU: 1kg of raw milk

		Cow milk {CA-QC}	Milk, at farm, national average/US A	R5 : West Coast USA	R4 : South west plus high plains USA	R3 : Upper Midwest USA	R2 : Southeast USA	R1 : Northeast USA
Climate Change	kg CO2 eq.	1.27E+00	1.58E+00	1.70E+00	1.81E+00	1.42E+00	1.73E+00	1.30E+00
Human health	DALY	1.97E-06	2.05E-06	3.08E-05	1.49E-05	5.31E-06	1.27E-05	6.25E-06
Ecosystem Quality	PDF*m2*yr	1.48E+00	2.69E+00	2.68E+00	4.82E+00	1.68E+00	1.96E+00	1.84E+00
Fossil and nuclear energy use	MJ deprived	2.20E+00	5.06E+00	5.73E+00	5.20E+00	4.56E+00	6.47E+00	4.17E+00

Datasets: ecoinvent 3.4: cow milk {CA-QC} milk production, from cow | Alloc Rec, U for Québec and Thoma (2007-2008) milk, at the farm, /US U System for the USA.

7.2. Midpoint indicators contributing to the impacts on human health and ecosystem quality

Table F.12 : Cradle to grave impacts indicators at midpoint; FU: 1kg of GY consumed; mass allocation

Impact category	Unit	CE	FO-P-US	FO-L-US	FO-L-QC	UF
Climate change, short term	kg CO2 eq	2.51E+00	2.86E+00	2.88E+00	2.70E+00	2.56E+00
Climate change, long term	kg CO2 eq	1.64E+00	1.83E+00	1.85E+00	1.77E+00	1.69E+00
Land occupation, biodiversity	m2 arable la	1.72E+00	2.06E+00	2.06E+00	1.87E+00	1.73E+00
Land transformation, biodiversity	m2 arable la	2.69E-03	3.85E-03	3.84E-03	2.93E-03	2.70E-03
Fossil and nuclear energy use	MJ deprived	1.20E+01	1.40E+01	1.43E+01	1.24E+01	1.27E+01
Mineral resources use	kg deprived	5.95E-04	1.59E-03	1.60E-03	6.35E-04	5.98E-04
Water scarcity	m3 world-eq	9.36E-01	4.05E+00	4.05E+00	1.01E+00	9.39E-01
Freshwater acidification	kg SO2 eq	4.19E-03	5.77E-03	5.76E-03	4.50E-03	4.29E-03
Terrestrial acidification	kg SO2 eq	1.38E-02	1.95E-02	1.95E-02	1.50E-02	1.40E-02
Freshwater eutrophication	kg PO4 P-lim	1.23E-03	2.09E-03	2.08E-03	1.33E-03	1.23E-03
Marine eutrophication	kg N N-lim e	5.27E-04	1.73E-03	1.73E-03	5.66E-04	5.30E-04
Freshwater ecotoxicity	CTUe	9.65E+02	1.23E+03	1.19E+03	9.99E+02	9.71E+02
Particulate matter formation	kg PM2.5 eq	1.17E-06	1.62E-06	1.62E-06	1.26E-06	1.18E-06
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC eq	3.87E-03	5.37E-03	5.44E-03	4.13E-03	3.95E-03
Human toxicity cancer	CTUh	9.62E-09	1.26E-08	1.22E-08	9.97E-09	9.69E-09
Human toxicity non cancer	CTUh	6.91E-08	8.34E-08	8.33E-08	7.21E-08	6.95E-08
Ionizing radiations	Bq C-14 eq	2.93E+00	3.50E+00	3.60E+00	3.12E+00	2.93E+00
Ozone Layer Depletion	kg CFC-11 e	1.04E-07	1.14E-07	1.22E-07	1.10E-07	1.19E-07

Table F.13a : Cradle to grave HH impacts characterization at endpoint; FU: 1kg of GY consumed; mass allocation

	Unit	CE	FO-P-US	FO-L-US	FO-L-QC	UF
Water availability, human health	DALY	2.28E-06	2.14E-06	2.13E-06	2.47E-06	2.29E-06
Particulate matter formation	DALY	1.17E-06	1.62E-06	1.62E-06	1.26E-06	1.18E-06
Photochemical oxidant formation	DALY	1.36E-10	1.92E-10	1.94E-10	1.45E-10	1.39E-10
Human toxicity cancer, short term	DALY	1.10E-07	1.43E-07	1.39E-07	1.14E-07	1.11E-07
Human toxicity cancer, long term	DALY	8.74E-10	1.31E-09	1.29E-09	9.18E-10	8.92E-10
Human toxicity non-cancer, short term	DALY	1.52E-07	1.77E-07	1.77E-07	1.58E-07	1.53E-07
Human toxicity non-cancer, long term	DALY	3.45E-08	4.77E-08	4.80E-08	3.64E-08	3.49E-08
Ionizing radiation, human health	DALY	6.04E-10	7.10E-10	7.32E-10	6.44E-10	6.05E-10
Ozone layer depletion	DALY	2.11E-10	2.34E-10	2.50E-10	2.24E-10	2.43E-10

Table F.13b : Cradle-to-grave EQ impacts characterization at endpoint; FU: 1 kg of GY consumed; mass allocation

	Unit	CE	FO-P-US	FO-L-US	FO-L-QC	UF
Marine acidification, short term	PDF.m2.yr	1.02E-02	1.22E-02	1.25E-02	1.08E-02	1.09E-02
Marine acidification, long term	PDF.m2.yr	9.44E-02	1.13E-01	1.15E-01	9.92E-02	1.00E-01
Land occupation, biodiversity	PDF.m2.yr	1.24E+00	1.48E+00	1.47E+00	1.35E+00	1.24E+00
Land transformation, biodiversity	PDF.m2.yr	8.16E-01	1.10E+00	1.10E+00	8.83E-01	8.18E-01
Water availability, freshwater ecosystem	PDF.m2.yr	1.16E-05	3.93E-05	3.93E-05	1.24E-05	1.16E-05
Water availability, terrestrial ecosyste	PDF.m2.yr	2.74E-04	2.89E-04	2.89E-04	2.98E-04	2.76E-04
Thermally polluted water	PDF.m2.yr	4.92E-07	4.93E-07	4.94E-07	5.16E-07	4.94E-07
Freshwater acidification	PDF.m2.yr	1.75E-02	2.46E-02	2.46E-02	1.90E-02	1.78E-02
Terrestrial acidification	PDF.m2.yr	1.96E-01	2.76E-01	2.76E-01	2.13E-01	1.98E-01
Freshwater eutrophication	PDF.m2.yr	3.89E-03	6.22E-03	6.23E-03	4.23E-03	3.91E-03
Marine eutrophication	PDF.m2.yr	6.61E-03	2.16E-02	2.16E-02	7.10E-03	6.65E-03
Freshwater ecotoxicity, short term	PDF.m2.yr	1.73E-03	4.29E-03	4.40E-03	1.83E-03	1.74E-03
Freshwater ecotoxicity, long term	PDF.m2.yr	5.49E-01	6.96E-01	6.77E-01	5.68E-01	5.53E-01
Ionizing radiation, ecosystem quality	PDF.m2.yr	4.70E-10	4.60E-10	4.87E-10	5.01E-10	4.70E-10

Table F.14a : Raw milk HH impacts characterization; average US raw milk versus Québec cow milk; FU: 1 kg of raw milk

		Milk, at farm, national average/US Cow milk	
	Unit	A	{CA-QC}
Water availability, human health	DALY	4.43E-07	1.26E-06
Particulate matter formation	DALY	1.42E-06	6.44E-07
Photochemical oxidant formation	DALY	1.55E-10	5.45E-11
Human toxicity cancer, short term	DALY	8.08E-08	2.63E-08
Human toxicity cancer, long term	DALY	9.40E-10	2.12E-10
Human toxicity non-cancer, short term	DALY	7.62E-08	3.84E-08
Human toxicity non-cancer, long term	DALY	3.02E-08	8.95E-09
Ionizing radiation, human health	DALY	2.66E-10	1.93E-10
Ozone layer depletion	DALY	7.07E-11	6.05E-11

Table F.14b : Raw milk EQ impacts characterization; average US raw milk versus Québec cow milk; FU: 1 kg of raw milk

		Milk, at farm, national average/US Cow milk	
	Unit	A	{CA-QC}
Marine acidification, short term	PDF.m2.yr	5.37E-03	2.83E-03
Marine acidification, long term	PDF.m2.yr	4.95E-02	2.61E-02
Land occupation, biodiversity	PDF.m2.yr	1.03E+00	7.45E-01
Land transformation, biodiversity	PDF.m2.yr	9.38E-01	4.53E-01
Water availability, freshwater ecosystem	PDF.m2.yr	6.53E-05	5.04E-06
Water availability, terrestrial ecosystem	PDF.m2.yr	1.41E-04	1.64E-04
Thermally polluted water	PDF.m2.yr	9.75E-08	1.56E-07
Freshwater acidification	PDF.m2.yr	2.18E-02	9.54E-03
Terrestrial acidification	PDF.m2.yr	2.52E-01	1.13E-01
Freshwater eutrophication	PDF.m2.yr	6.75E-03	2.30E-03
Marine eutrophication	PDF.m2.yr	3.58E-02	3.35E-03
Freshwater ecotoxicity, short term	PDF.m2.yr	5.75E-03	3.49E-04
Freshwater ecotoxicity, long term	PDF.m2.yr	3.48E-01	1.24E-01
Ionizing radiation, ecosystem quality	PDF.m2.yr	4.22E-12	1.41E-10

The characterization of damages (Tables F.11, 14 and 15) reveals twice more EQ impacts in the USA than Québec for land transformation and territorial acidification. In the HH category, particulate matter formation and human toxicity have 2.2 and 2.12 times more impacts in the USA

than Québec, respectively, due to a higher level of maize crop and maize drying operations in the USA. The 19% discrepancy on CC impacts is a combination of methane (CH₄), oxide nitrous (N₂O) and carbon dioxide (CO₂) emissions from enteric fermentation, manure storage, soil fertilization and, to a lesser extent, crop production and farming energy consumption. The lower amplitude of CC (19%) compared to FEU discrepancy (56%) between the USA and Québec may be explained by higher nitrous oxide emissions caused by the more humid climate in Québec. A sensitivity analysis, based on data collected by Thoma at farms and regional level in USA (Thoma, Popp, Shonnard, et al., 2013) reveals notable gaps between regions, resulting in significant CC scores variations (respectively +2.5% in northeast; + 26% in southeast; + 10% in upper midwest; + 30% in southwest and high plains; + 25% on west coast) between Québec and the USA region concerned.

8. Complementary sensitivity analyses

8.1. Potential CC impacts reduction as a function of losses and wastage (L&W), energy consumption at plant and packaging parameters

A 1% reduction in L&W would decrease the CC impacts by 1.84E-2 eq. CO₂, whereas a 1% reduction in energy consumption (electricity and natural gas) would decrease CC by only 0.03E-2 eq. CO₂ impacts at the manufacturing plant. A 1% L&W reduction at the GY plant (yellow dot) is more effective than a 10% reduction in energy consumption to reduce CC impacts (Figure F.3). Even higher impact mitigation potential may be explored by reducing L&W at distribution and consumption, which represents 20% of the life cycle impacts.

Reducing the weight of single-serving PS containers or encouraging multi-serving PP containers could have a greater benefit on CC than efforts to reduce plant energy consumption. As highlighted in the dairy LCA literature, this confirms that manufacturers' efforts to reduce weight or losses or improve the design or material selection of primary packaging components could reduce the environmental impact of the product.

Simultaneously reducing PS weight and PS rate by 10% is only as effective as reducing the L&W by 1% at the plant. Therefore, efforts spent on reducing packaging environmental impacts must be qualified by potential collateral effects on L&W. Indeed, switching to multi-serve PP containers instead of single-serve PS containers may increase L&W at the household stage resulting in a

potential increase of environmental burdens. Packaging improvement may reduce the impacts of GY system, especially on the CC and FEU categories, but packaging ecodesign efforts must integrate the potential risk of additional product L&W in the value chain because any additional L&W offset the gains from packaging and is more damaging to the environment (Wikstrom, 2014). Further research is required in this area but is beyond the scope of this study.

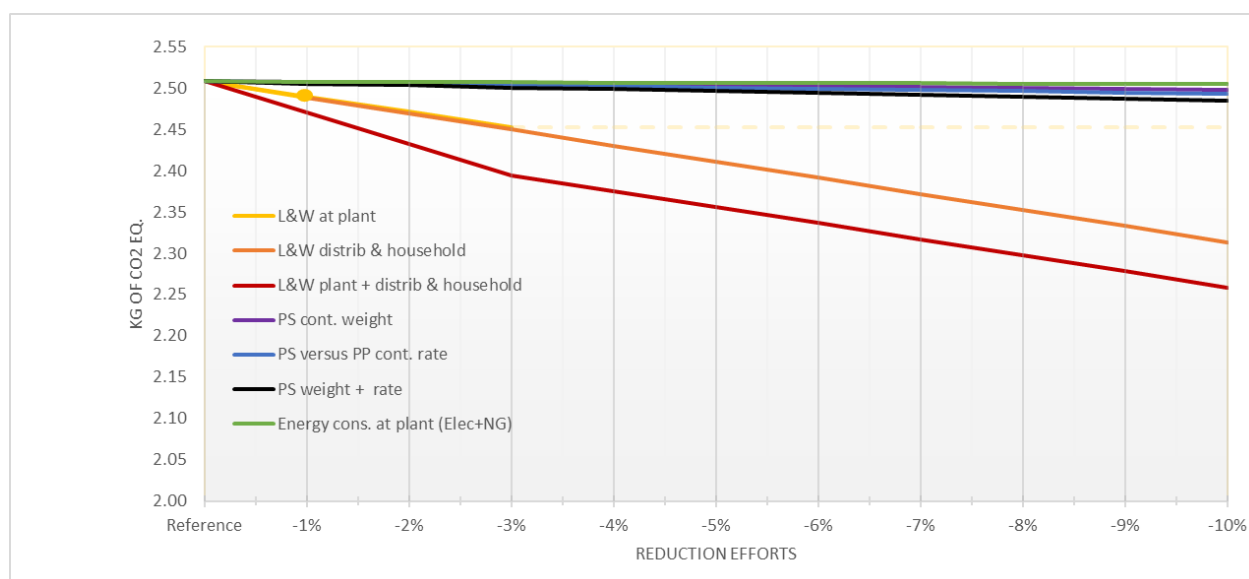


Figure F.3: Potential CC impacts reduction as a function of key parameter reduction efforts (reduction of energy consumption at the plant (electricity and natural gas), L&W reduction at plant, at home and distribution stage, packaging improvement (PS weight reduction & PS versus PP rate reduction) for 1 kg of GY consumed based on the CE technology scenario.

Wikstrom, F., Williams, H., Verghese, K., Clune, S., 2014. The influence of packaging attributes on consumer behaviour in food-packaging life cycle assessment studies - A neglected topic. *J. Clean. Prod.* 73, 100–108. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.10.042>

8.2. Influence of the MPC drying process and transportation distances

The transportation of 1 tonne of liquid MPC over 1 500 km would correspond to 20 420 MJ deprived compared to 75 600 MJ deprived for equivalent MPC drying. These results are consistent with the previous study from Depping et al. (2017) showing that liquid concentrates have a lower cumulative energy demand than powders for distances $\leq 1\,000$ km due to the high energy intensity of spray-drying operation. Focusing on CC impacts, the powder scenario (MPC-P-US-A) becomes more favorable than liquid MPC (MPC-L-US-A) for distances over 750 km (red dot in Figure F.4)

but with four times less kg transported (0.03 kg MPC powder versus 0.12 kg MPC liquid per kg of functional unit).

The milk sourcing region and the type of MPC (powder versus liquid) are more sensitive parameters than the distances of transportation. Indeed, MPC-L-US has still more impacts for a transportation distance reduced to 250 km than MPC-L-QC transported over 3 250 km. Selecting MPC with milk sourced from regions in the USA with less impacts, such as New York state in North East (R1), reduces significantly the gap with MPC-L-QC. At the opposite, MPC (powder or liquid) from South West USA (R4) would be the worst scenarios. Finally, producing liquid MPC at the GY plant in Quebec (0 km transportation) decreases the MPC-L-QC system impact by 2% but has a very limited influence on the total life cycle environmental performance of FO-L-QC scenario. Table F.15 provides the numerical gaps for each scenario.

