

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

CRÉATION ET OPÉRATIONNALISATION DU VOLET HYGIÈNE PERSONNELLE DE LA BASE DE
DONNÉES D'INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE DE LA CONSOMMATION AU QUÉBEC

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

MAÎTRISE ÈS SCIENCES DE LA GESTION

PAR

JASMINE AZRAK

AOÛT 2024

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.12-2023). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Je tiens à exprimer ma gratitude pour le soutien précieux reçu pendant la réalisation de ce mémoire de recherche. Merci aux professeurs Cécile Bulle et Laure Patouillard pour leurs précieux conseils et accompagnements.

Un immense merci à Kathryn Loog et Maxime Agez, des collègues exceptionnels qui ont joué un rôle essentiel non seulement dans mon étude, mais surtout en tant que soutien moral, grâce à leur encouragement et leur collaboration précieuse.

Enfin, je souhaite exprimer ma gratitude envers le CIRAIG, un lieu qui a favorisé mon épanouissement ainsi que celui de nombreux autres, dans un environnement sain, ouvert à la collaboration, propice à l'apprentissage, et où l'on peut s'exprimer librement.

En témoignage de ma profonde reconnaissance envers tous ceux qui ont rendu possible la réalisation de ce mémoire, je vous adresse mes plus sincères remerciements.

DÉDICACE

À Olli, mon compagnon loyal, qui a partagé chaque moment de solitude et de joie à mes côtés. Ton amour inconditionnel et ta présence réconfortante ont rendu ce parcours académique bien plus doux. Cette dédicace est un témoignage de ma gratitude éternelle pour ton soutien inestimable.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
DÉDICACE	iii
LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX	vii
LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES.....	viii
LISTE DES SYMBOLES ET DES UNITÉS	ix
RÉSUMÉ.....	1
INTRODUCTION	2
CHAPITRE I.....	6
REVUE DE LITTÉRATURE	6
1.1 IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX RELIÉS À LA CONSOMMATION	6
1.2 L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE	8
1.3 OUTILS POUR ÉVALUER L'EMPREINTE DE LA CONSOMMATION	13
1.4 EMPREINTE DE LA CONSOMMATION AU QUÉBEC	14
1.5 EMPREINTE DE L'HYGIÈNE PERSONNELLE AU QUÉBEC	16
1.6 L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE DES PRODUITS D'HYGIÈNE PERSONNELLE	17
1.7 QUESTION ET OBJECTIF DE RECHERCHE	20
CHAPITRE II.....	22
ARTICLE SCIENTIFIQUE	22
2.1 INTRODUCTION	23
2.2 METHODS.....	27
2.2.1 CREATION OF A LIFE CYCLE INVENTORY DATABASE DOCUMENTING PERSONAL HYGIENE OF QUEBECERS	27
2.2.3 ANALYZING THE ENVIRONMENTAL IMPACTS OF THE PERSONAL HYGIENE OF QUEBECERS	34
2.2.4 IDENTIFYING RELEVANT STRATEGIES TO REDUCE THE ENVIRONMENTAL FOOTPRINT OF PERSONAL HYGIENE IN QUEBEC	35
2.3 RESULTS AND DISCUSSION	36
2.3.1 CREATION OF A LIFE CYCLE INVENTORY DATABASE DOCUMENTING PERSONAL HYGIENE OF QUEBECERS	36
2.3.2 ANALYZING THE ENVIRONMENTAL IMPACTS OF THE PERSONAL HYGIENE OF QUEBECERS	39

2.3.3 IDENTIFYING RELEVANT STRATEGIES TO REDUCE THE ENVIRONMENTAL FOOTPRINT OF PERSONAL HYGIENE IN QUEBEC	48
DISCUSSION	55
3.3 CoNTRIBUTION À L'AVANCEMENT DES CONNAISSANCES ET PERSPECTIVES	55
3.4 LIMITES DE L'ÉTUDE	56
3.5 RÉSULTATS DE L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE DE L'HYGIÈNE DES QUÉBÉCOIS	57
3.6 L'EMPREINTE CARBONE DU QUÉBÉCOIS	59
CONCLUSION	60
ANNEXE A Matériel supplémentaire	61
RÉFÉRENCES	62

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Représentation du cycle de vie des produits (CIRAIG, 2022b).....	8
Figure 2 Cadre méthodologique ImpactWorld+ (Bulle et al., 2019)	12
Figure 3 Empreinte carbone par habitant en 2018 selon (Institut de la statistique du Québec, 2022)	15
Figure 4 Empreinte carbone par habitant en 2019. Donnée tirée du matériel supplémentaire de (Patouillard et al., Soumis).....	16
Figure 5 Process tree representing methodological framework sections, life cycle stages and system boundaries of the inventory database for annual personal hygiene of Quebecers in 2019.....	28
Figure 6 Contribution by life cycle stages for AoP human health	43
Figure 7 Contribution by life cycle stages for AoP ecosystem quality.	44
Figure 8 Quebecers' annual personal hygiene contribution for Human Health AoP. Left: contributions per product type. Middle: contribution to impact categories. Right: contributions per life cycle stages. Total: 4.11E-04 DALY.	47
Figure 9 Quebecers' annual personal hygiene contribution for ecosystem quality AoP. Left: contributions per product type. Middle: contribution to impact categories. Right: contributions per life cycle stages. Total 9.93E+1 PDF.m ² .yr.	47

LISTE DES TABLEAUX

Table 1 Liste non exhaustive de méthodes EICV.....	11
Table 2 Reference flows for product use dosages, weekly use frequency and market share of equivalent product uses for Quebec consumers in 2019.....	33
Table 3 Proportions of personal care products imported from different manufacturing countries and domestically according to Canadian Industry Statistics in 2019 (2023) — (Industry code 32562 and 32561).....	37
Table 4 Average yearly per capita use rates for water, products, and energy. Data sources available in supplementary material.	38
Table 5 Comparing water volume and energy consumption applied to product rinsing in the use stages across different literature sources. Results are shown as per a one-time use of products for comparability purposes.	41

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

ACV/ LCA: Analyse du Cycle de Vie, Life Cycle Assessment

LCI: Life Cycle Inventory

LCIA: Life Cycle Impact Assessment

GHG: Greenhouse gas emissions

GES : Gaz à effet de serre

CIRAIG: International Reference Center for Life Cycle Assessment and Sustainable Transition

HDPE : Polyéthylène haute densité

PET: Polytéréphtalate d'éthylène

PP: Polypropylène

HH: Human health

EQ: Ecosystem quality

SCC: Study of the Canadian Consumer

EEIO/EEMRIO: Environmentally extended input-output/ Environmentally extended multi-regional input-output

ISO: International organization for Standardization

UNEP: United Nations Environmental Program

PEF: Product Environmental Footprint

EU: European Union

ESPR: Ecodesign for Sustainable Products Regulation

JRC: Joint Research Center

RoW: Rest of the world

LISTE DES SYMBOLES ET DES UNITÉS

kg CO₂ éq.: kilogrammes gaz carbonique équivalent

DALY: Disability-Adjusted Life Years

PDF.m². yr: Potentially Disappeared Fraction per square meter per year

RÉSUMÉ

Ce mémoire explore les impacts environnementaux des produits et pratiques d'hygiène personnelle du Québécois moyen en utilisant la méthode de l'analyse du cycle de vie. L'objectif est de cerner les points chauds de dommages environnementaux des aires de protection de la santé humaine et la qualité des écosystèmes, tout en proposant des stratégies d'atténuation de ces dommages. Une base de données d'inventaire du cycle de vie a été établie, incluant des produits courants tels que shampoing, revitalisant, savon (solide et liquide), déodorant (solide et aérosol), dentifrice et brosse à dents. Au moyen d'une approche méthodologique rigoureuse, la recherche intègre les comportements des consommateurs, comblant ainsi des lacunes présentes dans la littérature existante. Les résultats de cette étude ont révélé qu'en 2019, l'hygiène du Québécois moyen a contribué à hauteur de 79 kg de CO₂ équivalent par habitant à son empreinte carbone, avec la phase d'utilisation émergeant comme l'étape prédominante du cycle de vie. Les habitudes de consommation d'eau chauffé, utilisé pour l'hygiène des Québécois contribuent à un impact significatif, notamment dû à l'utilisation du gaz naturel (encore présent dans 11% des foyers pour alimenter certains chauffe-eaux). L'utilisation d'ingrédients biosourcés dans la fabrication des produits d'hygiène s'est avérée contribuer de manière non négligeable aux catégories d'impact liés à l'occupation et l'irrigation des terres agricoles. Au niveau de la phase de fin de vie, le traitement des eaux usées contribue significativement aux catégories d'impact liés à l'écotoxicité et à la toxicité humaine. Quant à la production et l'élimination des emballages de produits, cela contribue de manière relativement faible à l'ensemble des impacts. Le transport des consommateurs pour leurs achats s'est révélé être un paramètre sensible et un contributeur important aux impacts sur les changements climatiques. Les analyses de sensibilité ont montré que des stratégies recommandées dans la littérature grise, visant les consommateurs, comme la réduction de la durée des douches et l'adoption d'une technologie de chauffage de l'eau entièrement électrique (hydroélectrique au Québec), pourraient réduire les émissions de gaz à effet de serre liées à l'hygiène au Québec de 29% au total. En revanche, l'usage de produits contenant des ingrédients biosourcés sont susceptible d'augmenter les impacts environnementaux. En conclusion, l'étude propose des stratégies adaptées aux principaux acteurs, notamment les consommateurs, les décideurs politiques et les fabricants de produits, afin d'éclairer les décisions favorables à l'environnement.

Mots clés : analyse du cycle de vie, consommation durable, hygiène personnelle, évaluation des impacts du cycle de vie, inventaire du cycle de vie.

INTRODUCTION

La planète Terre fait face à une crise environnementale sans précédent, mettant en péril l'équilibre délicat entre l'humanité et son habitat naturel. Les problèmes environnementaux contemporains constituent un défi pressant qui exige une attention immédiate et des solutions durables. Au cours des dernières décennies, l'activité humaine a engendré des changements significatifs dans les écosystèmes, affectant entre autres la biodiversité, les ressources naturelles et le climat (Steffen et al., 2011).