Table F.15 : Numerical impact variation as a function of scenario; CE: centrifugation; UF: ultrafiltration; FO-L-QC: fortification with liquid MPC from Québec. FO-P-US-AV : fortification with MPC 80 powder from the USA with USA raw milk average; FO-L-US-AV : fortification liquid MPC from USA with USA raw milk average; FO-P-US -R1: fortification with MPC 80 powder from north east USA; FO-L-US -R1: fortification with liquid MPC from north east USA (R2 : southeast; R3 : upper midwest; R4 : southwest plus high plains; R5: west coast)

Climate change			Human health			Ecosystem quality			Fossil and nuclear energy use		
Unit	kg CO2 eq	Delta with CE		DALY	Delta with CE		PDF.m2.yr	Delta with CE		MJ deprived	Delta with CE
CE	2.51E+00	0.0%	CE	3.74E-06	0.0%	CE	2.93E+00	0.0%	CE	12.00496	0.0%
UF	2.56E+00	2.1%	UF	3.77E-06	0.6%	UF	2.95E+00	0.7%	FO_L_QC	12.426219	3.5%
FO_L_QC	2.70E+00	7.8%	FO_L_QC	4.04E-06	7.9%	FO_L_QC	3.15E+00	7.5%	UF	12.718108	5.9%
FO_L_US R1	2.72E+00	8.5%	FO_L_US AV	4.12E-06	10.1%	FO_L_US R3	3.26E+00	11.1%	FO_L_US R1	13.378094	11.4%
FO_P_US R1	2.73E+00	8.9%	FO_P_US AV	4.13E-06	10.2%	FO_P_US R3	3.28E+00	11.7%	FO_P_US R1	13.515249	12.6%
FO_P_US R3	2.79E+00	11.1%	FO_L_US R3	5.57E-06	48.9%	FO_L_US R1	3.32E+00	13.1%	FO_P_US R3	13.769422	14.7%
FO_L_US R3	2.81E+00	12.0%	FO_P_US R3	5.58E-06	49.0%	FO_P_US R1	3.35E+00	14.1%	FO_P_US AV	13.988385	16.5%
FO_P_US AV	2.86E+00	14.0%	FO_L_US R1	5.98E-06	59.6%	FO_L_US R2	3.39E+00	15.4%	FO_L_US R3	14.048611	17.0%
FO_L_US AV	2.88E+00	14.9%	FO_P_US R1	6.00E-06	60.1%	FO_P_US R2	3.40E+00	15.9%	FO_P_US R4	14.156732	17.9%
FO_P_US R2	2.93E+00	16.8%	FO_P_US R2	8.90E-06	137.6%	FO_L_US AV	3.71E+00	26.5%	FO_L_US AV	14.267574	18.8%
FO_P_US R5	2.93E+00	16.8%	FO_L_US R2	8.90E-06	137.7%	FO_P_US R5	3.73E+00	27.1%	FO_P_US R5	14.534375	21.1%
FO_L_US R2	2.97E+00	18.2%	FO_P_US R4	9.85E-06	162.9%	FO_P_US AV	3.73E+00	27.1%	FO_P_US R2	14.655493	22.1%
FO_P_US R4	2.97E+00	18.4%	FO_L_US R4	9.86E-06	163.4%	FO_L_US R5	3.74E+00	27.4%	FO_L_US R4	14.978978	24.8%
FO_L_US R4	3.03E+00	21.0%	FO_P_US R5	1.69E-05	352.3%	FO_L_US R4	4.67E+00	59.3%	FO_L_US R2	15.115701	25.9%
FO_L_US R5	3.05E+00	21.5%	FO_L_US R5	1.70E-05	353.5%	FO_P_US R4	4.68E+00	59.5%	FO_L_US R5	16.080697	34.0%

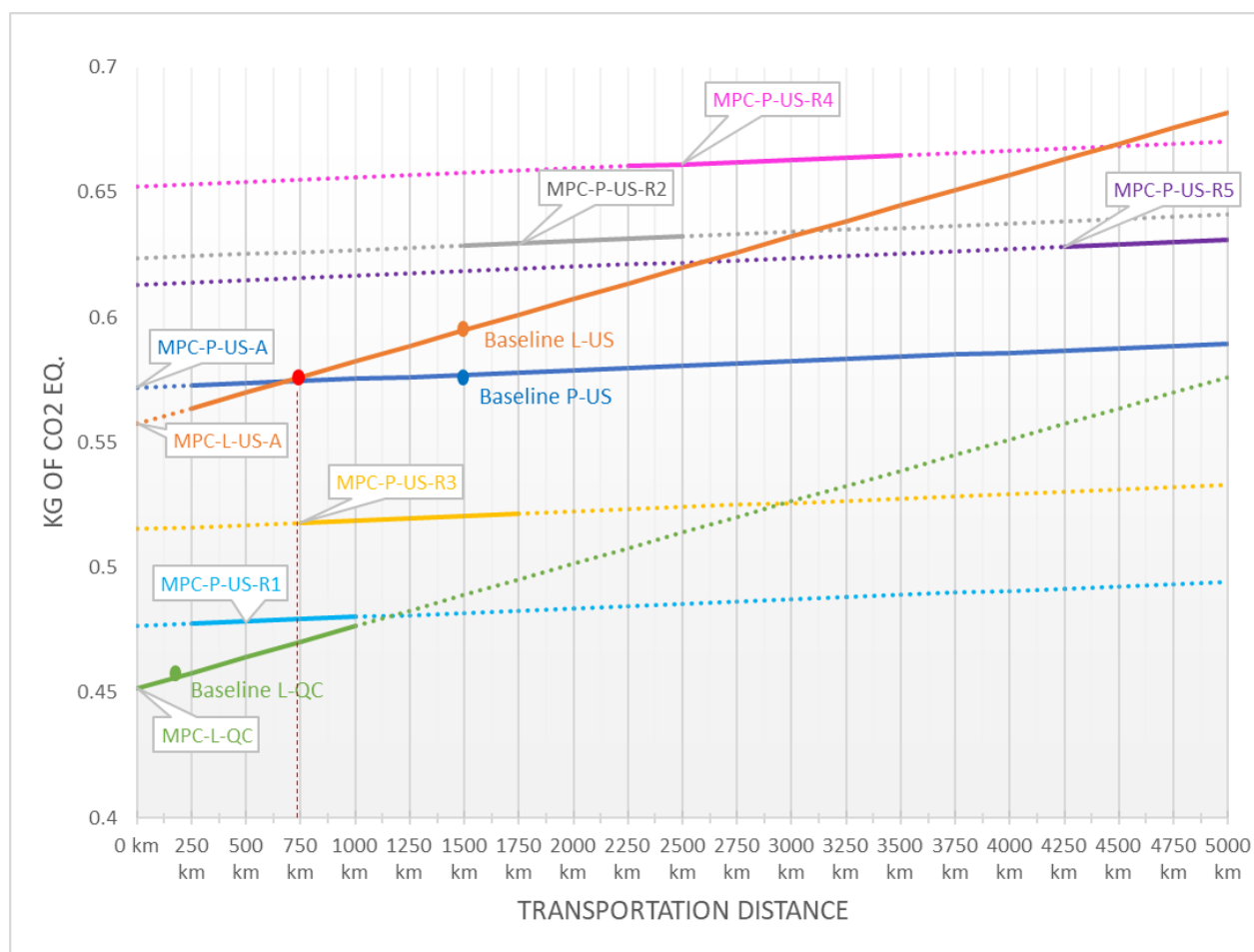


Figure F.4: CC impacts variation as a function of transportation distance from MPC plant to GY plant for the three MPC sourcing alternatives scaled up to the FU (1 kg of GY): MPC-P-US-A: 0.03 kg MPC 80 Figure F.4: CC impacts powder from USA with USA raw milk average; 0.12 kg MPC-L-US -A : liquid MPC from USA with USA raw milk average; 0.03 kg MPC-P-US -R1: MPC 80 powder from north east USA (R2 : southeast; R3 : upper midwest; R4 : southwest plus high plains; R5 : west coast); 0.12 kg MPC-L-QC : liquid MPC from Québec.

8.3. Key parameters local sensitivity analysis

A total of 69 key parameters correlated to 93 calculated parameters were tested for the four impact categories. The parameters with impacts causing less than 0.1 % changes are excluded from the figures. Sensitive parameters are consistent across categories.

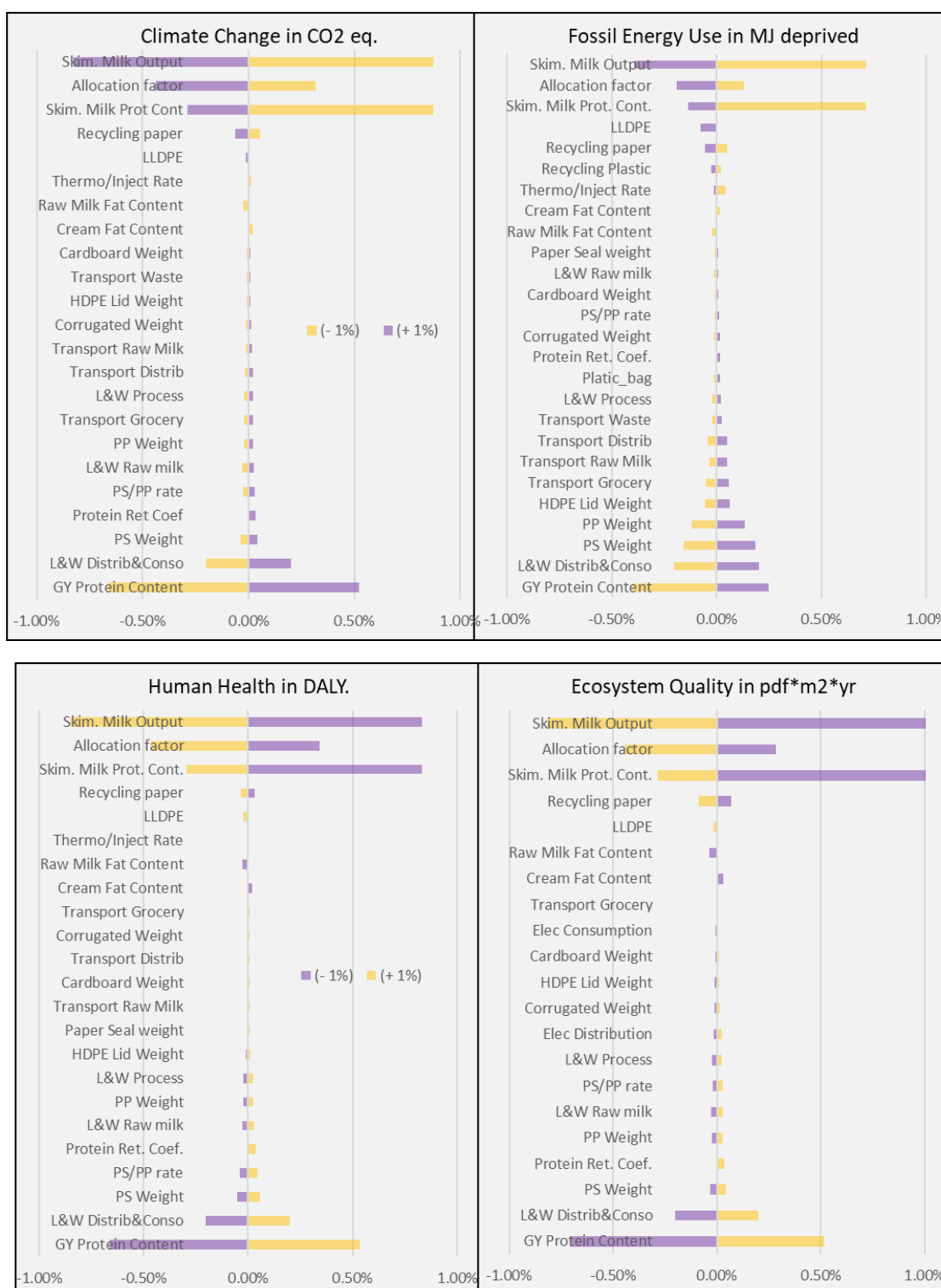


Figure F.5: Change in CC, FEU, HH and EQ impacts for (+/- 1%) change on input parameters by for CE option. Parameters causing less than 0.01% change on the four impact categories (CC, HH, EQ or FEU) are not represented in the figure

8.4. Modeling and methodological choices detailed sensitivity analysis

These analyses compare the environmental performances of the five studied scenarios based on the following modeling and methodological factors:

- Impact method: Impact World+ results are compared with Recipe (E) results
- Functional unit: 1kg of GY consumed is compared with 1 kg of milk treated in input
- The allocation rule: mass allocation on dry matter is compared with economic allocation
- The allocation factor: permeate from UF treated as waste (0% allocation) is compared with the valorization of milk components from UF permeate based on average Québec class VII prices in 2017
- The protein yield of each technology: variation of the protein retention coefficient of CE, FO and UF are modified (± 0.01)
- Five milk sourcing regions are tested for the MPC from the USA (R1: north east; R2: southeast; R3: upper midwest; R4: southwest plus high plains; R5: west coast)

Table F.16 : Change in scenario classification according to sensitivity analyses

SENSIBILITY TO METHODOLOGY	OBJECT	CHANGE	IMPACT CATEGORY	CONCLUSION VS REFERENCE	LCA RESULTS	GENERAL CLASSIFICATION
	Reference	NA	CC	NA	CE<UF<FO-L-QC <FO-P-US<FO-L-US	CE<UF<FO-L-QC except for FEU FO alternatives vary
			HH		CE<UF<FO-L-QC <FO-L-US<FO-P-US	
			EQ		CE <UF<FO-L-QC <FO-L-US <FO-P-US	
			FEU		CE<FO-L-QC <UF <FO-P-US <FO-L-US	
	Impact Method	RECIPE (E) versus IMPACT WORD+	CC	Unchanged	CE<UF<FO-L-QC <FO-P-US<FO-L-US	CE<UF<FO-L-QC except for FEU FO alternatives vary
			HH	Changed	CE<UF<FO-L-QC <FO-P-US<FO-L-US	
			EQ	Changed	CE<UF<FO-L-QC <FO-P-US<FO-L-US	
			FEU	Unchanged	CE<FO-L-QC <UF <FO-P-US <FO-L-US	

Table F.16 : Change in scenario classification according to sensitivity analyses (cont'd)

	OBJECT	CHANGE	IMPACT CATEGORY	CONCLUSION VS REFERENCE	LCA RESULTS	GENERAL CLASSIFICATION
SENSIBILITY TO METHODOLOGY	Functional unit	1 kg of equivalent milk (MPC milk+ Qc raw milk input) vs 1 kg GY at the output	CC	Unchanged	CE<UF<FO-L-QC <FO-L-US<FO-P-US	CE<UF<FO-L-QC <FO-L-US<FO-P-US
			HH	Unchanged	CE<UF<FO-L-QC <FO-L-US<FO-P-US	
			EQ	Unchanged	CE <UF<FO-L-QC <FO-L-US<FO-P-US	
			FEU	Changed	CE<UF<FO-L-QC <FO-L-US<FO-P-US	
	Allocation	Economic instead of mass allocation	CC	Changed	FO-L-QC < UF <FO-P-US<FO-L-US < CE	Lowest: FO-L-QC others vary
			HH	Changed	FO-L-QC <FO-L-US<FO-P-US=UF<CE	
			EQ	Changed	FO-L-QC < UF<CE <FO-L-US <FO-P-US	
			FEU	Changed	FO-L-QC <CE<UF<FO-L-US <FO-P-US	
		Economic allocation with whey UF at 17.5 % instead of 0 %	CC	Changed	UF< FO-L-QC < FO-L-US<FO-P-US< CE	Lowest: UF<FO-L-QC Except for FEU others vary
			HH	Changed	UF< FO-L-QC <CE <FO-L-US<FO-P-US	
			EQ	Changed	UF <FO-L-QC <CE <FO-L-US <FO-P-US	
			FEU	Changed	FO-L-QC <UF<CE <FO-L-US <FO-P-US	
SENSIBILITY TO KEY PARAMETERS	Protein retention coefficient	Variation ± 0.01	CC	Unchanged	CE<UF<FO-L-QC <FO-P-US<FO-L-US	CE<UF<FO-L-QC Except for FEU FO alternatives vary
			HH	Unchanged	CE<UF<FO-L-QC <FO-L-US<FO-P-US	
			EQ	Unchanged	CE <UF<FO-L-QC <FO-L-US <FO-P-US	
			FEU	Unchanged	CE<FO-L-QC <UF <FO-P-US <FO-L-US	

Table F.16 : Change in scenario classification according to sensitivity analyses (cont'd and end)

	OBJECT	CHANGE	IMPACT CATEGORY	CONCLUSION VS REFERENCE	LCA RESULTS	GENERAL CLASSIFICATION
SENSIBILITY TO KEY PARAMETERS	US region of milk sourcing	R1 350 km vs national average 1500 km	CC	Changed	CE<UF<FO-L-QC <FO-L-US<FO-P-US	FO-L-QC<FO-L-US<FO-P-US except for FEU
			HH	Unchanged	CE<UF<FO-L-QC <FO-L-US<FO-P-US	
			EQ	Unchanged	CE<UF<FO-L-QC <FO-L-US<FO-P-US	
			FEU	Changed	CE<FO-L-QC<UF <FO-L-US <FO-P-US	
		R2 2000 km vs national average 1500 km	CC	Unchanged	CE<UF<FO-L-QC <FO-P-US<FO-L-US	
			HH	Changed	CE<UF<FO-L-QC <FO-P-US<FO-L-US	CE<UF<FO-L-QC except for FEU
			EQ	Unchanged	CE <UF<FO-L-QC <FO-L-US <FO-P-US	
			FEU	Unchanged	CE<FO-L-QC <UF <FO-P-US <FO-L-US	
		R3 1500 km vs national average 1500 km	CC	Unchanged	CE<UF<FO-L-QC <FO-P-US<FO-L-US	
			HH	Unchanged	CE<UF<FO-L-QC <FO-L-US<FO-P-US	CE<UF<FO except for FEU FO alternatives vary
			EQ	Unchanged	CE <UF<FO-L-QC <FO-L-US <FO-P-US	
			FEU	Unchanged	CE<FO-L-QC <UF <FO-P-US <FO-L-US	
		R4 3000 km vs national average 1500 km	CC	Unchanged	CE<UF<FO-L-QC <FO-P-US<FO-L-US	
			HH	Changed	CE<UF<FO-L-QC <FO-P-US<FO-L-US	CE<UF<FO except for FEU FO alternatives vary
			EQ	Unchanged	CE <UF<FO-L-QC <FO-L-US <FO-P-US	
			FEU	Unchanged	CE<FO-L-QC <UF <FO-P-US <FO-L-US	
		R5 5000 km vs national average 1500 km	CC	Unchanged	CE<UF<FO-L-QC <FO-P-US<FO-L-US	
			HH	Changed	CE<UF<FO-L-QC <FO-P-US<FO-L-US	
			EQ	Changed	CE <UF<FO-L-QC <FO-P-US <FO-L-US	FO-L-QC<FO-P-US <FO-L-US
			FEU	Unchanged	CE<FO-L-QC <UF <FO-P-US <FO-L-US	

ANNEXE G : INFORMATIONS SUPPLÉMENTAIRES POUR L'ARTICLE PRÉSENTÉ AU CHAPITRE 5

1. Energy equivalence for animal feed substituted products

Whey is used for years as an energy and protein source in pig feed. Acid whey differs from sweet whey in that it can not replace supplemental protein in the diet due to its low protein content, but it is a good source of carbohydrate because of its high lactose content. Whereas sweet whey is usually dried before being transported to pig farms, acid whey is more stable and is used on its liquid form. Liquid whey is integrated into the pig feed ration in the form of soup or as a direct replacement of drinking water, using, in this case, the same piping system than drinking water (Thaler & Dakota, 2010).