Dans son état naturel, la nature opère selon un équilibre complexe et interdépendant, où chaque élément contribue à la stabilité et à la régénération de l'écosystème. Les cycles naturels, tels que le cycle de l'eau, la photosynthèse et la décomposition des déchets organiques, démontrent la synchronicité parfaite entre les éléments biotiques et abiotiques. Cette interconnexion harmonieuse assure non seulement la survie des espèces, mais aussi la préservation des conditions qui permettent à la vie de prospérer (Naeem et al., 2009). Cependant, les activités humaines, caractérisées par une croissance démographique rapide, une industrialisation intensive et une exploitation non durable des ressources, ont rompu cet équilibre délicat. La déforestation, la pollution généralisée et les émissions de gaz à effet de serre ont altéré profondément les écosystèmes, menaçant la stabilité de la planète (Rockström et al., 2009).

La consommation, définie comme le processus par lequel les individus acquièrent, utilisent et éliminent des biens et services, émerge comme l'une des causes majeures de la perte d'équilibre de la nature (Kronenberg, 2007). En particulier dans les sociétés industrialisées, une demande croissante de biens de consommation, souvent associée à une utilisation inefficace des ressources, entraîne une pression insoutenable sur les écosystèmes. Les pratiques de production intensives, la surconsommation et le gaspillage contribuent de manière significative à l'épuisement des ressources naturelles et à la génération de déchets polluants. Ces défis sont exacerbés par des inégalités flagrantes dans la quantité de consommation entre différentes populations du globe, influencées par les conditions de vie disparates qui caractérisent diverses régions du monde (Gardner, 2004; Hickel & Kallis, 2020). De plus, il est crucial de reconnaître que les modes de consommation sont spécifiques à chaque région, façonnés par des facteurs culturels, économiques et géographiques (Amin et al., 2022; Arshed et al., 2022; Wiedmann et al., 2020).

Malgré la perturbation causée par les activités humaines, la nature démontre une remarquable résilience. Cependant, il est impératif de reconnaître les limites planétaires et d'éviter de dépasser les seuils critiques qui pourraient compromettre cette résilience (Steffen et al., 2015). La prise de conscience de notre impact sur la planète doit s'accompagner d'efforts concertés pour préserver la biodiversité,

restauration des écosystèmes et adoption de modes de vie plus durables. Un mode de vie plus durable est défini comme un ensemble de choix et de pratiques qui réduisent l'impact environnemental, préservent les ressources et favorisent l'équité sociale (Wackernagel et al., 2002). Ainsi, le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUÉ) l'a établi dans son objectif no. 12 consacré à établir des modes de production et de consommation durables, avec comme sous objectif 8 de « veiller à ce que les gens, partout dans le monde, disposent des informations pertinentes et soient sensibilisés au développement durable et à des modes de vie en harmonie avec la nature » (United Nations, 2023).

De plus en plus, les individus accordent une importance à la durabilité dans leurs décisions d'achat. Ces choix de consommation sont souvent perçus comme des actes responsables et éthiques, reflétant une préoccupation authentique pour l'impact de leurs actions sur l'environnement et les communautés. La société contemporaine valorise de plus en plus les marques et les produits qui intègrent des pratiques durables (Frey et al., 2023), renforçant ainsi l'idée que la consommation peut être un levier puissant pour promouvoir des modes de vie respectueux de la nature. Néanmoins, il est essentiel de reconnaître que la perception de ce qui est réellement bénéfique pour l'environnement ne correspond pas toujours à la réalité. Les consommateurs peuvent parfois être confrontés à des informations contradictoires ou à des pratiques de marketing trompeuses, ce qui peut rendre difficile la distinction entre des choix véritablement durables et des alternatives qui ne le sont que superficiellement (Zink & Geyer, 2016). Ainsi, bien que la sensibilisation à la durabilité augmente, la distinction entre les produits et comportements réellement bénéfiques pour l'environnement et ceux qui ne le sont pas reste un défi.

Pour favoriser une prise de décision éclairée, il est essentiel d'adopter des méthodes de quantification des impacts environnementaux. Identifier et quantifier les principales causes de dommages écologiques sont des étapes cruciales pour concevoir des solutions ciblées et efficaces. En l'absence de données quantitatives, il devient difficile d'adopter des changements informés, rendant cruciale l'application de méthodes rigoureuses pour évaluer et suivre l'empreinte écologique de nos actions. Cette approche basée sur la quantification permet une meilleure compréhension des conséquences de nos choix, renforçant ainsi notre capacité à orienter nos efforts vers des pratiques plus durables et à contribuer efficacement à la préservation de la planète.

Afin de promouvoir une gestion plus éclairée des impacts environnementaux et de favoriser des modes de vie plus durables, une initiative significative a été lancée au Québec pour établir une base de données d'inventaire du cycle de vie de la consommation des Québécois. Ce projet est dirigé par le Centre

international de référence sur l'analyse du cycle de vie et la transition durable (CIRAIG). L'objectif central de cette initiative est de quantifier et d'interpréter les impacts environnementaux générés par les Québécois, avec pour finalité de sensibiliser et de fournir une assistance à la prise de décision pour les différentes parties prenantes (CIRAIG, 2022a). Dans le cadre de ce projet, des domaines prioritaires ayant un impact environnemental significatif ont été identifiés, notamment l'alimentation, les déplacements, le logement, les vêtements, les voyages, la technologie de l'information et des communications, les divertissements et loisirs, ainsi que la santé, l'hygiène et la beauté (Patouillard et al., Soumis).

Ce mémoire explore les impacts environnementaux des pratiques d'hygiène personnelle (c-à-d, prendre soin de son corps en le gardant propre) chez le Québécois moyen, contribuant ainsi à l'élaboration de la base de données d'inventaire du cycle de vie de la consommation au Québec. À ma connaissance, aucune étude n'a encore évalué l'empreinte environnementale spécifique de ces habitudes au Québec. Cependant, en raison des caractéristiques distinctives de la région, telles que la production d'électricité principalement hydroélectrique, d'abondantes ressources naturelles en eau, de la consommation élevée d'eau par habitant et de la faible densité de population, il est plausible que les résultats diffèrent considérablement au Québec de ceux observés en Europe, où les études existantes sont principalement basées (Bernardo, 2012; Golsteijn et al., 2018; JRC, 2019; Koehler & Wildbolz, 2009; Kröhnert & Stucki, 2021; Secchi et al., 2016; Suppipat et al., 2022). Ces facteurs régionaux spécifiques peuvent jouer un rôle crucial dans l'impact environnemental des habitudes d'hygiène personnelle, soulignant ainsi la nécessité d'une approche régionalisée. Ainsi, à travers une analyse du cycle de vie, ce mémoire tente de quantifier et de qualifier les impacts environnementaux associés à l'hygiène personnelle au Québec et d'identifier des stratégies clés pour réduire cette empreinte environnementale.

Pour ce faire, nous utilisons la méthodologie de l'analyse du cycle de vie (International Organization for Standardization (ISO), 2020; ISO 14040-2006, 2006). Cette approche systématique évalue l'ensemble des impacts environnementaux d'un produit ou d'un processus tout au long de son cycle de vie, depuis l'extraction des matières premières jusqu'à son élimination. L'analyse du cycle de vie permet une compréhension approfondie des différentes étapes de production et de consommation, facilitant l'identification des points critiques et des opportunités d'amélioration. En adoptant cette méthodologie, nous pouvons élaborer des stratégies plus précises pour réduire notre empreinte écologique, favoriser des choix de vie plus durables, tout en contribuant à la préservation de notre planète pour les générations futures (Brundtland, 1987).

Ce mémoire est structuré en trois chapitres distincts. Le premier chapitre examine les principes de l'analyse du cycle de vie, propose une synthèse des méthodes de quantification des impacts environnementaux de la consommation, une revue de littérature des études ACV du secteur de l'hygiène personnelle, et présente les objectifs de l'étude. Le deuxième chapitre est dédié à l'article scientifique intitulé « Environmental life-cycle footprint of personal hygiene in Quebec », soumis au journal Sustainable Production and Consumption et constitue le cœur de cette recherche. Enfin, le troisième chapitre se consacre à une discussion approfondie des résultats obtenus, les confrontant à la littérature existante et tirant des conclusions de l'ensemble de l'étude.

CHAPITRE I

REVUE DE LITTÉRATURE

1.1 IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX RELIÉS À LA CONSOMMATION

Au cours des dernières décennies, on peut constater une évolution intensive des modes de consommation, notamment liée à la croissance démographique, à l'amélioration du niveau de vie et aux désirs individuels de consommer divers produits et services. Les activités de production ont également un impact significatif sur l'environnement mondial. Le programme des Nations Unies pour l'Environnement rapportait que dans les pays développés, ils avaient réussi à mettre en place des innovations dans les processus de production qui ont permis de réduire la consommation d'énergie industrielle et certaines émissions de polluants. Cependant, les gains environnementaux obtenus grâce à ces améliorations sont compensés par ces tendances de croissance démographique et d'augmentation des niveaux de vie (Clark, 2007).

Il est donc crucial de rechercher une compréhension de l'évolution des habitudes de consommation. En outre, l'analyse des impacts environnementaux permet de valider ou de confronter la perception de certaines solutions durables, potentiellement trompeuses. Pour ce faire, il est nécessaire de quantifier les impacts environnementaux des catégories de consommation, mettant ainsi en lumière la demande et ses implications sur l'écologie.

À l'échelle mondiale, les impacts environnementaux de la consommation peuvent être mesurés à l'aide de la méthode d'analyse entrée-sortie multirégionale étendue sur le plan environnemental (EEMRIO). Cette approche permet d'évaluer le niveau de consommation d'une ou plusieurs régions en se basant sur les dépenses économiques de la région donnée. Cette approche-consommation tient compte de l'empreinte laissée par les achats et l'utilisation de services, qu'ils soient produits localement ou importés dans la région étudiée (Steinmann et al., 2018; Tukker & Dietzenbacher, 2013; Wiedmann, 2009; Wiedmann et al., 2007; Wood et al., 2015). À l'échelle mondiale, la consommation des ménages (consommation finale de biens et de services par les individus d'une population) représente 72% des émissions de gaz à effet de serre (GES), suivie par la consommation des gouvernements (10%) et les investissements (18%) (Hertwich & Peters, 2009). Ces émissions présentent des variations considérables d'un pays à l'autre, avec des chiffres allant de 1 tonne de CO₂ éq. à 30 tonnes par habitant sur une base

annuelle (Hertwich & Peters, 2009). On constate que la consommation des ménages est importante à l'échelle mondiale, mais qu'il existe une grande disparité entre les niveaux de vie des nations.

À l'échelle canadienne et provinciale, plusieurs études de consommation utilisant la méthode EEIO sont disponibles, bien qu'elles présentent une résolution sectorielle limitée (Dobson & Fellows, 2017; Dolter & Victor, 2016; Fellows & Dobson, 2017). La dernière étude nationale publiée en 2011, qui a quantifié les émissions de gaz à effet de serre (GES) liées à la consommation, place la moyenne canadienne entre 15 et 39.5 tonnes équivalent CO₂ annuellement, en fonction de la province, et entre 10,1 et 21,3 tonnes équivalent CO₂ pour la consommation des ménages uniquement (Dobson & Fellows, 2017). Selon une étude récente non encore publiée, la moyenne canadienne des GES par habitant en 2019 est de 18 tonnes équivalent CO₂, mais varie de 14,4 à 38 tonnes équivalent CO₂ en fonction de la province, les émissions liées à la consommation des ménages représentant 87% des GES du pays (Patouillard, Agez, et al., Soumis).

Comme observé précédemment, la catégorie de consommation des ménages représente une part substantielle des émissions totales de gaz à effet de serre, que ce soit à l'échelle internationale, nationale ou provinciale, faisant de ce sujet une préoccupation majeure. Les méthodes EEMRIO et EEIO facilitent l'identification des postes de consommation ayant un impact significatif à l'échelle macro, englobant l'ensemble des flux économiques et ainsi, soulignant les domaines prioritaires. Bien que les études au Québec fournissent une désagrégation plus détaillée des postes de consommation que dans la plupart des pays pour lesquels l'EEMRIO existent, cette méthode manque de détails et de représentativité des comportements économiques spécifiques ainsi que des bilans matériels au niveau des produits (Castellani, Beylot, et al., 2019). De plus, les émissions prises en compte (au-delà des GES) sont limitées, ce qui nuit à une évaluation robuste d'autres catégories d'impact que ceux sur le changement climatique (dommages sur la biodiversité et la santé humaine) (Agez, Muller, et al., 2022). Cette méthode ne permet pas d'obtenir des informations suffisamment détaillées pour formuler des recommandations précises de comportement visant à réduire les impacts environnementaux d'une catégorie spécifique. Un niveau de détail plus poussé serait nécessaire pour élaborer des recommandations plus ciblées, tel que la méthode d'analyse du cycle de vie des produits et services.

1.2 L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE

L'analyse du cycle de vie (ACV) constitue un outil décisionnel visant à évaluer les impacts potentiels sur l'environnement d'un produit ou service. Elle se fonde sur le principe de comptabilisation des impacts environnementaux potentiels, englobant l'ensemble ou une partie des processus qui composent le cycle de vie d'un produit ou d'un service. Ce cycle, représenté dans la Figure 1 (CIRAIG, 2022b), est couramment désigné sous le terme de « du berceau à la tombe ». Il débute généralement par l'extraction des matières premières nécessaires à la production du bien, suivi de sa distribution, de son utilisation, puis de son traitement en fin de vie.

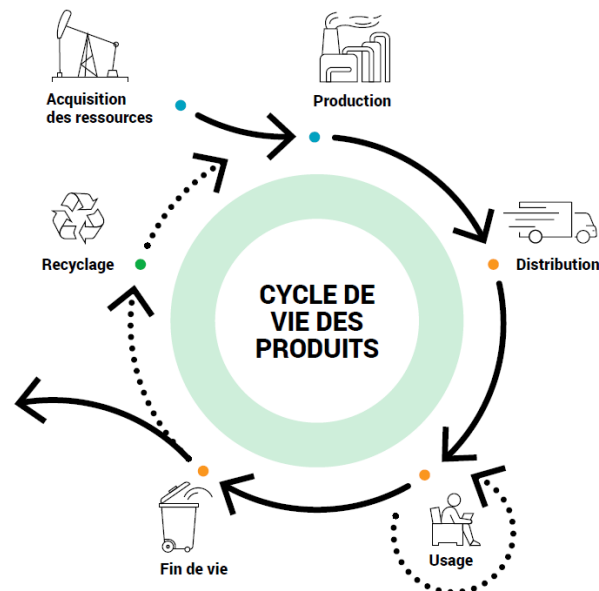


Figure 1 Représentation du cycle de vie des produits (CIRAIG, 2022b)

L'analyse du cycle de vie (ACV) repose sur des normes, notamment la norme ISO 14040:2006 (International Organization for Standardization (ISO), 2020), qui établit les principes et les cadres méthodologiques de l'ACV. Cette norme internationale fournit des lignes directrices pour la réalisation d'une ACV, couvrant des aspects tels que la définition des objectifs et du champ de l'étude, l'inventaire, l'évaluation des impacts environnementaux, et l'interprétation. En suivant les directives de l'ISO 14040:2006, une approche cohérente et transparente est assurée, renforçant ainsi la crédibilité et la comparabilité des résultats dans l'évaluation des performances environnementales des produits et services.

En fournissant des données cruciales sur les répercussions sur l'environnement, l'approche ACV se présente comme un instrument précieux pour orienter les choix et les initiatives en vue d'améliorer les performances environnementales.

L'ACV se décompose en quatre étapes (Jolliet et al., 2017). Dans la première phase, la définition des objectifs, la délimitation du champ d'études et l'établissement des frontières du système sont essentiels pour construire un cadre précis pour l'ACV réalisée. Cette étape inaugurale permet de définir les paramètres spécifiques à évaluer. Une définition précise des frontières du système à l'étude assure l'inclusion de toutes les phases pertinentes du cycle de vie, de l'extraction de la matière première à l'élimination du produit. La fonction du système à l'étude est explicitée et l'unité fonctionnelle (quantité précise de fonctions, ou de service rendu par le système de produit, qui va servir de base de comparaison à l'ensemble de l'étude) est déterminée. En établissant des objectifs clairs, les parties prenantes peuvent guider l'ACV vers des résultats significatifs et pertinents pour elles, contribuant ainsi à une prise de décision éclairée et durable.

La deuxième phase, l'inventaire du cycle de vie (ICV), est dédiée à la collecte systématique et quantitative des données relatives aux flux qui traversent les frontières du système selon l'unité fonctionnelle définie. Cette étape distingue principalement deux types de flux : les flux élémentaires et les flux intermédiaires (ISO 14040-2006, 2006). Les flux élémentaires sont des échanges de substances ou d'énergie entre le système étudié et l'environnement naturel, sans aucune transformation humaine intermédiaire. Ils comprennent toutes les extractions directes de ressources (comme les minerais, l'eau, et l'air) et toutes les émissions vers l'environnement (y compris les émissions de gaz à effet de serre, les rejets de déchets solides et les effluents). Ces flux sont critiques pour l'évaluation des impacts environnementaux, car ils représentent les interactions primaires avec les écosystèmes et la santé humaine (Hauschild et al., 2017). Les flux intermédiaires, quant à eux, impliquent des substances ou de l'énergie qui sont transformées au cours des processus industriels ou naturels au sein du système. Ils incluent les entrées et les sorties des processus de transformation, comme les matières premières transformées et les produits finis ou semi-finis. Ces flux sont essentiels pour suivre les modifications de la composition et de l'usage des ressources tout au long des étapes de production et de consommation du cycle de vie (Frischknecht et al., 2005)

La collecte de données pour ces flux peut impliquer des mesures directes pour les données de premier plan ou l'utilisation de bases de données d'inventaire telles qu'ecoinvent (Frischknecht et al., 2005) pour les données de fond, qui fournissent des informations exhaustives et normalisées sur les processus

génériques (Wernet et al., 2016). L'utilisation de logiciels spécialisés est indispensable pour manipuler ces données et intégrer efficacement les flux élémentaires et intermédiaires, assurant une analyse environnementale conforme aux normes méthodologiques de l'ACV. La base de données créé dans le cadre de ce mémoire en est un exemple. Pour voir les flux en arrière-plan, il est nécessaire d'importer le fichier dans un logiciel d'ACV.

La troisième phase, celle de l'évaluation des impacts du cycle de vie (EICV), représente une étape méthodologique cruciale, centrée sur la conversion des données de l'inventaire du cycle de vie en score d'impacts potentiels sur l'environnement. L'objectif principal est d'agrèger les résultats de l'inventaire en tenant compte de l'amplitude des conséquences sur l'environnement de chaque flux élémentaire par rapport à différentes catégories d'impact. Pour réaliser cette évaluation, chaque flux élémentaire est multiplié par un facteur de caractérisation spécifique qui va donner la quantité d'impact par quantité d'émission à l'aide d'une modélisation de la chaîne de cause à effet entre l'émission et l'impact. Ces évaluations permettent de chiffrer de manière objective les répercussions environnementales des différentes étapes du cycle de vie d'un produit ou d'un service. La comptabilisation des impacts est simplifiée par l'utilisation de logiciels d'ACV, dans lesquels plusieurs méthodes d'évaluation des impacts sont disponibles.