Energy equivalence for both, sweet and acid whey, is available in animal feed databases. The Omfra database and the Feedipedia database, a global animal feed resources information system (<https://www.feedipedia.org>) have been used as main sources of references. Data have been adjusted proportionately to the whey dry matter content of the three technologies under study (centrifugation (CE), fortification (FO) and ultrafiltration (UF) based on Houssard et al. (2019) results. Substituted products were Corn grain, wheat and soybean oil (Table 1). It allows calculating the mass of corn grain, wheat and soybean oil that are substituted by liquid acid whey (Table 2).

Table G.1 : Energy content of several feedstocks used in pig diet

	Dehydrated Acid whey	Corn grain	Wheat	Soybe an oil	LAW from CE	LAW from CE	LAW from CE
Feedpedia https://www.feedipedia.org/					Houssard (2019) simulation results		
Dry matter content	97.00%	86.30%	87.00%	—	6.32%	6.48%	6.16%
MJ/Kg of dry matter	14.6	16.5	15.9	—	14.6	14.6	14.6
MJ/Kg of wet matter	14.16	14.24	13.83	—	0.92	0.95	0.90

Table G.1 : Energy content of several feedstocks used in pig diet (cont'd and end)

	Dehydrated Acid whey	Corn grain	Wheat	Soybean oil	LAW from CE	LAW from CE	LAW from CE
Omafra http://www.omafra.gov.on.ca/english/livestock/swine/facts/03-003.htm							
Dry matter content	—	89.00%	89.00%	100.00%			
Kcal/Kg of dry matter	—	3961	3820	8750			
MJ/Kg of dry matter	—	16.6	16.0	36.6			
MJ/Kg of wet matter	—	14.75	14.22	36.61			

LAW = Liquid acid whey

Table G.2 : Mass of grain substituted by liquid acid whey based on nutritional energy equivalence

kg / kg of acid whey	CE	FO	UF
Maize grain	6.48E-02	6.64E-02	6.32E-02
Wheat	6.67E-02	6.84E-02	6.51E-02
Soybean oil	2.52E-02	2.58E-02	2.46E-02

References:

Houssard, C., Maxime, D., Benoit, S., Pouliot, Y., Margni, M., 2019. Comparative life cycle assessment of five Greek yogurt production systems: A perspective beyond the plant boundaries; under review in. J. Clean. Prod.

Omafra (2020), Comparative Feed values for Swine factsheets, Ontario Ministry of agriculture, food and rural affairs. Retrieved from <http://www.omafra.gov.on.ca/english/livestock/swine/facts/03-003.htm>

Feedipedia (2020), a global animal feed resources information system, Whey nutritional tables. Retrieved from <https://www.feedipedia.org/node/730>

2. Biomethanization process modeling

The biomethanization of whey LCI is modelled with original and adapted ecoinvent LCI unit processes and based on information and key parameters representative of the Québec context.

1.1. Process description

Figure 1 describes the modelled whey biomethanization process. Whey is first processed in an anaerobic digestion plant, which delivers a biogas composed of approximately 40% carbon dioxide and 60% methane, a dewatered and composted digestate and a final effluent to be treated. The biogas is then purified up to 96% methane (renewable natural gas (RNG)) by a stripping process. Owing to the low cost and low carbon footprint of the Québec electricity grid mix (mostly based on hydroelectricity), producing electricity locally through a combined heat and power (CHP) plant is not economically viable and, therefore, no CHP was considered. Rather, and according to biomethanization plant currently operating in Québec, RNG is sent to the public natural gas utility network and then assumed to be used for heat production elsewhere (e.g. in an industrial furnace). The digestate is a nitrogen rich nutritive compound that is valorized locally on cropland. Here, it is assumed that it replaces urea, the dominant fertilizer sold in Québec.

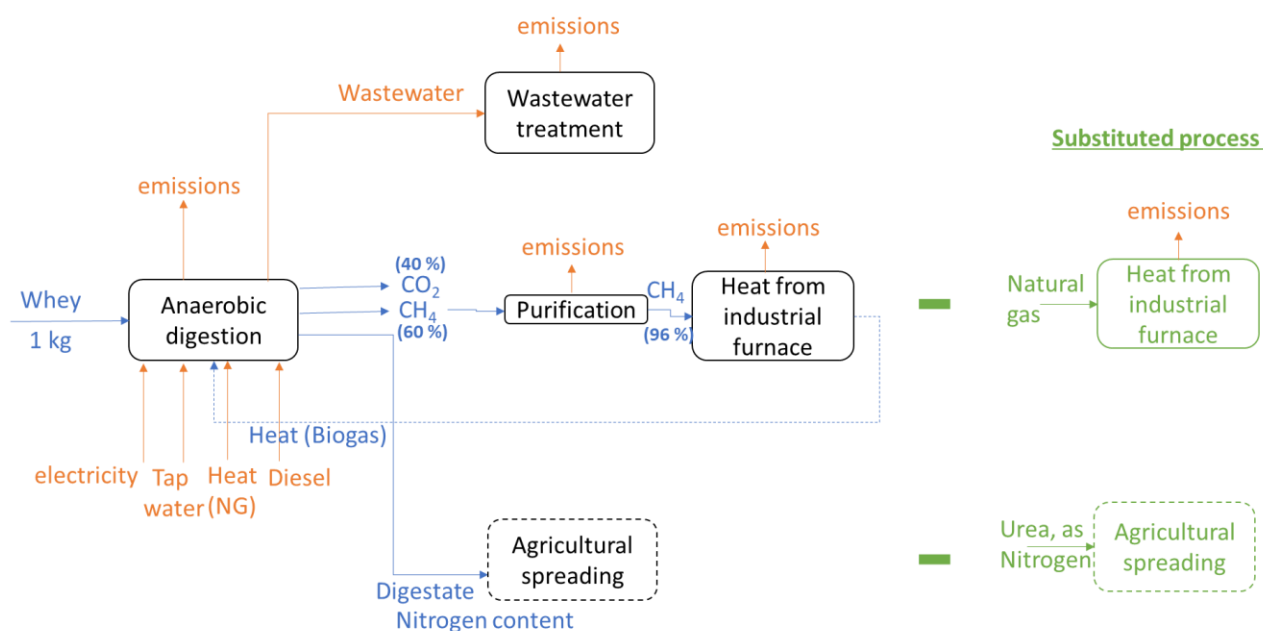


Figure G.1: Biomethanization process inputs and output and associated avoided productions

In practice, whey is mixed with other materials to feed the digester (municipal food waste, wastewater treatment plant sludge, organic waste from local companies, etc.) and ensure the feedstock is stable over time in terms of organic content, pH, compounds, C/N ratio, etc., thus ensuring the stability of the microorganism flora and a steady yield of biogas.

Table G.3 presents the key parameters considered for the modelling, and Table G.4 lists the ecoinvent unit processes used and adapted for the modelling.

Excluded activities and other limitations: Operating plant infrastructure is excluded, and infrastructure processes were removed from the original ecoinvent process since infrastructure is excluded from the scope of the LCA study. Transportation activities for both RNG and fossil natural gas on the market (i.e. ecoinvent natural gas market activity) to the end-user are not considered since they are assumed to be equivalent. Lastly, transportation activities to the farm for the composted digestate and urea on the market, as well as land application and field emissions from their application are excluded due to lack of representative data. Composted digestate transportation and application certainly require more fuel than urea per unit of nitrogen applied owing to the difference in N content of the two fertilizers. On the other end, the digestate is transported over a fairly limited distance for economic reasons (i.e. it is used locally).

Field emissions are assumed to be the same per unit of mineral nitrogen contained in the urea and the composted digestate. This is a strong simplification since the nitrogen availability differs in practice, and since the compost also provides many agro-environmental benefits that affects soil quality and indirectly reduce other emissions (ammonia, nitrate, phosphorus, carbon pools, etc.). This is a limitation of the study that is expected to have a negligible influence on the overall results given the scope of the LCA.

1.2. Key parameters

Biogas and methane yields are based on the literature available on whey biomethanization.

Digestate nitrogen content varies depending on the whey protein content of each technological scenario.

Table G.3 : Key parameters used for modelling per kg of whey treated

	Unit	Value	Min	Max	Comment
Biogas yield	m ³	0.0439	0.021	0.9475	Biogas produced from the anaerobic digestion of 1 kg of whey. Main sources: ecoinvent process (anaerobic digestion whey); http://www.rhone-alpes.ademe.fr/sites/default/files/files/mediatheque/publications/OPEX/Tamie_methanisation%20_OPX_fev07.pdf
Methane yield	m ³ /m ³	0.6	0.45	0.65	Volume of methane per volume of biogas based on whey typical component. Source : http://www.rhone-alpes.ademe.fr/sites/default/files/files/mediatheque/publications/OPEX/Tamie_methanisation%20_OPX_fev07.pdf
Purified biomethane = avoided natural gas	m ³	0.027	0.009	0.032	Calculation; same energy content is assumed from NG and RNG; Volume of biogas purified to methane at 96%. Source: ecoinvent process (Methane, 96% by volume {CA-QC})
Protein nitrogen content	kg N/kg	0.156	NA	NA	Result from analysis (Kjeldalh method)
Protein content in whey	%	CE: 0.3 FO: 0.48 UF: 0.18	NA	NA	Source: GY systems simulation from Benoit and Houssard (2017)
Nitrogen yield (in digestate)	kg/kg	0.62	0.4	0.8	Estimation based on communication with the Research Chair in Waste Recovery at Polytechnique Montréal.
Digestate nitrogen content	kg N	CE: 0.00029 FO: 0.0001 UF: 0.0005	NA	NA	Calculation: Protein nitrogen content*whey protein content * nitrogen yield
Avoided urea, as N	kg N	CE: 0.00029 FO: 0.0001 UF: 0.0005			Assumption: The mineral nitrogen fraction in digestate has a fertilizer value equal to that of a mineral fertilizer N. ecoinvent process: “market for urea, as N, GLO”

Original ecoinvent processes are from version 3.4 (2017) of the database (Wernet et al. 2016) and freely available at <https://v34.ecoquery.ecoinvent.org>.

Table G.4 : Biomethanization LCI modelling and ecoinvent process used

Process	Source
Anaerobic digestion plant Activities covered includes: - Feedstock storage and manipulation (loader) - Anaerobic digester operation - Solid/liquid separation - Digestate dewatering and composting - Direct emissions	ecoinvent process: “treatment of biowaste by anaerobic digestion RoW”; https://v34.ecoquery.ecoinvent.org/Details/PDF/069789AB-3F30-4C9E-8843-45E88C4DB531/290C1F85-4CC4-4FA1-B0C8-2CB7F4276DCE Contextualization to Québec for electricity, tap water and heat input processes. Outputs to the technosphere (co-products) are calculated according to the key parameters presented above. Direct emissions to air and water are kept from original ecoinvent process.
Wastewater treatment	ecoinvent process: “treatment of wastewater from anaerobic digestion of whey, capacity 1E9l/year RoW” Contextualization to Québec for electricity and heat inputs (CA-QC) and for the water resource flows
Biogas purification	ecoinvent process: “biogas purification to methane 96 vol-% RoW”; Version: 3.0.21.0 Contextualization to Québec for electricity input (CA-QC)
Heat from industrial furnace from NG	ecoinvent process: “heat production, natural gas, at industrial furnace low-NOx >100kW CA-QC”; Version: 3.0.1.0 NG input: ecoinvent process “market for natural gas, high pressure CA-QC”
Heat from industrial furnace from RNG	ecoinvent process: “heat production, natural gas, at industrial furnace low-NOx >100kW CA-QC”; Version: 3.0.1.0 Original flows of fossil CO₂, CH₄ and CO emission to the air replaced by biogenic CO₂, CO₂, and CH₄.

3. Life cycle inventory

Table G.5 : Detailed life cycle inventory including data sources for 1 kg of GY produced before losses and wastage. CE: centrifugation; FO: fortification with MPC 80 powder from the USA; UF: ultrafiltration. See Houssard et al. (2019) for more information on key parameters.

	Unit	CE	FO	UF	Data sources	ecoinvent 3.4 processes
Inputs from technosphere						
Raw material procurement						
Raw Milk	kg	3.47	2.73	3.38	Houssard et al. (2019)	Cow milk {CA-QC} milk production, from cow Cut-off, U
MPC powder	kg	–	0.03	–		Not in ecoinvent: MPC 80 manufactured in US created by Houssard (2018); Milk, at farm, national average/US U System created by Thomas (2006).
Raw milk transportation to yogurt plant	t.km	0.65	0.52	0.64		Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 {RoW} Cut-off, U
MPC transportation to GY plant	t.km	–	0.04	–		
Primary packaging						
PP containers (50% of FU) - Polypropylene	g	17.67	17.67	17.67	Houssard et al. (2019)	Polypropylene granulate {GLO} market for Cut-off, U; Injection moulding {CA-QC} injection moulding Cut-off, U; Modified from {FR} Thermoforming of plastic sheets {CA-QC} processing Cut-off, U
PS containers (50% of FU) Polystyrene	g	20.45	20.45	20.45		Polystyrene, general purpose {GLO} market for Cut-off, U; Modified from {FR} Thermoforming of plastic sheets {CA-QC} processing Cut-off, U
PET seal for PP containers	g	0.51	0.51	0.51		Polyethylene terephthalate, granulate, amorphous {GLO} market for Cut-off, U; Extrusion, plastic film {CA-QC} production Cut-off, U

Table G.5 : Detailed life cycle inventory (cont'd)

	Unit	CE	FO	UF	Data sources	ecoinvent 3.4 processes
Inputs from technosphere						
Laminated Paper seal for PS containers	g	1.20	1.20	1.20		Proxy : Paper, melamine impregnated {GLO} market for Cut-off, U
HDPE lid for PP containers	g	7.17	7.17	7.17		Polyethylene, high density, granulate {GLO} market for Cut-off, U; Extrusion, plastic film {CA-QC} production Cut-off, U
Bleached Cardboard for PS containers	g	5.73	5.73	5.73		Solid bleached board {CA-QC} production Cut-off, U
Secondary packaging						
Corrugated board	g	13.28	13.28	13.28		Corrugated board box {CA-QC} production Cut-off, U
LLDPE stretchwrap film	g	0.79	0.79	0.79	Houssard et al. (2019)	Polyethylene, linear low density, granulate {GLO} market for Cut-off, U; Extrusion, plastic film {CA-QC} production Cut-off, U
Wood pallet	g	0.14	0.14	0.14		Proxy : EUR-flat pallet {GLO} market for Cut-off, U
GY processing at plant						
Electricity	Wh	47.93	44.99	32.99		Electricity, medium voltage {CA-QC} market for Cut-off, U
Natural gas	MJ	0.70	0.58	0.82		Heat, district or industrial, natural gas {CA-QC} market for Cut-off, U
Sodium hydroxide, in 50% solution state	g	0.36	0.36	0.35	Houssard et al. (2019)	Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for Cut-off, U
Nitric Acid, in 50% solution state	g	0.14	0.14	0.14		Nitric acid, without water, in 50% solution state {GLO} market for Cut-off, U

Table G.5 : Detailed life cycle inventory (cont'd)

	Unit	CE	FO	UF	Data sources	ecoinvent 3.4 processes
Inputs from technosphere						
Deionised Water	kg	0.26	0.34	0.25		Modified from {CH}-Water, deionised, from tap water, at user {CA-QC} production Cut-off, U, U
Tap water	kg	2.94	2.31	2.87		Tap water {CA-QC} market for Cut-off, U (water flows corrected)
Distribution						
Electricity	Wh	186.1	186.1	186.1		Electricity, medium voltage {CA-QC} market for Cut-off, U
Transportation	t.km	0.15	0.15	0.15	Houssard et al. (2019)	Transport, freight, lorry with refrigeration machine, 7.5-16 ton, EURO5, R134a refrigerant, cooling {GLO} market for Cut-off, U;
Consumption						
Plastic bag	g	2	2	2		Polyethylene, high density, granulate {GLO} market for Cut-off, U and Extrusion, plastic film {CA-QC} production Cut-off, U
Transportation	km	0.15	0.15	0.15	Houssard et al. (2019)	Transport, passenger car, medium size, petrol, EURO 5 {RoW} transport, passenger car, medium size, petrol, EURO 5 Cut-off, U
Electricity (refrigeration)	Wh	54.7	54.7	54.7		Electricity, low voltage {CA-QC} market for Cut-off, U
Tap water	kg	0.8	0.8	0.8		Tap water {CA-QC} market for Cut-off, U (water flows corrected)

Table G.5 : Detailed life cycle inventory (cont'd and end)

	Unit	CE	FO	UF	Data sources	ecoinvent 3.4 processes
Output to technosphere						
Wastes to treatment (plant, distribution, consumption, end of life)						
White water (plant)	m3	3.20E-03	2.65E-03	3.12E-03		Proxy: Wastewater from potato starch production {CA-QC} treatment of, capacity 1.1E10l/year Alloc Rec, U
Wastewater treatment (consumption)	m3	8.05E-04	8.000E-04	8.000E-04		Wastewater, average {CA-QC} treatment of wastewater, average, capacity 4.7E10l/year Cut-off, U
Corrugated board, Cardboard and paper landfill	g	71.16	71.16	71.16	Houssard et al. (2019)	Waste paperboard {RoW} treatment of, sanitary landfill Cut-off, U
Plastic mixture landfill	g	49.18	49.18	49.18		Waste plastic, mixture {RoW} treatment of waste plastic, mixture, sanitary landfill Cut-off, U
Municipal waste collection (transportation)	t.km	0.012	0.012	0.012		Municipal waste collection service by 21 metric ton lorry {RoW} processing Cut-off, U
Products and co-products						
Cream	kg	0.34	0.27	0.33		
Greek yogurt (GY)	kg	1.00	1.00	1.00	Houssard et al. (2019)	
Whey	kg	2.13	1.56	2.05		