L'évaluation des impacts environnementaux peut être abordée selon deux perspectives distinctes. Les méthodes orientées problèmes, également appelées méthodes « mid-point », modélisent les conséquences à un niveau intermédiaire sur la chaîne de cause à effet (Bulle et al., 2019). Elles reposent sur des modèles plus simples (puisque l'on ne modélise pas toute la chaîne de conséquence) et présentent donc moins d'incertitude mathématique. Cependant, elles sont moins pertinentes environnementalement, car elles ne représentent pas les conséquences de l'émission sur ce que l'on souhaite protéger (la santé humaine ou la biodiversité par exemple), mais sur un maillon intermédiaire de la chaîne qui mène à ces conséquences (la modification du pH du sol par exemple pour l'acidification terrestre) (Bulle et al., 2019). En revanche, les méthodes orientées dommages, qualifiées de méthodes « end-point », modélisent l'ensemble de la chaîne de cause à effet jusqu'aux dommages sur les aires de protection (généralement la santé humaine et la qualité des écosystèmes, les ressources étant une autre aire de protection qui ne fait pas consensus encore) (Bulle et al., 2019). Étant donné que l'on ajoute des étapes de modélisation (pour modéliser les derniers maillons de la chaîne de cause à effet), ces approches ont une plus grande incertitude mathématique. Elles sont cependant plus pertinentes environnementalement parlant (en quantifiant les conséquences sur ce que l'on souhaite protéger) et

présentent l'avantage incontestable de pouvoir mettre en perspective l'amplitude des dommages de différentes catégories d'impact qui affectent la même aire de protection. Avec une approche au niveau dommage, il est possible (mais non obligatoire) de regrouper les catégories qui contribuent aux dommages sur la même aire de protection, rendant les scores d'impacts plus tangibles et compréhensibles, mettant l'accent sur les conséquences ultimes comme les dommages sur la santé humaine, la qualité des écosystèmes et les ressources. Certaines approches, enfin, permettent de combiner les niveaux problème et dommage. Le choix de la méthode d'évaluation des impacts dépend des objectifs et du champ de l'étude réalisée.

Il existe plusieurs méthodes d'évaluation d'impacts environnementaux plus ou moins récentes, chacune présentant des caractéristiques distinctes pour appréhender les conséquences des activités humaines sur l'environnement. Une liste non exhaustive de méthodes est représentée dans la Tableau 1.

Table 1 Liste non exhaustive de méthodes EICV

Méthode	Contexte géographique	Orientation	Référence
LC IMPACT	Global	Dommage	(Verones et al., 2020)
ReCiPe	Europe	Problème et dommage	(Huijbregts et al., 2017)
TRACI	USA	Problème	(Bare, 2011)
Environmental Footprint	Europe	Problème	(European Commission, 2023)
IMPACTWorld+	Global	Problème et dommage	(Bulle et al., 2019)

À titre d'exemple, la Figure 2 représente la méthode IMPACT World+ version 2.0 (Bulle et al., 2019) permettant d'évaluer 27 catégories d'impacts environnementaux au niveau dommage (18 au niveau problème). Cette méthode « permet à l'utilisateur de prendre en compte la variabilité géographique et d'identifier les flux élémentaires à régionaliser en priorité pour augmenter le pouvoir discriminant de l'ACV » (CIRAIG, 2022b). Le niveau « problème » permettant d'analyser des enjeux spécifiques tels que les changements climatiques, ainsi que les niveaux « dommage » évaluant les conséquences environnementales des problèmes sur les Aires de protection (Bulle et al., 2019).

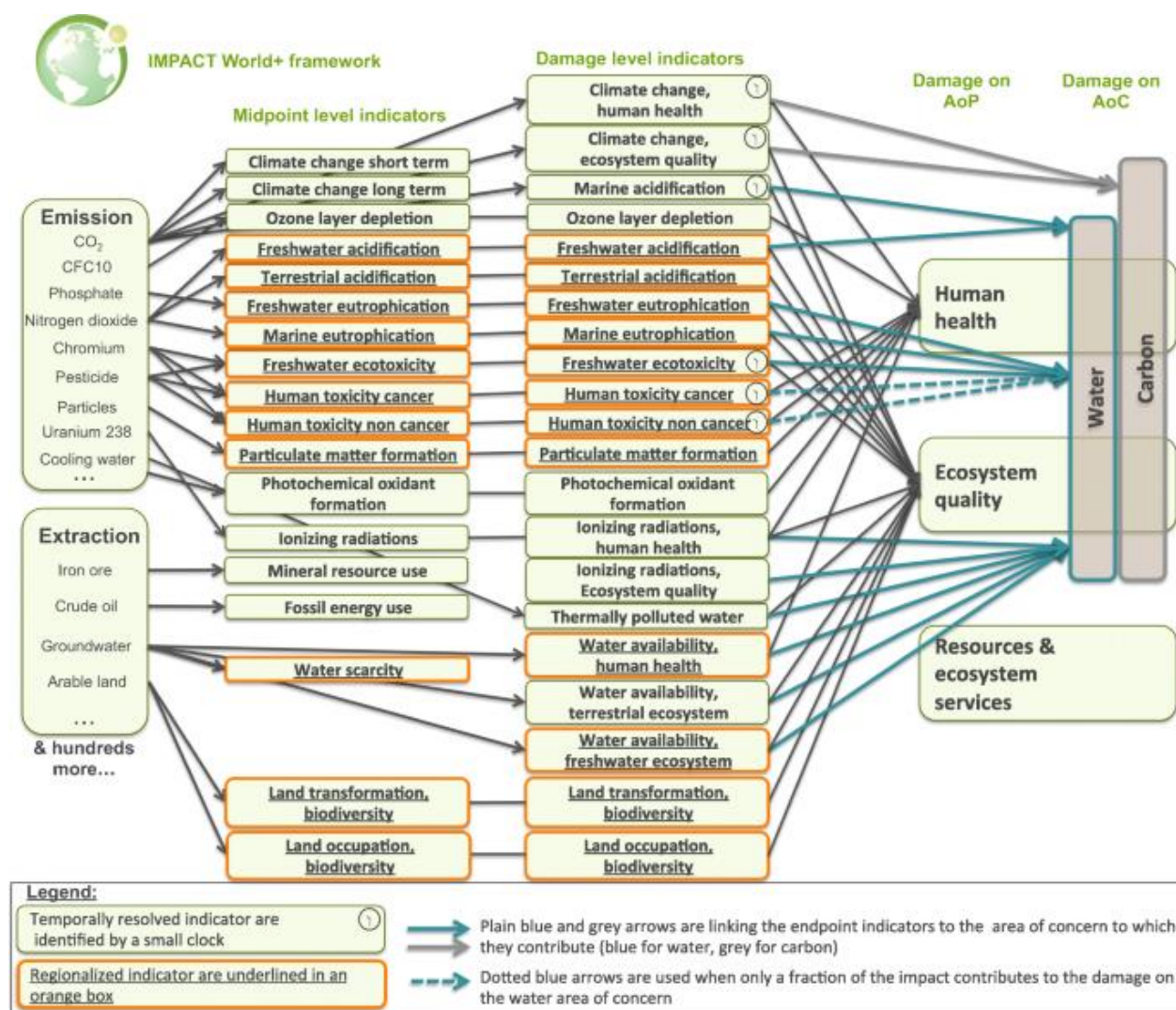


Figure 2 Cadre méthodologique ImpactWorld+ (Bulle et al., 2019)

Enfin, la dernière étape, l'interprétation des résultats, permet d'extrapoler des conclusions fondées sur les évaluations d'impact et de formuler des recommandations visant à répondre à l'objectif de l'étude (par exemple à améliorer la performance environnementale du produit ou du service examiné). Ce processus exhaustif offre une perspective holistique des implications environnementales, permettant l'analyse et la comparaison de différents scénarios. Il favorise ainsi une prise de décision éclairée et orientée vers la durabilité. Pour valider, les résultats de l'étape d'évaluation des impacts du cycle de vie, des analyses de contributions, de sensibilité, de qualité des données, d'incertitude, etc. peuvent être réalisées. C'est aussi lors de cette phase que de différents scénarios sont analysés et comparés, et que des recommandations sont formulées.

1.3 OUTILS POUR ÉVALUER L'EMPREINTE DE LA CONSOMMATION

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est un instrument crucial qui évalue de manière systématique les impacts environnementaux d'un produit ou service sur l'ensemble de son cycle, de la production à la fin de vie, en passant par la phase d'utilisation, et en prenant en compte les ressources, les émissions et les déchets (Jolliet et al., 2015). Contrairement à la méthode EEIO, l'ACV offre une image plus détaillée, facilitant la prise de décision en matière de consommation durable (Pryshlakivsky & Searcy, 2021). En incorporant les détails de chaque processus, l'ACV élargit la portée des impacts environnementaux, couvrant des aspects tels que les catégories d'impacts sur la biodiversité, la santé humaine et les ressources naturelles. Cette méthode se révèle particulièrement pratique pour modéliser des scénarios analysant des aspects spécifiques de produits ou le comportement des utilisateurs (Goermer et al., 2020). Cependant, la collecte de données précises tout au long de la chaîne d'approvisionnement, impliquant la participation de divers fournisseurs et processus, peut rendre sa réalisation complexe. De plus, les particularités propres à chaque région, la variété des endroits, des hypothèses et des méthodologies contribuent à rendre la situation encore plus compliquée (Castellani, Beylot, et al., 2019).

Pour répondre à ces défis, des initiatives telles que le « Product Environmental Footprint » (PEF) ont émergées. Le PEF vise à guider et standardiser les hypothèses et méthodologies dans l'évaluation des impacts environnementaux des produits en Europe (European Commission. Joint Research Centre., 2019). En parallèle, des efforts considérables sont déployés dans le développement de bases de données en accès libre (open-source) régionalisées qui commencent à se développer, facilitant ainsi l'accès à des données fiables pour les études d'ACV à l'échelle locale. Des exemples de projets de bases de données régionalisées sont les projets administrés par l'ADEME comme « Agribalyse » (pour le domaine alimentaire) ou Base Carbone (pour la comptabilité carbone des entreprises et des produits) (ADEME, nd; Agribalyse, 2020). Ces avancées contribuent à améliorer la robustesse, la précision et la crédibilité des évaluations environnementales, tout en permettant des recommandations sur les choix de consommation plus adaptés à la région. Ceci est particulièrement crucial compte tenu des différences régionales qui influent sur la pertinence des recommandations.