4. Additional results

Table G.6 : Main results per life cycle stages

			Milk	MPC	Primary packaging	Secondary packaging	Whey transportation	Transformation	Distribution	Consumption	Losses and waste	End of life	Cream substituted	Corn grain substituted	Total impact	Total credit	Net impact
Climate Change	kg CO2 eq	CE	4.66E+00	—	1.76E-01	1.19E-02	1.48E-02	6.26E-02	6.85E-02	4.19E-02	1.46E+00	2.36E-02	-4.90E+00	-8.13E-02	6.52E+00	4.98E+00	1.54E+00
		FO	3.67E+00	5.77E-01	1.76E-01	1.19E-02	1.06E-02	5.18E-02	6.85E-02	4.19E-02	1.34E+00	2.36E-02	-3.84E+00	-5.88E-02	5.97E+00	3.89E+00	2.07E+00
		UF	4.54E+00	—	1.76E-01	1.19E-02	1.43E-02	7.19E-02	6.85E-02	4.19E-02	1.43E+00	2.36E-02	-4.69E+00	-7.43E-02	6.38E+00	4.76E+00	1.62E+00
Human Health	DALY	CE	7.15E-06	—	3.07E-07	2.31E-08	1.03E-08	2.04E-08	2.84E-08	2.32E-08	2.21E-06	6.56E-08	-7.25E-06	-1.37E-07	9.83E-06	-7.38E-06	2.45E-06
		FO	5.63E-06	7.57E-07	3.07E-07	2.31E-08	6.91E-09	1.85E-08	2.84E-08	2.32E-08	1.98E-06	6.56E-08	-5.68E-06	-9.93E-08	8.84E-06	-5.77E-06	3.07E-06
		UF	6.97E-06	—	3.07E-07	2.31E-08	9.96E-09	2.18E-08	2.84E-08	2.32E-08	2.15E-06	6.56E-08	-6.93E-06	-1.25E-07	9.60E-06	-7.06E-06	2.54E-06

Table G.6 : Main results per life cycle stages (cont'd and end)

		Milk	MPC	Primary packaging	Secondary packaging	Whey transportation	Transformation	Distribution	Consumption	Losses and waste	End of life	Cream substituted	Corn grain substituted	Total impact	Total credit	Net impact	
Ecosystem Quality	PDF*m2*yr	C	5.34E+00	—	2.30E-01	5.30E-02	4.95E-03	4.36E-02	6.79E-02	3.66E-02	1.70E+00	9.83E-02	-5.46E+00	-1.38E-01	7.58E+00	-5.60E+00	1.98E+00
		F	4.21E+00	9.62E-01	2.30E-01	5.30E-02	3.39E-03	3.95E-02	6.79E-02	3.66E-02	1.65E+00	9.83E-02	-4.27E+00	-1.01E-01	7.34E+00	4.37E+00	2.97E+00
		U	5.21E+00	—	2.30E-01	5.30E-02	4.76E-03	4.18E-02	6.79E-02	3.66E-02	1.66E+00	9.83E-02	-5.22E+00	-1.26E-01	7.40E+00	5.35E+00	2.05E+00
Fossil Energy Use	MJ deprived	C	9.23E+00	—	4.48E+00	2.09E-01	2.26E-01	9.61E-01	5.82E-01	7.11E-01	4.69E+00	1.17E-01	-1.31E+01	-4.59E-01	2.12E+01	1.36E+01	7.63E+00
		F	7.27E+00	2.21E+00	4.48E+00	2.09E-01	1.62E-01	7.89E-01	5.82E-01	7.11E-01	4.71E+00	1.17E-01	-1.03E+01	-3.27E-01	2.12E+01	1.06E+01	1.06E+01
		U	9.00E+00	—	4.48E+00	2.09E-01	2.17E-01	1.11E+00	5.82E-01	7.11E-01	4.66E+00	1.17E-01	-1.25E+01	-4.19E-01	2.11E+01	1.30E+01	8.13E+00

Table G.7 : Sensibility analysis of GY protein and fat content. Results are presented excluding L&W. The reference scenario functional unit is 1 kg GY at 0% fat and 10% protein

		Protein content			Fat content			
		CE	FO	UF		CE	FO	UF
Climate Change in eq. CO2	8%	1.40E-01	6.52E-01	2.24E-01	0%	8.05E-02	7.36E-01	1.90E-01
	10%	8.05E-02	7.36E-01	1.90E-01	1.50%	1.72E+00	2.06E+00	1.70E+00
	15%	-8.14E-02	9.61E-01	9.92E-02	2.50%	2.84E+00	2.98E+00	2.79E+00
	20%	-2.64E-01	1.22E+00	1.37E-03	3.50%	3.97E+00	3.89E+00	3.89E+00
Human Health DALY	8%	2.42E-07	1.08E-06	3.87E-07	0%	3.01E-07	9.57E-07	4.13E-07
	10%	3.01E-07	9.57E-07	4.13E-07	1.50%	2.67E-06	3.04E-06	2.62E-06
	15%	8.04E-08	1.42E-06	3.17E-07	2.50%	4.33E-06	4.40E-06	4.24E-06
	20%	-1.04E-07	1.80E-06	2.41E-07	3.50%	5.99E-06	5.76E-06	5.86E-06
Ecosystem Quality pdf*m2*yr	8%	3.42E-01	1.17E-01	-7.09E-02	0%	2.82E-01	1.32E+00	3.92E-01
	10%	2.82E-01	1.32E+00	3.92E-01	1.50%	2.11E+00	2.80E+00	2.07E+00
	15%	1.17E-01	1.78E+00	3.01E-01	2.50%	3.36E+00	3.82E+00	3.29E+00
	20%	-7.09E-02	2.29E+00	2.02E-01	3.50%	4.61E+00	4.84E+00	4.51E+00
Fossil Energy Use MJ Deprived	8%	3.66E+00	6.00E+00	4.04E+00	0%	2.95E+00	5.93E+00	3.47E+00
	10%	2.95E+00	5.93E+00	3.47E+00	2%	7.34E+00	9.47E+00	7.51E+00
	15%	1.05E+00	5.74E+00	1.97E+00	3%	1.03E+01	1.19E+01	1.04E+01
	20%	-1.07E+00	5.50E+00	3.81E-01	4%	1.33E+01	1.44E+01	1.34E+01

5. Preliminary uncertainty analysis

Monte Carlo simulations were performed over 5 000 iterations with a confidence interval of 95% to assess the robustness of the comparison between technological options (CE, FO, and UF). The three options were compared pairwise based on Lesage's practical recommendations (Lesage et al., 2018).

The Monte Carlo analyses summarized in Table G.8 confirm the ranking of the three technological options in respect to their environmental performance. For the climate change and human health indicators, CE performs better than the UF and FO, and UF performs better than FO in 100% of the cases. The results for human health and ecosystem quality are less robust, but the trends remain the same.

Table G.8 : Robustness of the pairwise comparison between the GY production systems through Monte Carlo analyses; CE > UF = 100% means that CE has a better environmental performance 100% of the time over 5 000 iterations for the concerned impact category.

	CE > UF	CE > FO	UF > FO
	(%)	(%)	(%)
Climate change	100	100	100
Human health	88.56	99.38	95.68
Ecosystem quality	61.62	67.9	62.58
Fossil energy use	100	100	100

Raw milk inputs and GY and whey outputs data are stochastic. As explained in Houssard et al. (2019), the amount of raw milk required to reach 10% proteins in the GY, is determined by the protein retention coefficient (R_p) of the technology ($R_p = 0.97 \pm 0.01$ for CE, $R_p = 0.95 \pm 0.01$ for FO and $R_p = 0.98 \pm 0.01$). The high influence of raw milk inputs on the results, explained the robustness of the conclusions. However, it is important to note that most of the other foreground data from the industrial process simulation in the transformation stage are deterministic (e.g. temperature,

pressure, raw material and energy inputs). While the processes from the transformation stage are low contributors to the environmental impacts, this is a limitation of the current study.

ANNEXE H : INFORMATIONS SUPPLÉMENTAIRES POUR L'ARTICLE PRÉSENTÉ AU CHAPITRE 6

1. Method

1.1. Development of the eco-efficiency graphic models

(X,Y) graph profiles: The (X,Y) graph (Figure H.1) represents value created versus environmental performance relative to a reference scenario. The four quadrants identify win-win, trade-offs and lose-lose solutions. The reference scenario R is at the center of the graph. EE scores are based on the difference between the reference R scenario and alternatives. Couples (X,Y) are the dots from which X is the difference of environmental performance (EP) and Y the difference of value performance (V). An alternative that is more efficient than the system of reference shows an improvement in one of the two dimensions. For instance, alternatives A, C and D are more efficient than the reference R, but alternative B is less efficient than R. The model is inspired by the model in Mami (2017) and the incremental approach in Huppès and Ishikawa (2005). The objective is to seek optimal situations that maximize value creation and environmental performance consistent with the accepted societal trade-off for the two dimensions. A trade-off of 1 ($V/EP = 1:1$) means that society places the same importance on an improvement in value creation than an environmental environment. In this situation, the theoretical optimum would be dot O and dots A and C or any dot placed on the same perpendicular to the trade-off line will all have the same eco-efficiency. For a trade-off of 0.5 ($V/EP = 1:2 = 0.5$), the theoretical optimum would be dot O*, meaning that society places twice the importance on a unit of environmental improvement than on a unit of additional value. In this situation, dots A and D have the same eco-efficiency but are less eco-efficient than C. The perpendicular lines to the trade-off lines are the isolines.

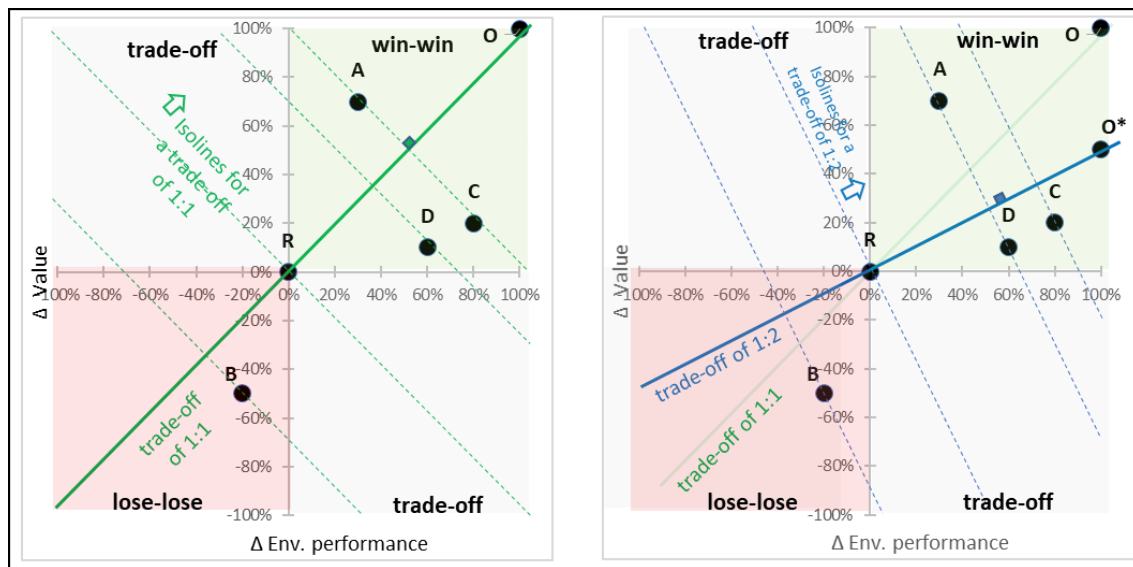


Figure H.1: EE (X,Y) graph profile with two types of trade-off

One could generate as many EE (X,Y) graph profiles as there are value dimension components. However, multiplying the graphs could create confusion and reduce the effectiveness of the decision-making process. We therefore suggest consolidating all the value and environmental dimensions in a spider graph.

Multidimensional spider graph (Figure H.2): Each dimension is equivalently weighted (factor of 1) and reported in percentage (%) of the difference with the scenario of reference. The area represents the scenario's EE performance. Areas smaller than the reference (R) represent a decrease in EE as compared to R, and larger areas represent an improvement in EE.

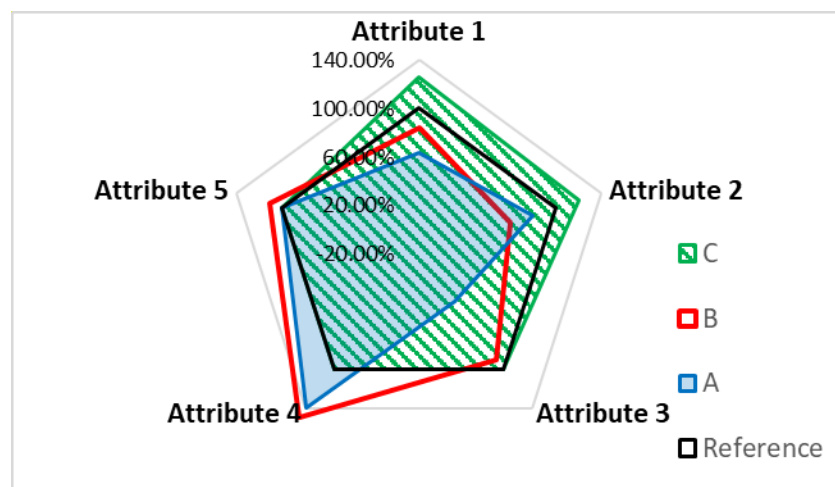


Figure H.2: Representation of EE profile spider graph

1.2. Aggregation of LCA scores in single score

The aggregation of LCA scores in single score usually encompasses two steps: normalization and weighting. However, there is no consensus on how to aggregate category impact scores in LCA, and even the principle of aggregation is controversial since it can introduce interpretation biases and value choices. The ISO 14044 standard considers this step to be optional and does not recommend it for LCA results to be used for public disclosure. Pizzol et al. (2017) showed that normalization and weighting are perceived as relevant in decision-making, but further development is required to reduce uncertainty and improve robustness. Three different methodologies to aggregate environmental scores into a single value are proposed: two of them measure the externalities related to the environmental impact and one relates the impact scores of the Greek yogurt system to the dairy industry. We tested the three methods on our case study to measure the robustness of our results, as recommended by Pizzol et al. (2017). Comparative results are presented in section 3.1 of this document.

(1) Stepwise: valuing the Human Health (HH) and Ecosystem Quality (EQ) damage indicators with the budget constraint method (Bo Pedersen Weidema, 2009)

Use the damage-oriented impact scores on the HH and EQ areas of protection in the IMPACT WORLD+ LCIA method (Bulle et al., 2019) to get the highest level of aggregation based on natural sciences.

Convert them into a monetary unit using the budget constraints valuation method (Bo Pedersen Weidema, 2009) developed for Stepwise:

- 1 DALY (HH) = 74 000 Euros (2003)
- 1 pdf.m2.year = 0.14 Euros (2003)

Discount and sum the monetary scores in CAD (2017) to get a single environmental impact score using an inflation rate of 20% from 2003 to 2017 (https://france-inflation.com/calculateur_inflation.php; accessed in July 2019) and an exchange rate of 1.4772 (<https://www.poundsterlinglive.com/best-exchange-rates/best-euro-to-canadian-dollar-history-2017>; accessed in July 2019)

(2) Stepwise +Ricke: valuing (HH and EQ) + Climate Change (CC): This method, which is presented in the article, is a variation of the previous one. It uses the damage-oriented impact scores for HH and EQ in IMPACT WORLD+, excluding the contribution of CC impacts—a major area of concern for society—

that is assessed separately converting midpoint indicators into a monetary unit using the social cost of carbon method in Ricke et al. (2018): 1 ton CO₂ eq. = 417 USD (2017).

(3) Normalization to the Canadian dairy industry: First, the damage-oriented impact scores for HH and EQ and CC impact scores are normalized to the estimated annual environmental footprint of the Canadian dairy industry and then equally weighted (weighting factor of 1) as per Eq.1.

$$(1) \quad EI_j = \sum_{i \in I} \left[\frac{EI_{ji} \cdot p_i}{EID_i} \right]$$

EI_j: Environmental impact score for scenario *j*; *EID*, annual environmental impact score for the regional dairy industry; *i*: environmental impact category indicator; *p_i*: weighting factor for environmental impact category indicator *i* with each *p_i*=1.

The estimated annual environmental footprint of the industry was assessed using the average environmental impacts of 1 kg of Québec milk (Table H.1) multiplied by a factor of 20% to account for the average estimated impacts of the dairy industry's other life cycle stage (based on the results of a literature review of about 60 LCA studies on dairy products (Hambly, 2011)). Then, the result was multiplied by the quantity of milk produced in Canada (8.6 billion kg (AAC, 2017)) to reflect the environmental footprint of the Canadian dairy industry.

Table H.1 : Footprint of the Canadian dairy industry extrapolated from 1 kg of Québec milk average environmental impacts (from the Québec inventory database* (Lesage & Samson, 2016))

	Unit	Milk	Industry
Quantity	kg	1	8.64E+09
Climate change	kg CO ₂ eq.	1.27E+00	1.32E+10
Human Health	DALY	2.00E-06	2.07E+04
Ecosystem quality	pdf*m ² *yr	1.48E+00	1.54E+10

*Lesage, P.; Samson, R. The Quebec Life Cycle Inventory Database Project. *Int. J. LIFE CYCLE Assess.* **2016**, 21, 1282–1289.

Gross value added (GVA) scores were also normalized for the Canadian dairy industry GVA(19 billion Canadian dollars (AAC, 2017)). This method provides a good idea of the order of magnitude of GY system (0% fat) impacts across the industry and facilitates the interpretation to a certain extent.

2. Life cycle inventory

2.1. Environmental life cycle inventory

Table H.2 : Detailed life cycle inventory including data sources for 1 kg of GY produced before losses and wastage.

CE: centrifugation; FO: fortification with MPC 80 powder from the USA; UF: ultrafiltration. See Houssard et al. (2019) for more information on key parameters.

	Unit	CE	FO	UF	Data sources	ecoinvent 3.4 processes
Inputs from technosphere						
Raw material procurement						
Raw milk	kg	3.47	2.73	3.38	Houssard et al. (2019)	Cow milk {CA-QC} milk production, from cow Cut-off, U <i>Not in ecoinvent: MPC 80 manufactured in US created by Houssard (2018); milk, at farm, national average/US U System created by Thoma (2006).</i>
MPC powder	kg	—	0.03	—		
Raw milk transportation to yogurt plant	t.km	0.65	0.52	0.64		Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5
MPC transportation to GY plant	t.km	—	0.04	—		{RoW} Cut-off, U
Primary packaging						
PP containers (50% of FU) - polypropylene	g	17.67	17.67	17.67	Houssard et al. (2019)	Polypropylene granulate {GLO} market for Cut-off, U; injection moulding {CA-QC} injection moulding Cut-off, U; modified from {FR} thermoforming of plastic sheets {CA-QC} processing Cut-off, U polystyrene, general purpose {GLO} market for Cut-off, U; modified from {FR} thermoforming of plastic sheets {CA-QC} processing Cut-off, U
PS containers (50% of FU) - polystyrene	g	20.45	20.45	20.45		Polyethylene terephthalate, granulate, amorphous {GLO} market for Cut-off, U; extrusion, plastic film {CA-QC} production Cut-off, U
PET seal for PP containers	g	0.51	0.51	0.51		Proxy: paper, melamine impregnated {GLO} market for Cut-off, U
Laminated paper seal for PS containers	g	1.20	1.20	1.20		

Table H.2 : Detailed life cycle inventory including data sources for 1 kg of GY produced before losses and wastage (cont'd).

	Unit	CE	FO	UF	Data sources	ecoinvent 3.4 processes
Inputs from technosphere						
HDPE lid for PP containers	g	7.17	7.17	7.17		polyethylene, high density, granulate {GLO} market for Cut-off, U; extrusion, plastic film {CA-QC} production Cut-off, U
Bleached cardboard for PS containers	g	5.73	5.73	5.73		solid bleached board {CA-QC} production Cut-off, U
Secondary packaging						
Corrugated board	g	48.86	48.86	48.86		Corrugated board box {CA-QC} production Cut-off, U
LLDPE stretchwrap film	g	0.79	0.79	0.79	Houssard et al. (2019)	Polyethylene, linear low density, granulate {GLO} market for Cut-off, U; Extrusion, plastic film {CA-QC} production Cut-off, U
Wood pallet	g	0.14	0.14	0.14		Proxy: EUR-flat pallet {GLO} market for Cut-off, U
GY processing at plant						
Electricity	Wh	47.93	44.99	32.99		Electricity, medium voltage {CA-QC} market for Cut-off, U
Natural gas	MJ	0.70	0.58	0.82		Heat, district or industrial, natural gas {CA-QC} market for Cut-off, U
Sodium hydroxide in 50% solution state	g	0.36	0.36	0.35		Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for Cut-off, U
Nitric acid in 50% solution state	g	0.14	0.14	0.14	Houssard et al. (2019)	Nitric acid, without water, in 50% solution state {GLO} market for Cut-off, U
Deionised water	kg	0.26	0.34	0.25		Modified from {CH} -water, deionised, from tap water, at user {CA-Qc} production Cut-off, U, U
Tap water	kg	2.94	2.31	2.87		Tap water {CA-QC} market for Cut-off, U (water flows corrected)

Table H.2 : Detailed life cycle inventory including data sources for 1 kg of GY produced before losses and wastage (cont'd).

	Unit	CE	FO	UF	Data sources	ecoinvent 3.4 processes
Inputs from technosphere						
Distribution						
Electricity	Wh	186.1	186.1	186.1	Houssard et al. (2019)	Electricity, medium voltage {CA-QC} market for Cut-off, U
Transportation	t.km	0.15	0.15	0.15		Transport, freight, lorry with refrigeration machine, 7.5-16 ton, EURO5, R134a refrigerant, cooling {GLO} market for Cut-off, U;
Consumption						
Plastic bag	g	2	2	2	Houssard et al. (2019)	Polyethylene, high density, granulate {GLO} market for Cut-off, U and extrusion, plastic film {CA-QC} production Cut-off, U
Transportation	km	0.15	0.15	0.15		Transport, passenger car, medium size, petrol, EURO 5 {RoW} transport, passenger car, medium size, petrol, EURO 5 Cut-off, U
Electricity (refrigeration)	Wh	54.7	54.7	54.7		Electricity, low voltage {CA-QC} market for Cut-off, U
Tap water	kg	0.8	0.8	0.8		Tap water {CA-QC} market for Cut-off, U (water flows corrected)

Table H.2 : Detailed life cycle inventory including data sources for 1 kg of GY produced before losses and wastage (cont'd and end).

	Unit	CE	FO	UF	Data sources	ecoinvent 3.4 processes
Output to technosphere						
Wastes to treatment (plant, distribution, consumption, end of life)						
White water (plant)	m3	3.20E-03	2.65E-03	3.12E-03	Houssard et al. (2019)	Proxy: Wastewater from potato starch production {CA-QC} treatment of, capacity 1.1E10l/year alloc Rec, U
Wastewater treatment (consumption)	m3	8.000E-07	8.000E-04	8.000E-04		wastewater, average {CA-QC} treatment of wastewater, average, capacity 4.7E10l/year Cut-off, U
Cardboard and corrugated board	g	71.160	71.160	71.160		Waste paperboard {RoW} treatment of, sanitary landfill Cut-off, U
Plastic mixture landfill	g	49.178	49.178	49.178		Waste plastic, mixture {RoW} treatment of waste plastic, mixture, sanitary landfill Cut-off, U
Municipal waste collection (transportation)	t.km	0.012	0.012	0.012		Municipal waste collection service by 21 metric ton lorry {RoW} processing Cut-off, U
Products and co-products						
Cream	kg	0.34	0.27	0.33	Houssard et al. (2019)	
Greek yogurt (GY)	kg	1.00	1.00	1.00		
Whey	kg	2.13	1.56	2.05		

More details on GY manufacturing processes and key parameters are available in Houssard et al. (2019).

2.2. Life cycle cost inventory

2.2.1. VA assessment for the economic actors

The revenues and operational costs considered to calculate the GVA of each economic agent are detailed in tables H.3 and H.4:

- Raw material and services provider costs (e.g. electricity, natural gas, waste water treatment, chemicals, etc.) are included based on the inventory consumption (Table H.2) and 2017 unit prices. Data sources are referred in Table H.5. Losses and wastage across the life cycle stages are considered in the operational costs.

- Background service providers' gross value-added (GVA) was added using Exiobase, as detailed in section 2.2.2.
- Costs and revenues that are equivalent for all scenarios were not considered. They refer to the packaging, distribution, use and end of life stages of GY that are all the same for the functional unit.
- The GY processor's GVA is based on the difference between the average GY selling price (after a 50% deduction as a gross estimate for the distributor revenue) and GY manufacturer operating costs.
- All the co-products' operational costs and revenues fall within the system boundaries with the following assumptions:
- Cream from GY production is reused in other dairy products that are manufactured in the same yogurt plant. Therefore, cream price is based on Canadian Class 2b.
- Liquid permeate from GY production is reused in other dairy products that are manufactured in the same yogurt plant. Therefore, lactose price is based on Canadian Class 2b.
- Pig farmers' operating costs are beyond the system boundaries. They are assumed to be equivalent to corn grain operating costs and are therefore included in the corn grain costs external system.
- Biogas end-user and permeate powder end-user are not included in the system boundaries.

Table H.3 : GY value chain actor revenues and costs based on inventory flows for 1 kg of GY consumed; L&W included across the value chain

Economic actor	Costs and revenues types	Unit price (CAD)	Value in CAD			Unit	inventory (with L&W)			L&W rate (%)
			CE	FO	UF		CE	FO	UF	
QC farmer	raw milk production (including transportation)	0.42	1.44	1.13	1.40	kg	4.60	3.62	4.48	32.5
	operating costs	0.05	included	included	included	kg	3.47	2.73	3.38	29.0
	revenues	0.83	3.72	2.93	3.62		4.48	3.52	4.36	29.0
	GVA		2.28	1.79	2.22					
QC yogurt processor	raw milk transported	0.83	3.72	2.93	3.62	kg	4.48	3.52	4.36	29.0
	MPC 80 transported	6.92	—	0.26	—	kg	—	0.04	—	29.0
	GY packaging	NI	NI	NI	NI	NI	NI	NI	NI	
	electrical energy	0.04	3.62E-03	2.49E-03	1.83E-03	kwh	0.08	0.06	0.04	29.0
	natural gas	0.12	3.04E-03	2.48E-03	3.54E-03	m3	0.02	0.02	0.03	29.0
	operating costs	0.45	1.86E-03	1.55E-03	1.81E-03	m3	4.12E-03	3.43E-03	4.02E-03	29.0
	wastewater cost	0.34	1.40E-03	1.12E-03	1.36E-03	m3	4.12E-03	3.31E-03	4.02E-03	29.0
	acid cleaner	3.72	6.67E-04	6.57E-04	6.48E-04	kg	1.79E-04	1.77E-04	1.74E-04	29.0
	alkalin cleaner	3.56	1.66E-03	1.63E-03	1.61E-03	kg	4.66E-04	4.59E-04	4.53E-04	29.0
	UF membran cost	0.001	—	—	2.54E-04	u/ kg SM	—	—	3.93	29.0
	whey transportation	0.05	1.39E-01	1.01E-01	1.33E-01	kg	2.75E+00	2.01E+00	2.63E+00	29.0
	whey treatment	0.34	9.33E-04	6.83E-04	8.93E-04	m3	2.75E-03	2.01E-03	2.63E-03	29.0
	revenues	3.77	1.61	1.28	1.57	kg	0.43	0.34	0.42	26.0
	Greek yogurt price estimate (*)	5.08	6.40	6.40	6.40	kg	1.26	1.26	1.26	26.0
	whey or permeate	0	0.00	0.00	0.00	kg	2.68	1.97	2.57	26.0
	GVA		4.14	4.38	4.20					
QC GY distributor	Greek yogurt	5.08	6.10E+00	6.10E+00	6.10E+00	kg	1.20E+00	1.20E+00	1.20E+00	20.0
	electrical energy	0.04	9.58E-03	9.58E-03	9.58E-03	kwh	2.23E-01	2.23E-01	2.23E-01	20.0
	natural gas	0.12	NI	NI	NI	m3	NI	NI	NI	20.0
	transportation	0.05	6.05E-02	6.05E-02	6.05E-02	kg	1.20E+00	1.20E+00	1.20E+00	20.0
	other operating costs	NI	NI	NI	NI	u	NI	NI	NI	20.0
	revenues	10.159	12.19	12.19	12.19	kg	1.20	1.20	1.20	20.0
QC waste collector	GVA		NI	NI	NI					
	operating costs	0.216	NI	NI	NI	kg	NI	NI	NI	
	wastewater treatment	0.3395	NI	NI	NI	kg	NI	NI	NI	
	revenues	NI	NI	NI	NI	NI	NI	NI	NI	
	VA solid waste	0.3258792	5.06E-02	5.00E-02	5.00E-02	kg	1.55E-01	1.53E-01	1.53E-01	29.0
	VA wastewater treatment	0.3982968	2.06E-03	1.73E-03	2.02E-03	m3	5.17E-03	4.35E-03	5.06E-03	29.0
USA farmer	VA whey treatment	0.3982968	6.94E-03	4.98E-03	6.68E-03	m3	1.74E-02	1.25E-02	1.68E-02	29.0
	GVA		0.05	0.05	0.05					
	Raw milk production	0.35	—	0.29	—	kg	—	1.09	—	32.5
	transportation	0.05	—	0.05	—	kg	—	1.07	—	29.0
	revenues	0.48	—	0.52	—		—	1.07	—	29.0
	GVA		—	0.17	—		—	1.07	—	
USA ingredient manufacturer	raw milk transported	0.48	—	0.52	—	kg	—	1.07	—	29.0
	electrical energy	0.07	—	8.14E-04	—	kwh	—	0.01	—	29.0
	Natural gas	0.19	—	1.54E-03	—	m3	—	0.01	—	29.0
	operating costs	0.94	—	2.76E-04	—	m3	—	2.94E-04	—	29.0
	wastewater cost	1.39	—	4.68E-05	—	m3	—	3.37E-05	—	29.0
	acid cleaner	3.72	—	4.70E-05	—	kg	—	1.26E-05	—	29.0
	alkalin cleaner	3.56	—	1.17E-04	—	kg	—	3.29E-05	—	29.0
	UF membran cost	0.000	—	2.54E-04	—	u/ kg SM	—	0.96	—	29.0
	kraft paper bag	0.013	—	1.94E-05	—	u/25 kg	—	0.04	—	29.0
	MPC 80 transportation	0.19	—	0.007	—	kg	—	0.04	—	29.0
	revenues	7.68	—	0.80	—	kg	—	0.10	—	29.0
	MPC 80 transported	6.92	—	0.26	—	kg	—	0.04	—	29.0
	Permeate powder	0.48	—	0.49	—	kg	—	1.02	—	29.0
	GVA		—	1.03	—		—	—	—	

Table H.4 : Whey valorization actor revenues and costs based on inventory flows for 1 kg of GY consumed; L&W included across the value chain

Economic actor	Costs and revenues types		Unit price (CAD)	CAD			Unit	Quantity (with L&W)			L&W rate (%)
				CE	FO	UF		CE	FO	UF	
Pig farmer	operating costs	TBD	NI	NI	NI	NI	NI	NI	NI	NI	26.00
	revenues	Corn grain substitution	0.258	4.23E-02	3.25E-02	3.90E-02	kg	1.64E-01	1.26E-01	1.51E-01	26.00
	GVA			0.04	0.03	0.04					
Biodigestion	operating costs	digestate valorization	0.05	2.15E-05	1.57E-05	2.06E-05	kg	4.29E-04	3.14E-04	4.11E-04	26.0
		electricity	0.04	2.33E-03	1.71E-03	2.24E-03	kwh	5.44E-02	3.98E-02	5.23E-02	26.0
		natural gas	0.12	2.18E-03	1.60E-03	2.10E-03	m3	1.77E-02	1.29E-02	1.70E-02	27.0
		tap water	0.00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	m3	4.28E-04	3.14E-04	4.13E-04	26.0
		waste water treatment	0.34	1.46E-04	1.07E-04	1.40E-04	m3	4.29E-04	3.14E-04	4.13E-04	26.0
		transportation	0.05	8.39E-05	1.34E-04	5.81E-05	kg	1.66E-03	2.65E-03	1.15E-03	26.0
	revenues	biogas	0.12	8.84E-03	6.47E-03	8.46E-03	m3	7.36E-02	5.39E-02	7.05E-02	26.00
		fertilizer	0	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	kg	1.66E-03	2.65E-03	1.15E-03	26.00
		GVA waste water treatment	0.40	1.71E-04	1.25E-04	1.65E-04	m3	4.29E-04	3.14E-04	4.13E-04	26.00
	GVA			4.24E-03	3.04E-03	4.06E-03					
GY processor	operating costs	electrical energy	0.04	—	—	5.40E-04	kwh	—	—	1.26E-02	26.00
		natural gas	0.12	—	—	1.17E-01	m3	—	—	9.49E-01	27.00
		water	0.45	—	—	1.45E-01	m3	—	—	3.22E-01	28.00
	revenues	permeate price class 2a	0.37	—	—	0.95	kg	—	—	2.57	26.0
	GVA					0.68					
Ingredient manufacturer	operating costs	electrical energy	0.04	0.00E+00	0.00E+00	3.87E-03	kwh	0.00E+00	0.00E+00	9.03E-02	26.00
		natural gas	0.12	0.00E+00	0.00E+00	7.11E-01	m3	0.00E+00	0.00E+00	5.75E+00	26.00
		water	0.45	0.00E+00	0.00E+00	2.36E-01	m3	0.00E+00	0.00E+00	5.22E-01	26.00
		wastewater cost	0.34	0.00E+00	0.00E+00	3.31E-05	m3	0.00E+00	0.00E+00	9.75E-05	26.00
		acid cleaner	3.72	0.00E+00	0.00E+00	1.95E-04	kg	0.00E+00	0.00E+00	5.24E-05	26.00
		alkalin cleaner	3.72	0.00E+00	0.00E+00	5.13E-04	kg	0.00E+00	0.00E+00	1.38E-04	26.00
		packaging	0.01	0.00E+00	1.79E-06	0.00E+00	kg	0.00E+00	0.00E+00	1.26E-02	26.00
	revenues	permeate powder market price	1.29	0.00E+00	0.00E+00	2.13E-01	kg	0.00E+00	0.00E+00	1.65E-01	26.00
		GVA waste water treatment	0.40	0.00E+00	0.00E+00	3.88E-05	m3	0.00E+00	0.00E+00	9.75E-05	26.00
	GVA			—	—	-0.74		—	—		

Note that the UF-PP scenario has a negative GVA in 2017 due to unfavourable market price conditions for milk ingredients.