Les approches de l'ACV et de l'EEIO sont complémentaires. L'EEIO permet d'évaluer les tendances générales des postes de consommation, tandis que l'ACV peut se focaliser sur des produits spécifiques ou un groupe de produits représentatifs. Ces derniers sont ensuite extrapolés pour obtenir les chiffres de consommation globale, offrant ainsi une représentation partielle ou complète du poste de

consommation tout en englobant l'ensemble du cycle de vie (Castellani, Beylot, et al., 2019; de Souza et al., 2022; Genta et al., 2022; Nuss et al., 2023; Sala & Castellani, 2019) Ceci est particulièrement crucial compte tenu des différences régionales qui influent sur la pertinence des recommandations. Ainsi, l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) se présente comme la méthodologie idéale pour évaluer les impacts spécifiques. Cependant, sa mise en œuvre demande une quantité substantielle de données et d'efforts. Par conséquent, il est essentiel de prioriser l'identification des secteurs de la consommation les plus pertinents au Québec, étant donné l'impossibilité de réaliser l'ACV pour l'ensemble des produits consommés dans la province.

1.4 EMPREINTE DE LA CONSOMMATION AU QUÉBEC

Au niveau provincial, deux études EEIO ont analysé l'empreinte carbone des postes de consommation des ménages au Québec. L'une a été menée par l'Institut de la statistique du Québec (Institut de la statistique du Québec, 2022) pour l'année 2018, et l'autre par Patouillard et al. (Soumis) pour l'année 2019. Ces deux études fournissent des indications sur les secteurs de consommation les plus impactants en matière de changement climatique, qui sont ceux nécessitant une exploration approfondie par la suite. Étant donné que ces études ont adopté des approches différentes, l'Institut de la statistique du Québec (Institut de la statistique du Québec, 2022) indique une empreinte de 8,4 tonnes équivalent CO₂ par habitant, en ne prenant en compte que les dépenses courantes des ménages en 2018 (Figure 3), tandis que Patouillard et al. (Soumis) rapportent une empreinte annuelle de 14,4 tonnes équivalent CO₂ par habitant (Figure 4) en prenant en compte les dépenses courantes ainsi que les émissions liées aux opérations du gouvernement et les investissements en capitaux.

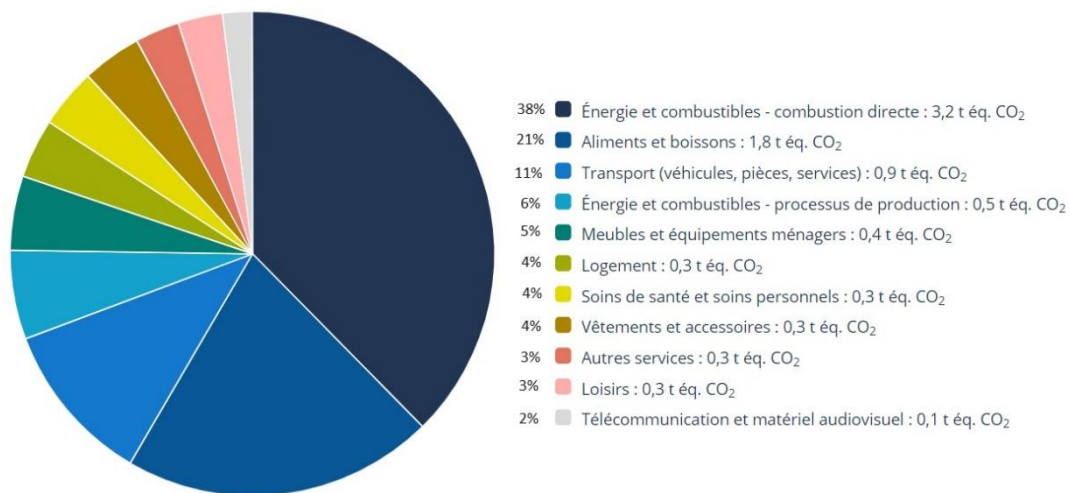
Sur les Figures 3 et 4, on observe que les catégories de consommation les plus importantes sont similaires, à savoir le logement, l'alimentation et le transport. Il convient de noter cependant des divergences entre la Figure 3 et la Figure 4 ; cette dernière regroupe l'énergie et les combustibles dans la catégorie du logement et du transport, et inclut également des postes additionnels tels que les services gouvernementaux, les institutions sans but lucratif, et les dépenses à l'étranger, qui ne sont pas représentées dans la Figure 3. Comme illustré dans la Figure 4, les principales catégories de dépenses comprennent le transport, le logement et l'alimentation. D'autres postes, a priori moins prioritaires tels que les vêtements, les effets personnels, les soins personnels et l'alimentation ne sont pas adéquatement représentés en termes de l'ensemble des ressources utilisées. En effet, comme le montre la Figure 4, ces postes n'incluent pas la phase d'utilisation des produits, notamment les ressources en eau et en énergie,

qui sont plutôt intégrées aux impacts du logement. Par exemple, l'alimentation nécessite le lavage, le refroidissement et la cuisson des aliments, tandis que l'entretien des vêtements et l'hygiène personnelle exigent également une consommation importante d'eau chaude pour le lavage. À des fins de contextualisation, la consommation énergétique des ménages, dans la catégorie dédiée au logement, représente 9,4 % de l'impact total du Québécois moyen. Cette proportion englobe tous les aspects énergétiques de la maison, soulignant ainsi son poids significatif (Patouillard et al., Soumis). Les véritables impacts dépendent de la fréquence et de l'intensité d'utilisation de ces produits. Cette constatation souligne ainsi l'importance de compléter avec une étude ACV afin de déterminer si ces postes sont effectivement moins prioritaires ou s'ils demanderaient une attention plus particulière.

Empreinte carbone par habitant issue de la demande des ménages au Québec, selon la catégorie de biens et de services, 2018



Total : 8,4 tonnes éq. CO₂ par habitant



Note

Les émissions hors Canada sont sous-estimées, car seules les émissions de CO₂ sont comptabilisées.

Figure 3 Empreinte carbone par habitant en 2018 selon (Institut de la statistique du Québec, 2022)

Empreinte carbone de la consommation par habitant au Québec en 2019
Total: 14.4 tonnes éq. CO₂ par habitant

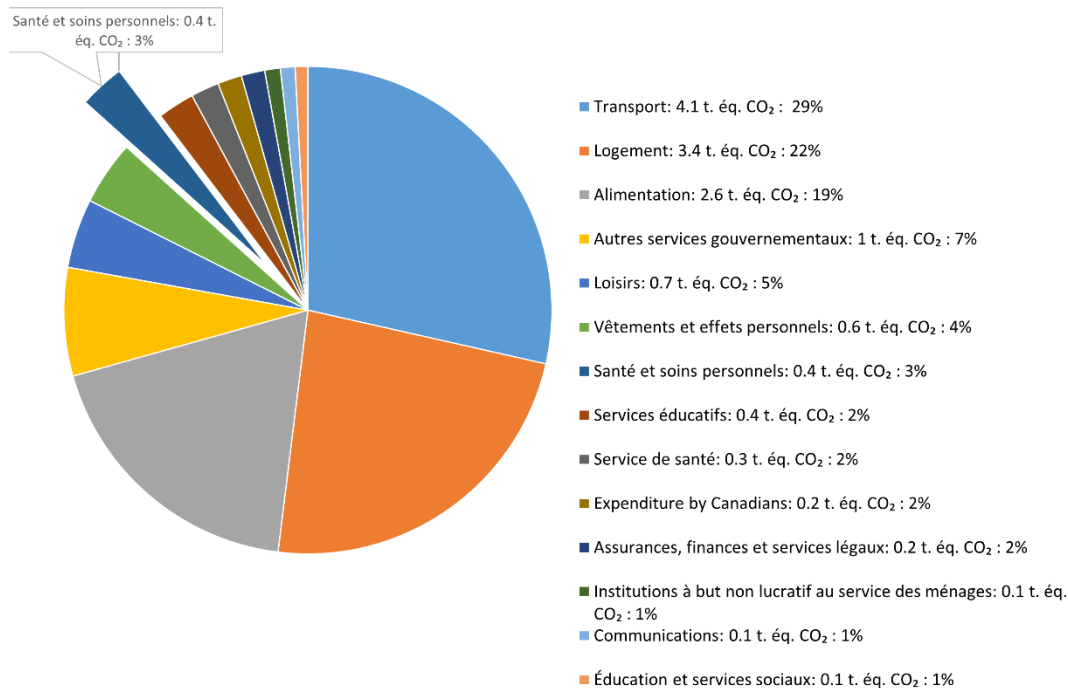


Figure 4 Empreinte carbone par habitant en 2019. Donnée tirée du matériel supplémentaire de (Patouillard et al., Soumis)

1.5 EMPREINTE DE L’HYGIÈNE PERSONNELLE AU QUÉBEC

Parmi les deux études quantifiant les impacts de la consommation au Québec (Institut de la statistique du Québec, 2022; Patouillard et al., Soumis), l'empreinte du poste « Santé et soins personnels » représente environ 3-4% de l'empreinte du Québécois moyen. Bien entendu, ce poste englobe une variété de sous-postes de consommation tels que et sans s’y limiter; les services hospitaliers, les services de soins personnels, les équipements thérapeutiques, les produits pharmaceutiques, les produits de cannabis pour des fins médicales et les produits de soins et d’hygiène personnelle (Patouillard et al., Soumis). Cela rend difficiles l'identification des causes spécifiques de ces émissions et la manière de les réduire du point de vue du résident québécois. De plus, comme mentionnées précédemment, des ressources telles que l'eau et l'énergie associées à l'utilisation domestique des produits de soin personnel ne sont pas comptabilisé dans ce poste, ce qui nous conduit à approfondir davantage cette catégorie pour en comprendre l'importance réelle.

1.6 L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE DES PRODUITS D'HYGIÈNE PERSONNELLE

Peu d'études d'Analyse du Cycle de Vie (ACV) ont été consacrées aux produits d'hygiène personnelle. Sur le plan du contexte géographique, les études existantes ont principalement été réalisées en contexte Européen. C'est le cas des travaux de Golsteijn et al. (2018), du rapport du JRC de la commission Européenne (JRC, 2019) et l'étude de Koehler & Wildbolz (2009). Des investigations plus spécifiques ont été réalisées à Zurich, en Suisse, par Kröhnert & Stucki (2021), au Royaume-Uni, par Ashley et al. (2022), en Thaïlande par Suppipat et al. (2022), et au Brésil par de Camargo et al. (2019). Il est à noter que la diversité régionale dans ce domaine reste limitée.

Ces différentes études ont été conduites dans des contextes variés et focalisent sur des produits ou des paniers de produits différents. Deux d'entre elles se sont spécifiquement focalisées sur le shampoing :

- Dans l'étude de Kröhnert & Stucki (2021), l'accent a été mis sur les impacts environnementaux d'un shampoing composé d'ingrédients biosourcés, mettant en lumière les différents types d'ingrédients ainsi que l'analyse des options d'emballages réutilisables.
- D'autre part, l'étude de Golsteijn et al. (2018) sert d'exemple d'application (shampoing) menée dans le cadre de l'initiative PEFCR (Product Environmental Footprint Category Rules) de la Commission européenne, établissant des directives et des règles pour les études ACV dans la catégorie des produits d'hygiène.

Une autre recherche s'est penchée sur la comparaison des savons pour le lavage des mains, qu'ils soient solides ou liquides. Cette étude englobait également sept autres produits, dont des produits ménagers et des détergents (Koehler & Wildbolz, 2009).

Ces trois premières études ont basé leurs analyses sur une unité fonctionnelle relative à une seule instance d'utilisation, que ce soit un lavage de cheveux ou un lavage de mains.

D'autres études se sont penchées sur les impacts liés au nettoyage dentaire, en mettant l'accent sur la comparaison de scénarios d'utilisation ou de formats de produits:

- L'objectif de l'étude de Suppipat et al. (2022) était d'évaluer les impacts en comparant les formats de crème dentifrice et de comprimés (ces derniers ayant moins d'emballage que la crème dentifrice).
- L'étude d'Ashley et al. (2022) visait à quantifier l'impact de deux programmes scolaires de brossage des dents : le brossage supervisé à l'école et la fourniture de brosses à dents et de dentifrice pour une utilisation à domicile.

Ces deux recherches ont basé leurs analyses sur des unités fonctionnelles distinctes: Suppipat et al. (2022) ont évalué l'utilisation de dentifrice deux fois par jour sur une période de six mois, sans l'utilisation de brosse à dents. À l'inverse, Ashley et al. (2022) ont pris en compte le nettoyage des dents avec une brosse à dents deux fois par jour sur une période d'un an.

Les deux dernières études ont inclus une variété de produits d'hygiène :

- La première recherche présente une Analyse de Cycle de Vie Organisationnelle (O-LCA) du fabricant de cosmétiques Natura (de Camargo et al. 2019). L'objectif de cette étude est d'illustrer les choix méthodologiques et les défis de mise en œuvre auxquels l'entreprise est confrontée, en se concentrant sur son vaste portefeuille de produits. Bien que Natura propose environ 2600 produits, l'étude se base sur les dix meilleures ventes de chacun des dix groupes de catégories de produits, notamment les parfums, savons, déodorants, huiles, protections solaires, soins capillaires, soins corporels, soins de la barbe et du visage. L'étude inclut également une évaluation des impacts provenant des activités de l'entreprise, prévoyant l'analyse du cycle de vie de l'ensemble des produits vendus au cours d'une année.
- La dernière source examinée est un rapport évaluant l'empreinte du panier de biens et services associé aux achats d'un citoyen moyen de l'Union européenne, tel que documenté par le JRC en 2019, pour l'année 2010. L'objectif plus vaste de cette initiative est d'établir une année de référence (benchmark) pour la consommation des ménages afin de pouvoir évaluer des scénarios de réductions futures. Au total, 30 produits représentatifs ont été modélisés, couvrant divers groupes de produits tels que les détergents, les produits cosmétiques à rinçage, les produits d'hygiène absorbants, les meubles, les matelas, les chaussures, les vêtements et les produits en papier. Cette étude se distingue en incluant le plus grand nombre de produits d'hygiène personnelle parmi les recherches analysées, comprenant des éléments tels que le savon solide

pour le corps, le savon liquide pour les mains, le shampooing et le revitalisant pour les cheveux. Ce rapport est également le seul à évaluer la consommation des produits d'hygiène à l'échelle d'une année pour un citoyen moyen. La mise à l'échelle a été effectuée en fonction de la valeur économique des produits vendus dans cette catégorie spécifique de produits.

L'ensemble des études listées ci-dessus met en évidence certains paramètres comme étant plus sensibles que d'autres, avec des similitudes et certaines différences entre ces études, dont je vais discuter dans la section suivante.

- Le dosage du produit émerge comme l'un des paramètres sensibles identifiés dans plusieurs des recherches (Golsteijn et al., 2018; JRC, 2019; Koehler & Wildbolz, 2009, 2009; Suppipat et al., 2022).
- De manière similaire, la fréquence d'application des produits est un autre paramètre sensible mentionné dans les études qui prennent en compte des unités fonctionnelles sur une période de temps plus étendue (Ashley et al., 2022; Koehler & Wildbolz, 2009; Kröhnert & Stucki, 2021).
- Intimement lié à cela, un autre paramètre crucial est le volume d'eau utilisé pour le rinçage des produits, souligné comme étant un paramètre sensible et un contributeur important par toutes les études examinées dans la revue, et plus particulièrement dans celles considérant le chauffage de l'eau (de Camargo et al., 2019; Golsteijn et al., 2018; Koehler & Wildbolz, 2009; Kröhnert & Stucki, 2021). Par contre ce paramètre n'apparaît pas dans les études sur le nettoyage des dents, ni dans le rapport sur le panier de biens de consommation puisque dans ces études le rinçage se faisait à l'eau froide (Ashley et al., 2022; JRC, 2019; Suppipat et al., 2022). Ce qui relie ces paramètres sensibles, c'est le facteur de comportement du consommateur, un élément crucial qui traverse l'ensemble des études analysées.

La principale lacune relevée dans la revue des études existantes à propos des produits d'hygiène concerne l'absence de données réelles sur l'utilisation des produits, incluant le dosage, le volume des produits vendus (en masse), la fréquence d'utilisation, et le volume d'eau utilisé pour le rinçage. Toutes les études ont dû faire des hypothèses sur un comportement générique de l'utilisateur pour combler ce manque, à l'exception de (JRC, 2019), qui a intégré des données économiques pour dimensionner l'utilisation des produits sur une base annuelle, et de (de Camargo et al., 2019), qui a basé son analyse

sur la masse vendue par l'entreprise, une mesure qui n'est pas destinée à représenter le comportement du consommateur.

D'autres limites notables concernent la disponibilité restreinte des données sur les formulations confidentielles des produits en raison de la propriété intellectuelle des producteurs, ainsi que le déficit de développement des bases de données d'inventaire du cycle de vie pour les ingrédients des produits. Cette lacune est partiellement résolue par l'outil SPOT (L'Haridon et al., 2023) pour les fabricants de produits cosmétiques, qui intègre la prise en compte de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) de leurs produits. Malgré ces avancées, en termes de transparence, l'empreinte environnementale des différents produits cosmétiques n'est pas toujours communiquée aux consommateurs, limitant ainsi leur capacité à faire des choix éclairés en matière de durabilité.

De plus, il a été observé que la modélisation du processus de traitement des eaux municipales est insuffisamment développée, entraînant des résultats susceptibles d'être remis en question.

Enfin, l'évaluation du déplacement des consommateurs pour leurs achats pourrait être sous-évaluée en ce qui concerne la méthode de transport considérée dans certaines études, se limitant exclusivement aux modes de déplacement à vélo (Koehler & Wildbolz, 2009) ou en transport en commun (Kröhnert & Stucki, 2021). Cette approche semble peu plausible pour les résidents d'une région dans son ensemble. Par ailleurs, certaines études ont pris en considération du transport en voiture par le consommateur (servant à acheter 30 produits par voyage) (JRC, 2019) ou acheté seul (Koehler & Wildbolz, 2009). Les autres n'ont pas pris en compte ce type de déplacement dans les frontières de leurs études (Ashley et al., 2022; de Camargo et al., 2019; Golsteijn et al., 2018; Suppipat et al., 2022).

1.7 QUESTION ET OBJECTIF DE RECHERCHE

Bien que les préoccupations concernant les impacts environnementaux des habitudes de consommation soient en constante augmentation, peu d'études ont examiné l'empreinte environnementale des pratiques d'hygiène personnelle. De plus, le peu d'études ayant réalisé cet exercice ne sont pas adaptées au contexte Québécois, considèrent trop peu de types de produits d'hygiène, ne mettent pas à l'échelle d'une région entière les résultats obtenus, ou une combinaison de ces limites. La question centrale de notre recherche consiste donc à identifier les principaux facteurs contribuant à l'empreinte environnementale des pratiques d'hygiène personnelle, tout en incluant ces aspects. En effet, ces facteurs joueront un rôle crucial dans l'orientation des politiques environnementales, la promotion de

comportements de consommation durables et l'éclairage de la prise de décision. Insérée dans le cadre plus large du projet de base de données de la consommation au Québec, cette étude se concentre expressément sur le volet de l'hygiène personnelle du Québécois moyen. Mettant en lumière les modèles de consommation, cette recherche s'efforce de clarifier la corrélation entre les comportements de consommation et leurs répercussions environnementales, et ce, à travers trois sous-objectifs distincts.

SOUS-OBJECTIF 1 : CRÉATION D'UNE BASE DE DONNÉES

Créer une base de données d'inventaire du cycle de vie de la consommation québécoise sur l'hygiène personnelle pour l'année 2019.