Table H.5 : Data sources for Canadian and USA costs and revenues

Economic actor	Costs and revenues types		Unit price	unit	Data for calculation	Source	URL	Access date
QC farmer	operating costs	raw milk production (including transportation)	43.09	CAD/hl	d = 1037 kg.l ⁻¹	CCL (2018)	http://www.cdc-ccl.gc.ca/CDC/index-fra.php?id=3941	Sep-19
		transportation	2.43	CAD/hl	d = 1037 kg.l ⁻²	PLQ (2017)	http://lait.org/fichiers/RapportAnnuel/FPLQ-2017/transport.pdf	Sep-19
	revenues	raw milk Class 2a	0.83	CAD/kg	P = 3.27 w/w; F = 3.97 w/w; OS = 5.56 w/w Av. 2017 Cost for class 2 a P, F and OS (confidential) P = 3.27 w/w; F = 3.97 w/w; OS = 5.56 w/w Av. 2017 Cost for class 2 a P, F and OS (confidential)	PLQ (2017)	Personal communication with Folence Bouchard-Santerre	Jul-18
QC yogurt processor	operating costs	raw milk transported	0.83	CAD/kg	P = 3.27 w/w; F = 3.97 w/w; OS = 5.56 w/w Av. 2017 Cost for class 2 a P, F and OS (confidential) Transportation = 1500 km; Av. MPC price = 6.17 USD/kg; Exchange rate: 1.2969 CAD/USD	PLQ (2017)	Personal communication with Folence Bouchard-Santerre https://www.dairy.com/docs/sample-publications/ingredient-digest.pdf https://www.bankofcanada.ca/rates/exchange/annual-average-exchange-rates/	Jul-18 Sep-19
		MPC 80 transported GY packaging	8.14 NI	CAD/kg		Ingredient digest (2017)		Sep-19
		electrical energy	0.04	CAD/kwh		Énergie et ressource naturelles Qc (2014)	https://mern.gouv.qc.ca/energie/statistiques/statistiques-energie-prix-electricite.jsp	Sep-19
		natural gas	3.26	CAD/GJ		Energir (2018)	https://www.energir.com/fr/grandes-entreprises/prix-du-gaz-naturel/prix-et-historique/	Sep-19
		water	0.45	CAD/m3		Mamrot (2015)	MAMROT, 2015, Rapport sur le coût et les sources de revenus des services d'eau, Ministère Québécois des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire.	Sep-19
		wastewater cost	0.34	CAD/m3		Mamrot (2015)	MAMROT, 2015, Rapport sur le coût et les sources de revenus des services d'eau, Ministère Québécois des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire.	Sep-19
		acid cleaner	3.72	CAD/kg		CYNDAN(2018)	CYNDAN, 2018, Food and Beverages CIP Cleaners, Ressource en ligne - URL : https://cyndan.com.au/en/24-cip-cleaners - consulté en mars 2018.	Mar-18
		alkalin cleaner	3.56	CAD/kg		CYNDAN(2018)	CYNDAN, 2018, Food and Beverages CIP Cleaners, Ressource en ligne - URL : https://cyndan.com.au/en/24-cip-cleaners - consulté en mars 2018.	Mar-18
		UF membrane cost	0.001	u/ kg SM	Shelf life : 3 years; Size 1007 m2; Cost for 10KPA : 82.36 CAD/m2; capacity in kg of SM treated (SM= Skimmed milk)	Alfa Laval (2015); Simulation Benoit and Houssard (2017)		
		whey transportation	0.05	CAD/kg	assumed to be twice the milk transportation cost	assumption		
		whey treatment	0.34	CAD/m3		Mamrot (2015)	MAMROT, 2015, Rapport sur le coût et les sources de revenus des services d'eau, Ministère Québécois des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire.	Sep-19
	revenues	cream	3.77	CAD/kg	P = 2.04 w/w; F = 40 w/w; OS = 3.48 w/w Av. 2017 Cost for class 2 a P, F and OS (confidential)	PLQ (2017)	Personal communication with Folence Bouchard-Santerre	Jul-18
		Greek yogurt price estimate (*)	5.08	CAD/kg	Av. Grocery price : 10.159 CAD Revenue assumed to be half the price of grocery	Market survey Montréal (2017)		
		whey or permeate	0	CAD/kg	No value			
QC GY distributor	operating costs	Greek yogurt	5.08	CAD/kg	See Qc yogurt processor price estimate			
		electrical energy	0.04	CAD/kwh		Énergie et ressource naturelles Qc (2014)	https://mern.gouv.qc.ca/energie/statistiques/statistiques-energie-prix-electricite.jsp	Sep-19
		natural gas	0.12	CAD/GJ		Energir (2018)	https://www.energir.com/fr/grandes-entreprises/prix-du-gaz-naturel/prix-et-historique/	Sep-19
		transportation other operating costs	0.05 NI	CAD/kg	assumed to be twice the price of Qc milk transportation			
	revenues	Greek yogurt selling price (*)	10.159		Av. Grocery price : 10.159 CAD	Market survey Montréal (2017)		
QC waste collector	operating costs	solid waste landfill average	216	CAD/ton		Ville de Montréal (2017)	http://ville.montreal.qc.ca/vuesurlesindicateurs/index.php?kpi=2441 MAMROT, 2015, Rapport sur le coût et les sources de revenus des services d'eau, Ministère Québécois des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire.	Sep-19
		wastewater treatment	0.3395	CAD/m3		MAMROT(2015)		Sep-19
	revenues		NI					
		VA solid waste	0.3258792	CAD/kg	1.5087 CAD/EURO; inflation rate: 4.8%; 216 CAD/ton (cf solid waste landfill); 0.64 Euro (2011)/Euro (2011)			
		VA wastewater treatment VA whey treatment	0.40 0.40	CAD/kg CAD/kg	1.5087 CAD/EURO; inflation rate: 4.8%; 216 CAD/ton (cf solid waste landfill); 0.88 Euro (2011)/Euro (2011) assumed to be the same than wastewater	EXIOBASE Consortium. (2017). EXIOBASE (Version 3) [product-by-product industry-technology-assumption coefficients, for year 2011]. Retrieved from EXIOBASE. Retrieved March 14, 2019, from https://www.exioibase.eu/index.php/data-download/exioibase3mon?limit=20&limitstart=20		

Table H.5 : Data sources for Canadian and USA costs and revenues (cont'd)

Economic actor	Costs and revenues types		Unit price	unit	Data for calculation	Source	URL	Access date
USA farmer	operating costs	Raw milk production	12.29	USD/cwt	1 cwt = 45.35 kg; exchange rate : 1.29 CAD/USD	USDA ERS (2017)	https://www.ers.usda.gov/data-products/milk-cost-of-production-estimates/milk-cost-of-production-estimates/#Milk%20Cost-of-Production%20Estimates-2016%20Base	
		transportation	0.05	CSD/kg	assumed to be twice the price of Qc milk transportation			
	revenues	Raw milk Class IV	16.90	USD/cwt	1 cwt = 45.35 kg; exchange rate : 1.29 CAD/USD	USDA ERS (2017)	https://www.ams.usda.gov/mnreports/dymclassprices.pdf	Sep-19
USA ingredient manufacturer	operating costs	raw milk transported	16.90	USD/cwt	1 cwt = 45.35 kg; exchange rate : 1.29 CAD/USD	USDA ERS (2017)	https://www.ams.usda.gov/mnreports/dymclassprices.pdf	Sep-19
		electrical energy	6.88	USD/kwh	US industrial average electrical cost; exchange rate : 1.29 CAD/USD	EIA (2017)	https://www.eia.gov/electricity/annual/html/epa_02_04.html	Sep-19
		Natural gas	4.1	USD/1000cubic feet	US industrial average Natural gas cost; exchange rate : 1.29 CAD/USD; 35.3147 cubic foot/m3	EIA (2017)	https://www.eia.gov/dnav/ng/ng_pri_sum_dc_u_nus_a.htm	Sep-19
		water	3.55E-03	USD/gallon	exchange rate : 1.29 CAD/USD;	Statista (2013)	https://www.statista.com/statistics/754676/average-us-industrial-water-and-sewage-costs/	Sep-19
		wastewater cost	5.25E-03	USD/gallon	exchange rate : 1.29 CAD/USD;	Statista (2013)	https://www.statista.com/statistics/754676/average-us-industrial-water-and-sewage-costs/	Sep-19
		acid cleaner	3.72	CAD/kg		CYNDAN(2018)	https://cyndan.com.au/en/24-cip-cleaners	Mar-18
		alkalin cleaner	3.56	CAD/kg		CYNDAN(2018)	https://cyndan.com.au/en/24-cip-cleaners	Mar-18
		UF membran cost	2.65E-04	u/ kg SM	Shelf life : 3 years; Size 1007 m2; Cost for 10KPA : 82.36 CAD/m2; capacity in kg of SM treated (SM= Skimmed milk)	Alfa Laval (2015); Simulation Benoit and Houssard (2017)		
		kraft paper bag (25 kg)	0.25	USD/u	exchange rate : 1.29 CAD/USD;	Alibaba (2019)	https://www.alibaba.com/showroom/25kg+kraft+paper+bag.html?fsb=v&indexArea=product_en&CatId=23190205&SearchText=25kg+kraft+paper+bag&isGalleryList=G	Sep-19
		MPC 80 transportation	0.19	CAD/kg	Based on PLC transportation : 1500 km; 2.42 CAD/hl milk (over 182 km)			
	revenues	Cream	2.69	USD/pound	US butterfat class IV price (Butter and powders); 1.29 CAD/USD;	USDA ERS (2019)	https://www.ams.usda.gov/mnreports/dymclassprices.pdf	Sep-19
		MPC 80	2.78	USD/lb	Exchange rate : 1.2969 CAD/USD	<i>Ingredient Digest</i> (2017)	https://www.dairy.com/docs/sample-publications/ingredient-digest.pdf	Sep-19
		Permeate powder	0.17	USD/pound	US OS class IV price (Butter and powders); Exchange rate: 1.2969 CAD/USD; 0.4536 kg/pound	USDA ERS (2019)	https://www.ams.usda.gov/mnreports/dymclassprices.pdf	Sep-19

Table H.5 : Data sources for Canadian and USA costs and revenues (cont'd and end)

Economic actor	Costs and revenues types		Unit price (CAD)	unit	Data for calculation	Source	URL	Access date
Pig farmer	operating costs	NI	NI		Supposed to be included in Corn grain system			
	revenues	Corn grain substitution	258	CAD/ton	Calculation based on eq. energy content between corn grain and whey	AAFC (2019)	http://www.agr.gc.ca/resources/prod/doc/misb/mag-gam/tgt-cdp/tgt-tabla_20190826-eng.pdf	Sep-19
Biodigestion	operating costs	digestate valorization	50	CAD/ton		HEC (2019)	Personal communication with Remy Nicolai	Jul-19
		electricity	0.04	CAD/kwh		Énergie et ressource naturelles Qc (2014)	https://mern.gouv.qc.ca/energie/statistiques/statistiques-energie-prix-electricite.jsp	Sep-19
		natural gas	0.12	CAD/GJ		Energir (2018)	https://www.energir.com/fr/grandes-entreprises/prix-du-gaz-naturel/prix-et-historique/	Sep-19
		tap water	0.45	CAD/m3		Mamrot (2015)	MAMROT, 2015, Rapport sur le coût et les sources de revenus des services d'eau, Ministère Québécois des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire.	Sep-19
		waste water treatment	0.34	CAD/m3		Mamrot (2015)	MAMROT, 2015, Rapport sur le coût et les sources de revenus des services d'eau, Ministère Québécois des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire.	Sep-19
		transportation	5.23	CAD/hl	Assumed to be twice the distance of Qc milk			Sep-19
	revenues	biogas	0.12	CAD/Nm3		HEC (2019)	Personal communication with Remy Nicolai	Jul-19
		fertilizer	0		No revenue			
		GVA waste water treatment	0.40	CAD/kg	1.5087 CAD/EURO; inflation rate: 4.8%; 216 CAD/ton (cf solid waste landfill); 0.88 Euro (2011)/Euro (2011)	EXIOBASE Consortium. (2017). EXIOBASE (Version 3) [product-by-product industry-technology-assumption coefficients, for year 2011]. Retrieved from EXIOBASE. Retrieved March 14, 2019, from https://www.exiobase.eu/index.php/data-download/exiobase3mon?limit=20&limitstart=20		
GY processor	operating costs	electrical energy	0.04	CAD/kwh		Énergie et ressource naturelles Qc (2014)	https://mern.gouv.qc.ca/energie/statistiques/statistiques-energie-prix-electricite.jsp	Sep-19
		natural gas	0.12	CAD/GJ		Energir (2018)	https://www.energir.com/fr/grandes-entreprises/prix-du-gaz-naturel/prix-et-historique/	Sep-19
		water	0.45	CAD/m3		Mamrot (2015)	MAMROT, 2015, Rapport sur le coût et les sources de revenus des services d'eau, Ministère Québécois des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire.	Sep-19
	revenues	UF permeate price class 2a	0.37	CAD/kg	P = 0.18 w/w; F = 0 w/w; OS = 5.99 w/w Av. 2017 Cost for class 2 a P, F and OS (confidential)	PLQ (2017)	Personal communication with Folenche Bouchard-Santere	Jul-18
Ingredient manufacturer	operating costs	electrical energy	0.04	CAD/kwh		Énergie et ressource naturelles Qc (2014)	https://mern.gouv.qc.ca/energie/statistiques/statistiques-energie-prix-electricite.jsp	Sep-19
		natural gas	3.26	CAD/GJ		Energir (2018)	https://www.energir.com/fr/grandes-entreprises/prix-du-gaz-naturel/prix-et-historique/	Sep-19
		water	0.45	CAD/m3		Mamrot (2015)	MAMROT, 2015, Rapport sur le coût et les sources de revenus des services d'eau, Ministère Québécois des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire.	Sep-19
		wastewater cost	0.34	CAD/m3		Mamrot (2015)	MAMROT, 2015, Rapport sur le coût et les sources de revenus des services d'eau, Ministère Québécois des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire.	Sep-19
		acid cleaner	3.72	CAD/kg		CYNDAN (2018)	CYNDAN, 2018, Food and Beverages CIP Cleaners, Ressource en ligne - URL : https://cyndan.com.au/en/24-cip-cleaners - consulté en mars 2018.	Mar-18
		alkalin cleaner	3.56	CAD/kg		CYNDAN (2018)	CYNDAN, 2018, Food and Beverages CIP Cleaners, Ressource en ligne - URL : https://cyndan.com.au/en/24-cip-cleaners - consulté en mars 2018.	Mar-18
	revenues	kraft paper bag (25 kg)	0.25	USD/u	exchange rate : 1.29 CAD/USD;	Alibaba (2019)	https://www.alibaba.com/showroom/25kg+kraft+paper+bag.html?fsb=y&In dexArea=product_en&CatId=23190205&SearchText=25kg+kraft+paper+bag&jsGalleryList=G	Sep-19
		permeate powder market price	0.87	Euro/kg	exchange rate : 1.4772 CAD/USD;	CLAL (2017)	https://www.clal.it/en/?section=grafici_siero	Sep-19
		GVA waste water treatment	0.40	CAD/kg	1.5087 CAD/EURO; inflation rate: 4.8%; 216 CAD/ton (cf solid waste landfill); 0.88 Euro (2011)/Euro (2011)	EXIOBASE Consortium. (2017). EXIOBASE (Version 3) [product-by-product industry-technology-assumption coefficients, for year 2011]. Retrieved from EXIOBASE. Retrieved March 14, 2019, from https://www.exiobase.eu/index.php/data-download/exiobase3mon?limit=20&limitstart=20		

2.2.2. Other economic actors' VA estimation with Exiobase

The direct value added associated with the foreground system stages (i.e. milk production, transportation, yogurt manufacturing and associated waste treatment) was estimated to be between 48% and 50% of the life cycle value added of the yogurt. Modelling was performed with the Exiobase EEIO database (v3.4, as available in openLCA) for a national scope (Canada) considering the dairy product manufacturing sector as a proxy for yogurt manufacturing. Value added components considered are i) consumption of fixed capital, ii) remaining net operating surplus, iii) other net taxes on production, and iv) total taxes minus subsidies on products purchased. Due to uncertainties regarding which transportation inputs in the Exiobase model had to be related to the actual milk transportation, a sensitivity analysis was carried out and confirmed that the foreground system's contribution to life cycle value added remains in the 48-50% range (Figure H.3).

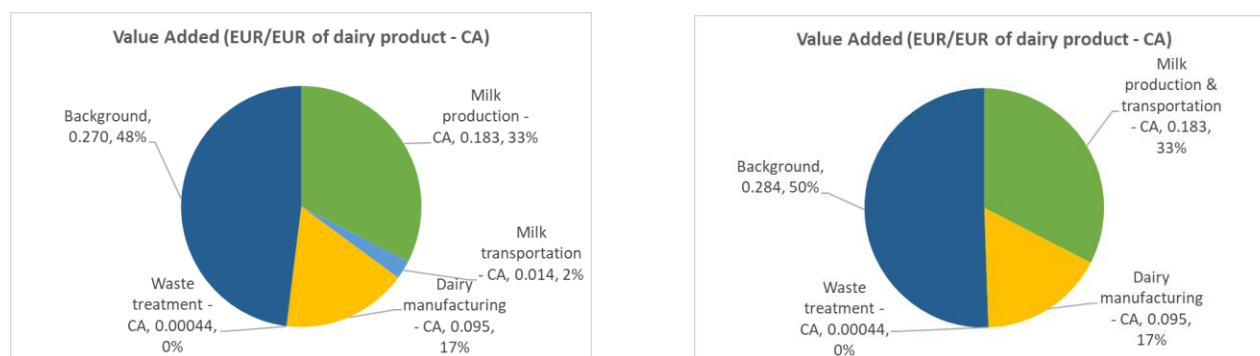


Figure H.3: Sensitivity analysis on value added distribution between the foreground and background system stages of dairy product in Canada.