SOUS-OBJECTIF 2 : ÉVALUATION ET INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS

Analyser les impacts environnementaux par habitant, en faisant ressortir les points chauds à travers différentes étapes du cycle de vie, modes d'utilisation, catégories de produits et catégories d'impacts.

SOUS-OBJECTIF 3 : RECOMMANDATIONS AUX PARTIES PRENANTES POUR RÉDUIRE LES IMPACTS

Proposer des stratégies de réduction des impacts environnementaux liés à l'hygiène personnelle du point de vue des différentes parties prenantes impliquées dans la consommation (consommateurs, décideurs publics, manufacturiers, etc.), en tenant compte des perspectives des parties prenantes et en s'alignant sur leurs sphères d'influence.

CHAPITRE II

ARTICLE SCIENTIFIQUE

Environmental life-cycle footprint of personal hygiene in Quebec, qui a été soumis au Journal Sustainable production and Consumption.

Article soumis au journal « Sustainable Production and Consumption » en janvier 2024.

Auteurs : Jasmine Azrak^a, Laure Patouillard^b, Cécile Bulle^a

Institution :

^aCIRAIG, ESG UQAM, C.P.8888, succ, Centre-ville, Montréal, QC, H3C 3P8, Canada

^bCIRAIG, Polytechnique Montréal, C.P. 6079, 8 Montréal, QC, H3C 3A7, Canada; ISE UQAM, C.P.8888, succ, Centre-ville, Montréal, QC, H3C 3P8, Canada.

Déclaration de conflit d'intérêts : Les auteurs déclarent ne pas avoir de conflit d'intérêts.

Cet article scientifique explore l'empreinte environnementale des produits d'hygiène personnelle au Québec. En utilisant une base de données spécifique à la province, l'étude examine les différentes phases du cycle de vie des produits, mettant en évidence des points critiques tels que les habitudes de douche, la sélection des ingrédients lors de la fabrication, et le traitement des eaux usées. L'objectif est d'identifier des stratégies ciblées pour les consommateurs, les décideurs et les fabricants afin de réduire l'impact environnemental des pratiques d'hygiène personnelle au Québec.

Abstract: The study conducted a comprehensive life cycle assessment of personal hygiene products and practices in Quebec, Canada, aiming to identify environmental hotspots and propose mitigation strategies. A life cycle inventory database was created for Quebec, encompassing common personal hygiene products such as shampoo, conditioner, hand and body wash (solid and liquid), deodorant (solid and aerosol), toothpaste, and toothbrush. The research employed a structured framework that considered consumer behaviours and extended beyond one individual product application. A use frequency approach, grounded in consumer use data, addressed literature gaps and provided valuable insights into environmental impacts. The results indicated that the yearly per capita use in Quebec contributes 79 kg CO₂ eq of greenhouse gas emissions, with the use phase being the dominant life cycle stage. Consumers' showering habits highlight this, emphasizing the impact of fossil-based water heating in 11% of households. Ingredient selection during manufacturing, particularly related to land occupation and irrigation, also played a noteworthy role. End-of-life considerations pointed to the significant impact of wastewater treatment on ecotoxicity and human toxicity. Packaging production and disposal had relatively low contributions, while consumer transport for shopping trips was identified as a sensitive parameter. The analyses demonstrated that strategies like shortening shower length and adopting all-electric water heating could collectively reduce carbon emissions by 29%, while the shift to bio-based soaps increased environmental impacts. The study concludes by proposing tailored strategies for key stakeholders, including Quebec consumers, policymakers, and product manufacturers, to inform decision-making and collaboratively reduce the environmental impact of personal hygiene practices.

2.1 INTRODUCTION

In an era marked by increasing global awareness of environmental challenges, the field of environmental impact accounting has emerged as a crucial discipline for comprehending and mitigating the repercussions of human activities on the planet. Within the domain of impact assessment, there is a growing recognition of the intricate connections between individual actions and environmental consequences. The interaction between human consumption patterns and their resultant environmental impacts has gained considerable importance, as it reveals the degree to which individual decisions contribute to certain sustainability issues (Chu & Karr, 2017; Ivanova et al., 2016).

Commonly held beliefs frequently highlight the environmental consequences of personal hygiene practices. The use of natural or organic products, the conservation of water resources through methods such as shorter showers and low-flow showerheads, the preference for zero-waste or recyclable

packaging, and the promotion of buying locally are examples of practices perceived as relevant to reduce the environmental footprint of personal hygiene (Choisir.com, 2021; Modames, n.d.; Tout Lyon, 2022).

However, behaviours perceived as environmentally relevant may not be the most efficient in terms of environmental performance; some may lead to unexpected burden shifting, while others may focus on very marginal impacts instead of on more appropriate targets. There is therefore a need to quantify what really matters in terms of environmental impacts to better guide decision toward more sustainable personal hygiene behaviours.

Life Cycle Assessment (LCA) is a widely recognized methodology employed for the comprehensive evaluation of environmental impacts associated with diverse products, services, and activities, as stipulated within the ISO 14040:2006 standard (International Organization for Standardization (ISO), 2020). This method enables the quantification of environmental impacts throughout the entire lifecycle of goods, encompassing processes spanning from raw material extraction to waste management. Notably, LCA stands as the method of choice in environmental accounting initiatives such as the United Nations Environmental Programme (UNEP) Life Cycle Initiative and the European Commission's Product Environmental Footprint (PEF). The PEF's aim is to allow the documentation of the life cycle environmental footprints of certain product categories in the EU and is currently in its transition phase toward implementation (Golsteijn et al., 2018). More recently, the European Commission accepted a proposal for Ecodesign for Sustainable Products Regulation (ESPR) that aims at establishing a framework to set ecodesign requirements for specific product groups. The Joint Research Centre (JRC) reports were tasked to suggest product groups to prioritize under this new ESPR, which include the product category for cosmetics. Additionally, the ESPR intends to provide a traceability tool called the "Digital Product Passport" that has the objective to share product-related information among stakeholders along the value chain (JRC, 2023). The mentioned initiatives highlight the importance of science-based data for product categories, aiding informed decision-making by consumers, public authorities, and private companies to reduce environmental impacts.

The assessment of environmental impacts can be done using a top-down or a bottom-up approach. A top-down approach aims to identify the primary drivers of a region's overall environmental impacts resulting from consumption with a holistic view that considers the total emissions of a region. By combining Environmentally Extended Input-Output (EEIO) macroeconomic tables with the emissions of each economic sector to estimate the footprint of the consumption expenses, it encompasses macro-

level assessments based on national-level data and aggregated indicators (Dobson & Fellows, 2017). This kind of approach is relevant for giving a good overall picture of what areas of consumption matter most. However, it falls short in providing sufficient insight into consumption behaviours for each of those consumption areas as data are highly aggregated, especially for the use stage. In contrast, utilizing a bottom-up approach—i.e., assessing the individual components and processes within each life cycle stage in a detail-oriented manner, considering all inputs and outputs for these processes—delves into the micro-level intricacies of consumption which are crucial for effective environmental policy implementation (Dobson & Fellows, 2017; Sala & Castellani, 2019). Although, this kind of approach is challenging due to data accessibility and reliance on highly developed inventory databases.

Two recent top-down studies, examining greenhouse gas (GHG) emissions in Canada and its provinces, revealed that the healthcare and personal care sector contributes 3% and 4% of the total GHG emissions of an average citizen in Quebec and in Canada, respectively. To put this in perspective, these contributions are roughly of the same order of magnitude as the annual GHG emissions associated with the production of the red meat consumed by an average Canadian citizen (i.e., 3.4% as the red meat production represent 21% of the food consumption carbon footprint, which contributes 16% of the total carbon footprint of an average Canadian consumer) (Institut de la statistique du Québec, 2022; Patouillard, Greffe, et al., Submitted). However, it's important to note that the health and personal care sector in these studies includes a wider range of products and activities than just hygiene and that it does not include the water used for washing and its heating, which fall under the housing category. The housing category in itself is a significant contributor to the total carbon footprint of Quebecer, with water heating playing an important role. Therefore, these studies suggest that hygiene is likely a non-negligible contributor to the carbon footprint of consumption in Quebec and in Canada, but a more in-depth investigation into this category is needed to better understand this contribution. Among existing bottom-up studies focusing more in detail on the environmental footprint of personal hygiene, there is the JRC report about the environmental footprint of a basket of goods (including detergents, sanitary products, furniture, clothes, paper products and personal care products) consumed in Europe (JRC, 2019). The portion of this basket of goods related to hygiene was estimated to incur climate change impacts between 1.4 to 1.5 tonnes of CO₂-eq. per capita in 2010 for the average EU citizen. It is the sole study known to us that scaled consumption related to personal care to a population, albeit without including heated water for product rinsing. This hygiene-related portion of the "basket of goods" includes four products related to hygiene (shampoo, conditioner, solid and liquid body soap) which cover 31% of the personal care category in terms of monetary value spent by consumers and was upscaled to represent the annual

consumed quantities of the personal care category for EU citizens. In this study, personal care products were reported to contribute 2.9% of the total climate change impact category indicator. Other impact categories that stood out were human toxicity (non-cancer effects), freshwater and marine eutrophication which were mainly associated with the ingredients and the required wastewater treatment (JRC, 2019).

In contrast, other LCA studies focusing on hygiene products (Bernardo, 2012; de Camargo et al., 2019; Golsteijn et al., 2018; JRC, 2019; Koehler & Wildbolz, 2009; Kröhnert & Stucki, 2021; Secchi et al., 2016; Suppipat et al., 2022) adopted a functional unit of 'one typical application,' which encompassed heated water, but were not scaled to the population behaviour. Although the use stage wasn't the primary focus in these studies, it emerged as a dominant contributor to the overall impact and a sensitive parameter, primarily due to the energy required for water heating.

It's important to note that all the studies conducted so far on the environmental footprint of personal hygiene were performed in the context of European countries, Thailand and Brazil. To the best of our knowledge, no study has assessed the environmental footprint of personal hygiene in Quebec. However, given Quebec's unique characteristics, including its predominantly hydropower-based electricity, abundant natural water resources, high per capita water usage, and low population density, it is plausible that the results in this region may differ significantly from those identified in Europe, Thailand, and Brazil. These distinctive regional factors can play a substantial role in shaping the environmental impact of personal hygiene practices, emphasizing the need for a localized and tailored approach to sustainability and environmental impact assessment and reduction in Quebec.