3. Additional results

3.1. Whey management impacts on climate change for each GY technology

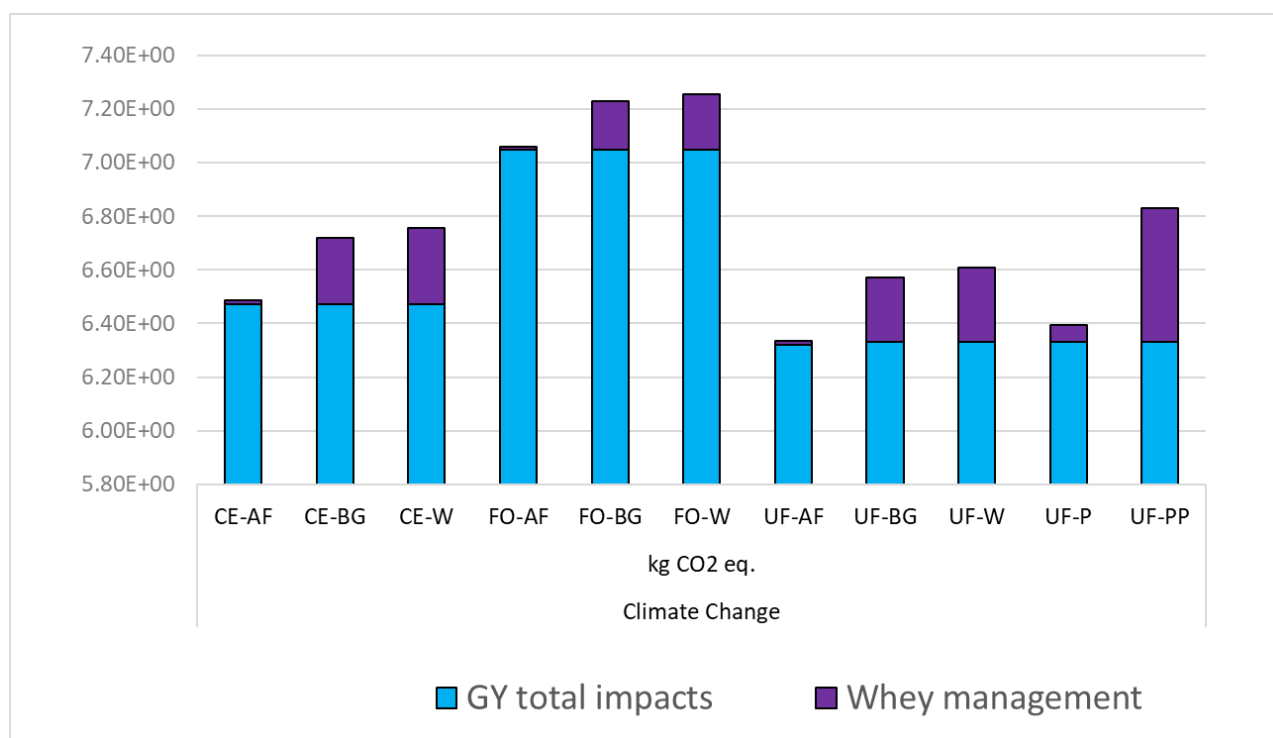


Figure H.4: Comparison of whey management impacts on climate change for CE: centrifugation; FO: fortification; UF: ultrafiltration; animal feed (AF), biogas (BG); permeate on-site valorization (P); permeate powder (PP); treatment at wastewater plant (W)

3.2. Comparison of normalization and weighting method results

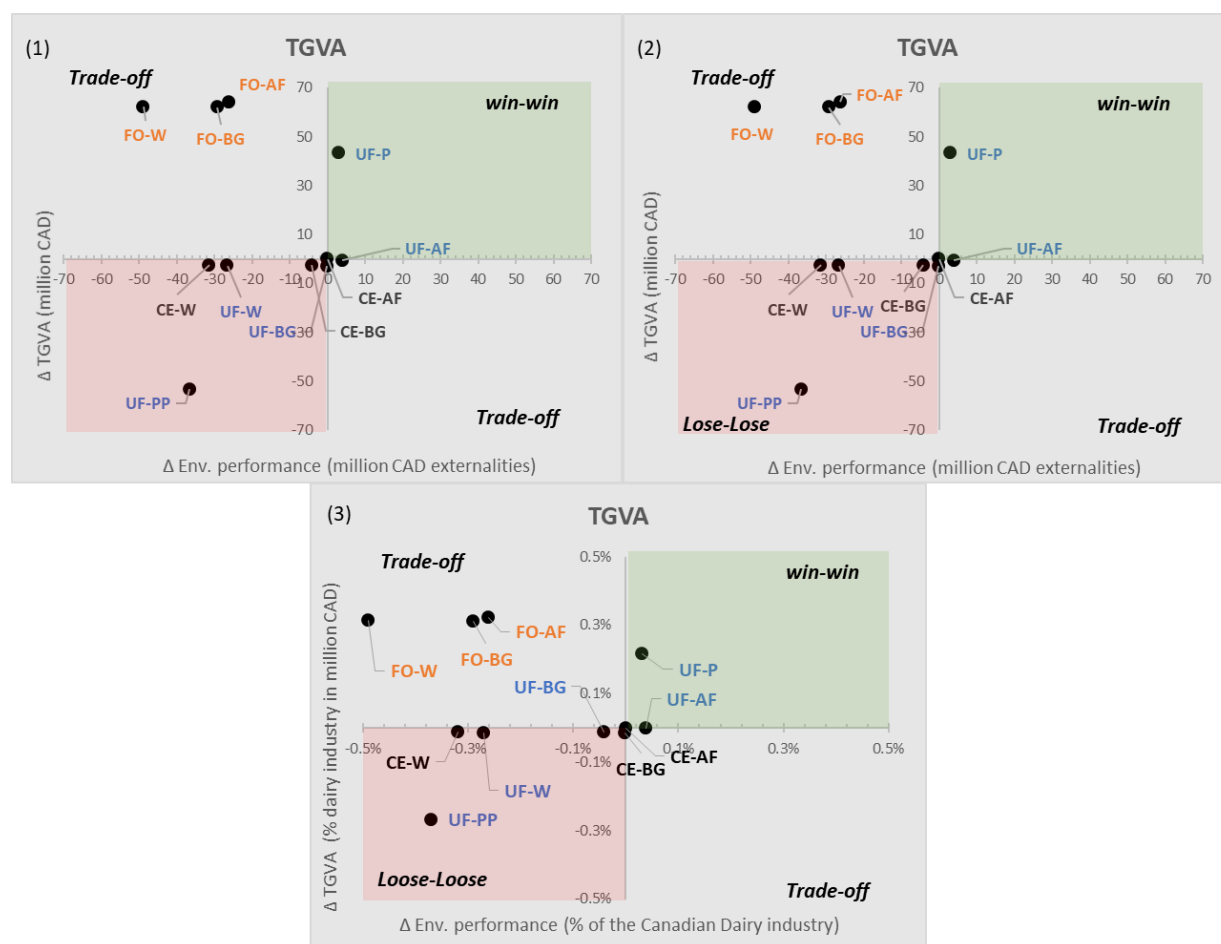


Figure H.5: Comparison of normalization and weighting method on TGVA EE profile results: (1) Stepwise; (2) Stepwise+Ricke; (c) % of the Canadian dairy industry

Note: The results only consider 0% fat GY, which is estimated to make up 50% of the Canadian GY market (personal communication with Nielsen and GY manufacturers). Since the impacts of GY increase with yogurt fat content (Houssard, Maxime, Pouliot, et al., 2019), the environmental impacts of the total GY market in Canada are at least twice the ones presented in these figures.

ANNEXE I : PERTES ET GASPILLAGES ALIMENTAIRES : ÉTUDE PROSPECTIVE DE LA FILIÈRE LAITIÈRE

Ces travaux sont issus d'une collaboration interuniversitaire et le milieu de pratique industriel. Ils ont été coordonnés par le Centre interdisciplinaire de recherche en opérationnalisation du développement durable (CIRODD) et ont impliqué des chercheurs de l'ESG-UQÀM, de l'Université Laval et de Polytechnique Montréal ainsi que l'organisme Novalait.

Ils ont fait l'objet d'une publication dans le Cahier de recherche #5 du centre OSE en 2016. Les auteurs de ce cahier de recherche sont : Catherine Housard, Marie-Andrée Caron, Alain Doyen, Yves Pouliot, Dominique Maxime, Manuele Margni, Jean-François Parenteau et Élise Gosselin.

1 Objectifs du projet

Étudier de manière transdisciplinaire le phénomène des pertes et gaspillages alimentaires (PGA) sur toute la chaîne de valeur de la filière laitière (de la production jusqu'au consommateur) afin d'en caractériser l'ampleur et de proposer des pistes de solutions dans une perspective de développement durable.

- Étape 1 : Documenter les enjeux de l'industrie laitière en matière de PGA et identifier les acteurs concernés par ces enjeux.
- Étape 2 : Valider la représentativité des enjeux identifiés auprès des acteurs de la chaîne de valeur.
- Étape 3 : Développer un ou des outils (techniques ou de gestion) permettant la mesure et la diminution des PGA sur toute la chaîne de valeur.

Le présent rapport synthétise les résultats de la première étape de réalisation du projet. La suite du projet prendra appui sur les discussions et les commentaires que susciteront ces premiers résultats auprès des acteurs concernés.

2 Évaluation préliminaire des PGA dans la filière laitière au Québec

2.1 Mise en contexte, données générales et définitions

À l'heure où l'on s'interroge sur la sécurité alimentaire des populations face aux changements climatiques et à la croissance démographique mondiale, les pertes et gaspillages alimentaires (PGA) apparaissent comme étant un des grands enjeux de durabilité. Selon l'étude globale menée par la FAO en 2011, 1,3 milliard de tonnes par année des denrées alimentaires produites pour la consommation humaine seraient perdues ou gaspillées tout au long de la chaîne d'approvisionnement (FAO, 2011). Ce volume, qui représente environ 33 % des denrées alimentaires produites mondialement, révèle l'inefficience du système actuel. Ainsi, une partie significative des ressources utilisées pour la production de nourriture sont gaspillées et sont à l'origine d'émissions de gaz à effet de serre qui pourraient être en partie évitées. Les rapports sur le sujet se multiplient et de nombreuses initiatives voient le jour au niveau mondial pour enrayer cette problématique. À ce titre, le gaspillage alimentaire a été la thématique de la journée mondiale de l'environnement organisée par l'UNEP en 2013. On relève aussi l'implication significative des états de l'Union européenne qui ont déclaré l'année 2014 comme « année de lutte européenne contre le gaspillage alimentaire » et qui ont défini un certain nombre d'engagements et d'actions pour y parvenir. La France a par exemple inscrit la lutte contre le gaspillage alimentaire comme l'un des grands enjeux prioritaires de la politique publique de l'alimentation dans une loi votée en 2014 (Assemblée nationale française, 2014). Cette évolution législative a constitué un signal fort et a donné une impulsion à la mise en place de mesures de correction et de prévention règlementaires ou volontaires au niveau de tous les acteurs de la chaîne alimentaire. Ces récentes mesures, largement véhiculées dans la presse internationale, inspirent de nouvelles initiatives volontaires sur le territoire canadien, notamment auprès du secteur de la distribution et celui des banques alimentaires (Paré, 2015; Cadieux, 2015). Selon un sondage très récent, « les Québécois croient qu'il est important de réduire le gaspillage alimentaire : 82 % se disent préoccupés par le gaspillage et plus de la moitié des répondants estiment que la réduction du gaspillage est le deuxième geste en importance à poser pour l'environnement, après le recyclage » (IGA, 2015). Enfin, dans la politique de bannissement des matières organiques putrescibles au Québec, prévue pour 2020, il est mentionné que « Le gaspillage des aliments est une problématique environnementale et sociale de premier plan à l'échelle mondiale à laquelle il faut répondre [...] le gouvernement aura un rôle à jouer pour proposer des solutions pour contrer ce phénomène » (MDDEP, 2012). Un certain nombre de défis restent à surmonter et de stratégies à mettre en place

pour permettre l'opérationnalisation de cette politique (Robichaud, 2014). Néanmoins, son existence offre de nouvelles opportunités économiques et constitue un incitatif à l'action proactive pour les acteurs de la chaîne de valeur.

2.1.1 Évaluation des PGA au Canada

La FAO estime les PGA en Amérique du Nord à un chiffre entre 280 et 300 kg de nourriture par habitant et par an ce qui constitue la plus haute valeur mondiale, les plus bas taux ayant été estimé en Asie du Sud et du Sud-Est à 125 kg par habitant. Ce chiffre vient corroborer les estimations effectuées par l'Institut VCMC au Canada (Gooch & al., 2010) qui révèle des pertes de 280 kg par Canadien par an, représentant environ 27 milliards de dollars de nourriture, dont 50 % seraient attribuables à la chaîne d'approvisionnement en amont du consommateur final.

2.1.2 Définition des pertes et gaspillages alimentaires (PGA)

Il n'y a à l'heure actuelle dans la littérature, ni consensus sur la façon de définir les PGA (Provision Coalition, 2014), ni consensus sur les nuances qui distinguent les pertes des gaspillages (Esnouf, 2010). Le présent rapport utilise la définition proposée par la FAO (2011) comme point de départ. Cette définition fera néanmoins l'objet de discussions ultérieures et pourrait être révisée afin de bien refléter la vision du secteur laitier québécois sur le sujet. Dans le rapport de la FAO, les pertes alimentaires correspondent à la diminution de la masse des denrées alimentaires comestibles et se vérifient au stade de la production, de l'après récolte et de la transformation. Les pertes constatées à la fin de la chaîne alimentaire (distribution et consommation finale) sont généralement appelées « gaspillages alimentaires » et sont en lien avec le comportement des distributeurs et des consommateurs. Selon cette définition, les PGA incluent les denrées alimentaires qui étaient au départ destinées à la consommation humaine. Ainsi les denrées qui sont déviées de leur vocation d'origine pour être réutilisées, par exemple en alimentation animale ou en biomasse, sont considérées comme des PGA. Cette approche distingue cependant les utilisations planifiées, hors de la chaîne d'alimentation humaine, de celles non planifiées qui sont considérées comme des pertes. Cette dernière distinction pourra se révéler particulièrement importante pour la comptabilisation des pertes de l'industrie de la transformation laitière, qui génère un nombre important de sous-produits et de résidus organiques.

2.2 Données concernant les PGA dans la filière laitière au Québec

Le secteur laitier ne fait pas exception à cette problématique. Dans le rapport de la FAO (2011), on estime les pertes et gaspillages de produit laitier à 20 % pour la région Amérique du Nord-Océanie, ce qui correspond à la moyenne mondiale dans ce secteur d'activité. D'autres sources estiment des pertes supérieures à 30 % pour le secteur laitier (Kantor et al., 1997; USDA, 2012). La répartition des pertes et gaspillages varie d'un pays à l'autre et, selon ces données, les gaspillages causés par le consommateur final seraient prépondérants en Amérique du Nord. La figure ci-dessous illustre les données provenant de la FAO. Les principales causes des PGA et les enjeux relatifs aux différents acteurs sont présentés succinctement dans les sections suivantes.

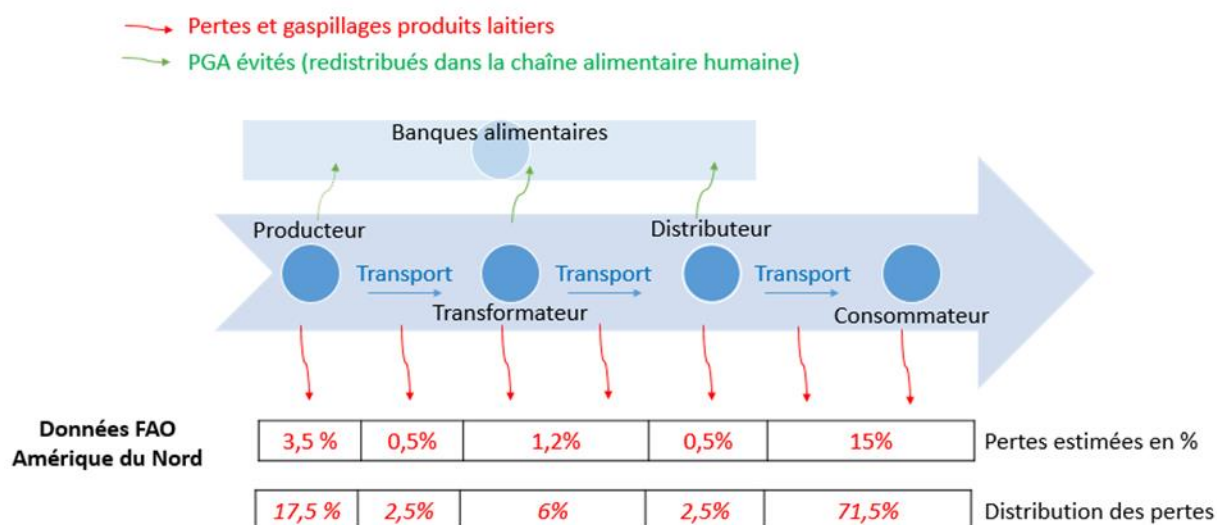


Figure I.1 : Répartition des PGA dans la chaîne d'approvisionnement du secteur laitier en Amérique du Nord et contribution par acteur (basé sur les données de la FAO de 2011)

2.2.1 Producteurs

Sur les 20 % de PGA référencés par la FAO en Amérique du Nord, les pertes de lait au niveau des producteurs seraient < à 5 %. Elles seraient principalement causées par les maladies contractées par les vaches (mastites) (FAO, 2011). Une partie serait aussi attribuable au lait refusé par les usines pour des problèmes de qualité (présence d'antibiotique, cellules somatiques, ou autres), qui serait retourné au producteur et pris en charge par l'organisation des Producteurs de lait du Québec (PLQ). Il y aurait également parmi ces pertes 0,5 % de pertes au cours du transport et du stockage du lait (Solinov, 2013). Le système de gestion de l'offre permet en général de limiter les gaspillages

relatifs à une production excédentaire grâce au mécanisme de réévaluation régulière des quotas qui assure l'ajustement de l'offre à la demande. On note cependant que du gaspillage de lait se produit minimalement lorsque les usines de transformation ferment leurs portes lors de la période des fêtes (Ménard, 2013). En outre, au cours des derniers mois, les médias ont été nombreux à relater l'appréhension des producteurs quant à l'augmentation des surplus structurels qui pourraient occasionner le gaspillage d'une grande quantité de produits, notamment au niveau des solides non gras du lait, suite à la croissance de la consommation de beurre et de crème et à l'augmentation des importations de substances protéiniques laitières (Bérubé, 2015; Radio Canada, 2015). Les données chiffrées relatives à cette problématique sont cependant pour l'instant limitées puisque le phénomène est assez récent.

2.2.2 *Transformateurs*

Le secteur de la transformation enregistrerait quant à lui 1,2% de pertes. Ces pertes proviendraient essentiellement de produits non conformes ou du retour de produits des tablettes de magasins (produits périmés, emballages endommagés, etc.) et minimalement de tests R&D. Les sous-produits de l'industrie de transformation laitière (lactosérum, perméat de lactosérum,...) ne sont pas inclus dans ces pertes. De plus, les pertes de produits sur les lignes de production, qui se retrouvent dans les eaux de lavage et constituent des effluents liquides, ne sont pas clairement identifiées dans ces données. Cependant, le groupe Solinov, mandaté par le gouvernement provincial pour dresser le portrait des gisements organiques de l'industrie agroalimentaire québécoise, a estimé, dans un récent rapport, à 264 972 tonnes/an, la quantité de résidus organiques générés par l'industrie de transformation laitière au Québec. Représentant 20% des résidus organiques générés par le secteur agroalimentaire, c'est le deuxième plus gros générateur de résidus organiques, après l'industrie de la viande. Selon ce même rapport, très peu de ces résidus (< 0,1 %) seraient revalorisés dans l'alimentation humaine. Une très grande majorité (88%) serait dirigée vers l'alimentation animale et 11 % seraient destinés à l'épandage ou la bio-méthanisation. Le reste constituerait des pertes directes de produits consommables ou des résidus ultimes. Cette étude se limite cependant à l'identification des voies actuelles de valorisation. Elle ne renseigne pas sur les possibilités d'augmenter le potentiel de valorisation dans l'alimentation humaine de 99% des résidus qui suivent actuellement d'autres voies de valorisation. On observe d'ailleurs que, de façon générale, le transformateur se concentre pour l'instant essentiellement sur la réduction des pertes

de production des produits finis (pertes de matière première entrant dans la composition des produits finis, produits non conformes...), mais peu sur l'optimisation de l'utilisation de la matière organique. Cela explique pourquoi il y a peu de pertes enregistrées comme résidus organiques « consommables » et pourquoi les résidus ou sous-produits non directement consommables dans l'alimentation humaine représentent plus de 99 % des résidus référencés.

Il y aurait également des opportunités d'amélioration du côté des retours de produits en provenance des tablettes de magasin. L'étude Solinov identifie en effet que seulement 10% de ces produits seraient pour l'instant récupérés pour être redistribués à des banques alimentaires. La redistribution des invendables semble pour le moment limitée par les coûts de gestion, de collecte et de tri des aliments récupérés, les préoccupations en matière d'hygiène et de sécurité alimentaire, ainsi que la méconnaissance du réseau de distribution et d'organisation des banques alimentaires.

2.2.3 *Distributeurs*

Le rapport de la FAO fait état de 0,5 % de perte de produits laitiers au niveau des chaînes d'alimentation. Ce chiffre semble extrêmement bas au regard des informations largement diffusées dans les médias sur les gaspillages provenant du secteur de la grande distribution. Ces entreprises jetteraient en effet quotidiennement de grandes quantités de produits, soit parce que leur date de conservation s'approche de la date de péremption, soit parce que leur emballage a été endommagé (Ménard, E. 2013). L'étude de Solinov (2013) estime que les distributeurs sont responsables de 327 639 tonnes/an de pertes de denrées alimentaires au Québec, tous produits confondus. D'autre part, le secteur des produits laitiers serait celui qui enregistre le plus de pertes avec les produits de boulangerie, après les fruits et légumes (Samson, 2013). Cependant, comme une partie des produits laitiers retirés des étagères sont retournés aux fournisseurs, les pertes ne sont pas nécessairement enregistrées au niveau des distributeurs. Il semble que les données chiffrées manquent pour mettre en lumière les PGA associés aux pratiques de la grande distribution concernant les produits laitiers.

2.2.4 *Consommateurs*

Selon le rapport de la FAO, les PGA de produits laitiers générés par le dernier maillon de la chaîne d'approvisionnement seraient de 15 %. On peut distinguer 2 types de consommateurs : les foyers canadiens qui achètent leurs produits dans les épiceries et le secteur hors foyer qui inclut en particulier le secteur de la restauration. Tout type de produits confondus, le secteur de la

restauration serait responsable de la perte ou du gaspillage de 208 757 tonnes/an de denrées alimentaires (Solinov, 2013), soit, à titre de comparaison, environ le tiers de ce qui est perdu dans le secteur de la distribution. La cause principale de ces pertes se situe surtout au niveau du client final qui ne finit pas son assiette. Les PGA en cuisine, reliés à la transformation et la préparation des mets, représenteraient pour leur part 4 à 10 % des produits achetés (Gunders, 2012). Les données concernant spécifiquement les produits laitiers dans ce secteur ne sont malheureusement pas directement disponibles. Cependant, sachant que ce secteur représente 18 % des ventes de produits laitiers au Québec (MAPAQ, 2009), on peut, par la proportionnelle, faire une première estimation grossière sujette à des validations ultérieures. Ainsi, parmi les 15 % de PGA engendrés par les consommateurs, environ 3 % seraient attribuables au segment hors foyer et 12 % seraient attribuables aux foyers. Selon une étude récente, menée par la Sofres (TNS Sofres, 2013) auprès des foyers français, les pertes provenant de ce dernier segment seraient principalement dues aux achats en trop grande quantité de produits laitiers frais (50 % des personnes interrogées) ; à une utilisation trop peu fréquente de la crème après ouverture du pot (49 %); à des produits « cachés » au fond du réfrigérateur (32 %); à des parfums dans les assortiments qui ne plaisent pas (16 %), etc.

2.2.5 *Banques alimentaires*

Les banques alimentaires récupèrent de grandes quantités de nourriture qu'elles redistribuent aux personnes dans le besoin. L'équivalent de 322 745 paniers d'épicerie a ainsi été redistribué au Québec pour le seul mois de mars 2013 (Les banques alimentaires du Québec, 2013). Outre, sa vocation première, qui est d'ordre social, ceci permet de détourner une partie de ces denrées alimentaires des sites d'enfouissement et de réduire ainsi le gaspillage. Les banques alimentaires ne possèdent pas, à l'heure actuelle, de base de données qui permettrait de quantifier les produits destinés à l'enfouissement qui auraient été récupérés et il n'existe pas non plus de données segmentées par secteur d'activité. Néanmoins, il est intéressant de noter que l'organisme, les Producteurs de lait du Québec (PLC), enregistre les dons faits aux banques alimentaires : 8,2 millions de litres de lait auraient ainsi été donnés par les producteurs entre l'année 2003 et 2015 (PLC, 2015). Ces données ne précisent néanmoins pas si une partie de ce lait aurait été gaspillé s'il n'avait pas été donné. Du côté des transformateurs, il pourrait également être intéressant de préciser

les quantités de lait de consommation ou de produits laitiers qui ont été détournés de l'enfouissement grâce à des dons.

À l'heure actuelle, la récupération alimentaire au Québec se fait de manière plutôt déstructurée. Elle se réalise globalement selon des ententes individuelles entre les 13 organismes et certaines entreprises agroalimentaires, sans vraiment de concertation ni de communication entre les nombreux récupérateurs d'un même territoire. Bien qu'il existe le réseau Les Banques alimentaires du Québec (BAQ), celui-ci ne joue pas de rôle de coordination auprès des banques alimentaires québécoises. De plus, bien que les banques alimentaires constituent les principaux récupérateurs alimentaires au Québec, le BAQ ne s'intéresse qu'indirectement à la problématique du gaspillage, sa mission première étant de fournir de la nourriture aux gens dans le besoin (Menard, 2013). Selon les propos recueillis par Ménard auprès du directeur général des Banques alimentaires du Québec et d'un agroéconomiste à l'Université McGill, il y a un manque de volonté politique d'agir pour réglementer davantage le gaspillage de nourriture: la fiscalité, par exemple, n'incite pas les entreprises à agir en la matière. Il semblerait que le crédit d'impôt obtenu pour le don de denrées soit moins avantageux fiscalement pour les entreprises que l'économie liée à la déclaration des marchandises perdues, ces dernières étant déductibles d'impôts à 100 %.

Enfin, bien que les banques alimentaires fassent des efforts pour recueillir de plus en plus de produits protéinés pour leur haute valeur nutritionnelle (BAQ, 2015), les produits laitiers présentent des défis supplémentaires par rapport à d'autres sources de protéines dû aux faits que leur durée de conservation est limitée et que ce sont des produits sensibles et hautement périssables. La texture de certains produits laitiers (yogourt, fromages frais, crème) peut en effet être altérée par les processus de congélation qui s'avèrent au demeurant très efficaces pour conserver viandes et poissons.

2.3 Synthèse et analyse des données disponibles

La corrélation des données ci-dessus aux volumes de production et de consommation de produits laitiers au Québec, permet de procéder à une estimation grossière des pertes en volume le long de la chaîne d'approvisionnement. Pour exemple, si les pertes au niveau de la production et de la transformation du lait correspondaient réellement à 5,2 % (4 % + 1.2 %), on pourrait en déduire qu'un équivalent de 150 millions de litres de lait seraient perdus, dont 110 millions au cours de la

production et 40 millions au cours de la transformation. Ce chiffre constitue en valeur absolue, un volume important de produits perdus ou gaspillés qui représenterait plus 100 millions de dollars en valeur économique. Cette dernière estimation est, en outre, très optimiste, car elle est basée uniquement sur les recettes du lait à la ferme, sans tenir compte de la valeur ajoutée des pertes reliées aux produits finis. Il nous paraît donc intéressant pour l'industrie laitière de chercher à réduire ce volume dans une perspective de développement durable et d'éco-efficience. Cependant, il s'avère indispensable d'obtenir des données plus précises pour améliorer la fiabilité de cette première estimation puisque de nombreuses incertitudes concernant les données ont pu être relevées dans les paragraphes précédents. Ces principales sources d'incertitudes sont résumées ci-après :

Il existe de façon générale à l'heure actuelle peu de données quantifiées sur les PGA spécifiques au Canada et au Québec ;

- Les données concernant spécifiquement les PGA de l'industrie laitière sont rares et hétérogènes ;
- La distribution des PGA par acteur, tel que référé dans l'étude de la FAO, présente un certain nombre d'imprécisions et fait l'objet de questionnements, notamment concernant la part attribuée aux distributeurs ;
- L'étude de la FAO ne rend pas compte des spécificités de la filière québécoise par rapport aux données de l'Amérique du Nord, en matière de structure de marchés, portefeuille de produits, technologies, infrastructures, transport, comportements des acteurs de la chaîne d'approvisionnement et consommateurs finaux... Or, tous ces paramètres peuvent avoir une influence sur les volumes de PGA générés ;
- Les PGA de l'industrie laitière sont difficiles à quantifier à cause de la nature liquide d'une partie des produits et de la quantité importante de co-produits et de sous-produits. Les pertes sont ainsi réparties dans le système alimentaire, à diverses étapes de la chaîne d'approvisionnement et peuvent concerner aussi bien des produits laitiers que d'autres produits contenant des ingrédients laitiers (Ridoutt, 2014) ;

- La façon de quantifier les PGA ne tient compte que très partiellement des pertes des constituants du lait reliées aux procédés de transformation puisque celles-ci se retrouvent pour la plupart dans les sous-produits de l'industrie laitière qui sortent de la chaîne d'alimentation humaine et ne sont pas donc pas comptabilisés dans les PGA tel que défini dans l'étude de la FAO ;
- La façon de définir et de quantifier les PGA varie d'une étude à l'autre.

3 Pistes de réflexion

Compte tenu des nombreuses initiatives qui se mettent en place mondialement pour lutter contre le gaspillage alimentaire, il devient important que l'industrie laitière québécoise soit en mesure de quantifier ses PGA. Cela constitue une première étape à la mise en œuvre d'actions de prévention ou de correction pour réduire les PGA qui lui permettra de répondre à une demande croissante de ses parties prenantes et de mieux se positionner sur le marché. Cependant, l'exercice s'avère relativement complexe et un certain nombre de questionnements méthodologiques doivent être abordés avant d'entamer une analyse qui permettra de dresser un portrait juste de la situation. Une première étape de consultation des acteurs de l'industrie pourrait permettre de répondre à certains des questionnements fondamentaux. Dans cette optique, l'implication de Novalait pour récolter les réactions et les commentaires des acteurs du secteur sur la présente préanalyse s'avérerait intéressante. L'apport de Novalait permettrait, en outre, d'orienter la démarche et de déterminer les suites à donner au projet.

Nous proposons ci-dessous une liste préliminaire de questions pour entamer le processus de réflexion. Cette liste est non-exhaustive et pourra être bonifiée et ajustée au cours des discussions avec les acteurs concernés.

- Quelle définition des pertes et des gaspillages serait la plus appropriée pour le secteur laitier?
- Comment traiter les sous-produits qui sortent de la chaîne alimentaire humaine (ex. : du lactosérum) ?
- Quelle unité de mesure serait à privilégier ? (\$, volumes, poids des produits, kcal, autre...)

- Est-ce que la quantification des PGA en termes d'impacts environnementaux et/ou sociaux est pertinente pour les acteurs concernés et pourrait constituer un incitatif à la mise en œuvre de plan d'action ?
- Comment tenir compte des ingrédients laitiers qui entrent dans la composition de nombreux produits alimentaires dans la comptabilisation des PGA du secteur laitier ?
- Dans quelle mesure les surplus structurels et l'augmentation des importations contribuent-ils aux pertes ? Quelles sont les estimations pour les prochaines années ?
- Est-ce que les pratiques commerciales ou les mécanismes fiscaux en vigueur concernant les déclarations de pertes paralysent les initiatives de réintroduction des invendus dans la chaîne alimentaire ?
- Est-ce que la réglementation future sur l'abolition de l'enfouissement des matières organiques au Québec constitue un incitatif suffisant pour prioriser ce projet ?

L'implication des différentes parties prenantes et partenaires de Novalait nous apparaît essentielle pour guider la suite de nos travaux et nous assurer de leur pertinence pour le secteur laitier.

Cette analyse préliminaire aux travaux développés dans les articles a servi à mettre en évidence l'importance de mesurer de façon plus systématique et transparente l'influence des pertes et du gaspillage sur les impacts environnementaux du YG.

ANNEXE J : DÉMARCHE PRÉLIMINAIRE PROPOSÉE POUR LA DÉFINITION D'UNE CIBLE D'OPTIMALITÉ EN ÉCO-EFFICIENCE

Nous proposons une démarche en deux étapes. La première étape est de définir la cible minimale à viser en tenant compte des facteurs de croissance de marché que nous l'appellons "cible compensatoire". La seconde consiste à mettre en œuvre des moyens pour optimiser la performance du système afin d'atteindre cette cible ou de la dépasser pour maximiser la performance du système dans un souci de compétitivité.

Première étape : La "cible compensatoire" se décompose en deux éléments, car elle doit tenir compte des prévisions de croissance du YG et des dynamiques de marché (impact sur d'autres produits) sur une période suffisamment longue (t_1) qu'il faudra définir **et** respecter au minimum les limites planétaires. Il peut y avoir plusieurs situations. Dans le cas du YG qui est un produit en forte croissance, nous pouvons nous attendre à rencontrer les deux situations suivantes, illustrées arbitrairement par la Figure J.1.

Situation 1 : le produit a dépassé la capacité de charge environnementale qui lui était allouée et dans ce cas, il faut considérer deux cibles d'amélioration : (a) la **cible minimum** pour respecter la capacité de charge ; (b) la **cible pour compenser le facteur de croissance** et ne pas dégrader la performance environnementale du système au temps t_1 .

Situation 2 : le produit n'a pas dépassé la capacité de charge. Dans ce cas-là (a) la capacité de charge ne constitue plus une cible, mais une borne minimum, se trouvant du côté négatif de l'axe des abscisses et pouvant être interprétée par "la dégradation environnementale acceptable au temps t_1 pour respecter la capacité de charge allouée au produit" et (b) la **cible de compensation du facteur de croissance** afin de ne pas dégrader la performance environnementale du système au temps t_1 .

La distance entre l'état existant et la cible compensatoire de croissance pourrait s'avérer inatteignable, cependant la démarche n'est pas pour autant dénuée de sens puisqu'elle permet à l'opérationnel d'appréhender concrètement la pression environnementale générée par la croissance du produit, ce que ne permettent pas les modèles actuels d'ACV.

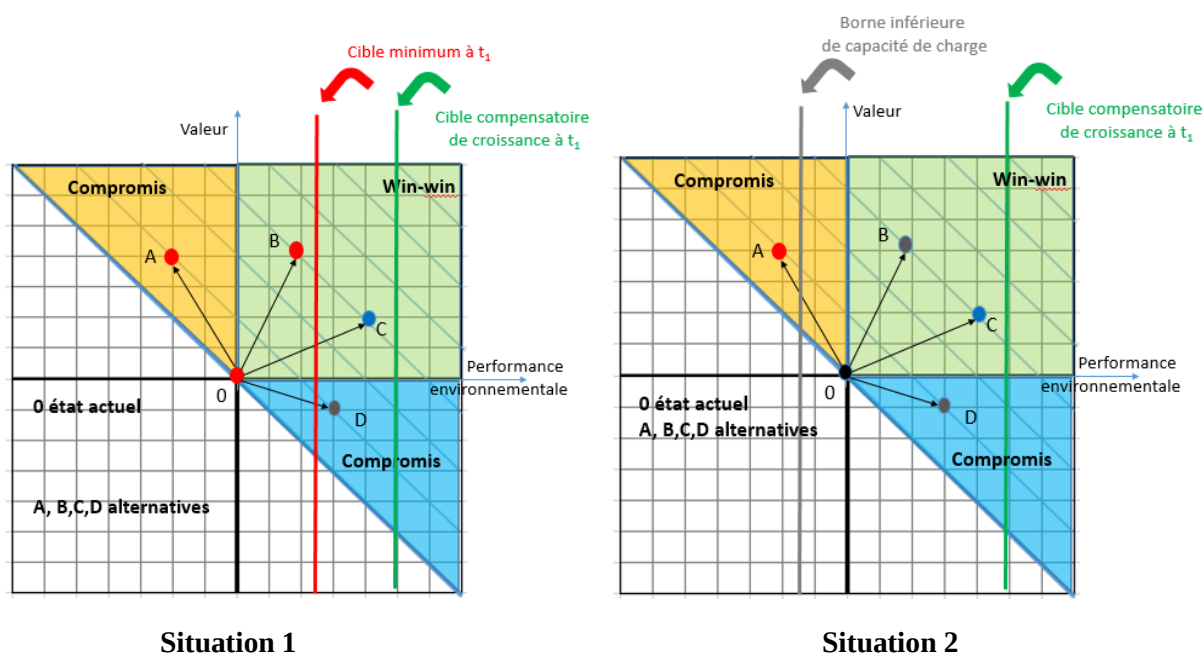


Figure J.1 : Modèle générique d'EE introduisant une cible de compensation d'impact environnemental ; situation 1 avec cible minimum pour respecter la capacité de charge environnementale allouée au produit ; situation 2 sans cible liée à la capacité de charge environnementale.

Dans la situation 1, seules les alternatives C et D sont acceptables pour respecter la capacité de charge environnementale allouée au YG et C est la meilleure alternative. **Dans la situation 2**, C et B sont deux alternatives Pareto-optimales. C permet de se rapprocher de la cible environnementale, mais B a le meilleur score de valeur. A est la seule situation non acceptable parce qu'elle dépasse la capacité de charge environnementale allouée au système.

Cette démarche permet **de mesurer les efforts à accomplir pour obtenir un découplage absolu entre la croissance de la valeur et des impacts environnementaux.**

Deuxième étape : amélioration des solutions pour atteindre la cible. Cette étape consiste à proposer des solutions concrètes basées sur l'**optimisation de l'utilisation des constituants du lait** de chaque alternative technologique (0, A, B, C, ou D) afin de se rapprocher de la cible d'optimalité en utilisant des outils d'optimisation de recherche opérationnelle.