Therefore, through a comprehensive LCA, this article endeavors to quantify and qualify the environmental impacts associated with personal hygiene in Quebec in 2019 and to identify key strategies to reduce this environmental footprint. By identifying consumer patterns, our research seeks to clarify the relationship between individual choices and their environmental impacts. To achieve this, the study has three sub-objectives. First, it aims to create a Quebec consumption life cycle inventory database for hygiene. Second, using this database, it intends to analyze the per capita environmental impacts of personal hygiene in Quebec for one year (2019), highlighting hotspots across different life cycle stages, use patterns, product categories, and impact categories. Lastly, the study aims to suggest strategies for reducing environmental impacts associated with personal hygiene for the different stakeholders involved

(consumers, public policy makers, industries, etc.), considering stakeholder perspectives and aligning with their areas of influence.

2.2 METHODS

2.2.1 CREATION OF A LIFE CYCLE INVENTORY DATABASE DOCUMENTING PERSONAL HYGIENE OF QUEBECERS

In this section we aimed at creating a new life cycle inventory database to facilitate the assessment of the environmental impacts associated with the typical personal hygiene practices of a Quebec resident over the course of one year. To achieve this, we established a structured framework for organizing the database, drawing from typical life cycle processes documented in the literature on LCA of hygiene products. Crucially, this framework places emphasis on considering consumer behaviours and extending the scope beyond assessing individual usage instances, as depicted in Figure 5. The structure of this framework draws inspiration from the framework of the Quebec consumption life cycle inventory database developed for food (Patouillard, Greffe, et al., Submitted) ensuring consistency and cohesion within the overarching database. The personal hygiene dataset comprises 10 common personal hygiene products, including shampoo, conditioner, aerosol spray and solid stick deodorants, liquid and solid hand and body soap, toothpaste, and toothbrushes. These products were chosen to represent a significant portion of personal hygiene consumption in Quebec. It's important to note that due to the lack of data for use behaviour in children under the age of 14, the term "population" specifically refers to individuals aged 14 years and older. This research is situated in the context of the year 2019, as it was the most consistently represented year in the data collection process. Furthermore, 2019 was unaffected by the presumed temporary changes in consumer purchasing behaviour and heightened hygiene precautions, which were prompted by COVID-19 pandemic from 2020 to 2022 (Sheth, 2020; Yoo & Song, 2021).

The framework is structured into four different sections, each serving as a guide for data collection (Figure 5). The "finished product" covers all processes from production to the retailer, including market conceptualization. "Water usage" pertains to both the volume of water used (heated or not) and wastewater.

"Consumer use frequency" incorporates consumer behaviour by considering the frequency of use of the "finished product" (i.e., product use dosages) and "water use". It utilizes consumer archetypes to represent the average behaviour of consumers in Quebec. Lastly, "transport to consumer" represents the distances and methods for the transportation of the purchased goods as this aspect has garnered

attention in the literature (Hertwich, 2011; JRC, 2019; Koehler & Wildbolz, 2009). Each of the mentioned sections necessitates data to build the life cycle inventory. This implies inputs and outputs related to flows of energy, emissions to the environment, and resource extractions for each of the processes depicted in the system boundaries illustrated in Figure 5. As such, primary sources used include statistical data, assumptions, and proxies, and are listed below in each sub-section of the framework, in accordance with the main life cycle stages identified within the methodological framework.

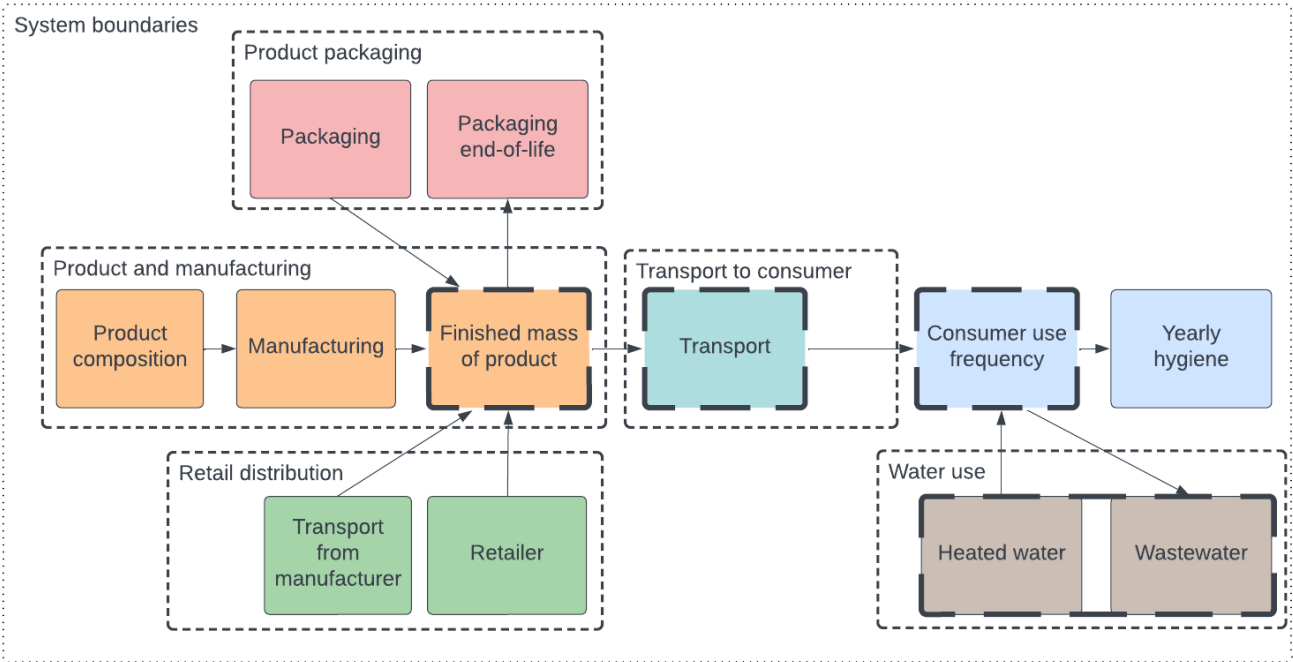


Figure 5 Process tree representing methodological framework sections, life cycle stages and system boundaries of the inventory database for annual personal hygiene of Quebecers in 2019.

FINISHED PRODUCTS

Limited literature was available for publicly accessible product formulas. Some LCA studies about hygiene products were identified, but either they do not disclose the formulas (de Camargo et al., 2019; Koehler & Wildbolz, 2009) or their nomenclature do not fit with the with the nomenclature used in life cycle inventory databases like ecoinvent nomenclature making it complex to implement (Bernardo, 2012; Kröhnert & Stucki, 2021; Secchi et al., 2016; Suppipat et al., 2022). Additionally, the considerable variability in product composition on the market further complicates finding representative formulas, whereas most of these studies were done for very specific products.

Hence, formulations for shampoo, conditioner, and solid and liquid soaps were derived from theoretical formulations based on existing EU products on the market and validated by industry experts. Conversely, toothpaste and deodorants had a single, readily-usable formula found in the literature (Ashley et al., 2022; Bernardo, 2012). Ecoinvent (Wernet et al., 2016) processes were used to model all products and proxy processes were used when data was lacking. In instances where neither were available, ingredients constituting less than 1% of the formula, such as fragrances and perfumes, were excluded from the inventory. However, for sorbitol, a notable component of toothpaste, its production was modeled using data from (Moreno et al., 2020).

To model the manufacturing of the finished products (in particular the energy used), we needed to determine where, geographically, the products are produced as the manufacturing processes differ from one region to another (but are quite similar in regions with a similar level of development). We identified primary exporting countries for each product type bound for Quebec using Trade Data Online (Government of Canada, 2019b). This data is in monetary units but is used as proxy to model the weight proportions of the imports of each product from different countries of each product (making the underlying assumption that the price of, as an example, 1 kg of shampoo is the same no matter where it comes from). A similar methodology was employed in (JRC, 2019).

As a fraction of these imports are re-exported, the fraction of the imported products consumed in Quebec ($f_{q \text{ imported}}$) is calculated using Equation 1 based on data about the quantities imported in Quebec (Imports), re-exported from Quebec (re. export) from (Government of Canada, 2019b) and the Quebec domestic demand (Domestic demand) which is calculated based on Equation 2 using the revenue from goods manufactured in Quebec (Revenue), Imports and total exports from Quebec (Exports) from (Government of Canada, 2019b).

$$f_{q \text{ imported}} = \frac{\text{Imports} - \text{re.exports}}{\text{Domestic demand}} \quad (\text{Equation 1})$$

$$\text{Domestic demand} = \text{Revenue} + \text{Imports} - \text{Exports} \quad (\text{Equation 2})$$

These exporting countries were categorized into geographical regions, which included the United States, Europe, and the Rest of the World (RoW). The chemical industry processes from ecoinvent for the United States, France (as a proxy for Europe) and China (as a proxy for RoW), respectively, were used for each of those regions to determine the quantities of energy coming from natural gas, electricity, steam, fuel and

cogeneration needed to produce 1 kg of product. The electricity mixes from the United States, Europe and China have been chosen for each of those regions. Using the Chinese electricity mix as a proxy to represent the RoW is justified by the fact that China represents between 36% and 51% of the RoW imports and all the other countries represent each a very small fraction of the imports (Gouvernement of Canada, 2019b, 2019a).

A fraction of the hygiene products is domestically produced in Canada. This fraction ($f_{q \text{ Canada}}$) is determined using Equation 3 based on Revenue and domestic manufacturing exports from Quebec (Domestic exports) calculated based on the Exports and re-exports (see Equation 4). We consider that the fraction of domestically produced products in Quebec is the same as that of Canada as no data are available at the province level.

$$f_{q \text{ Canada}} = \frac{\text{Revenue} - \text{Domestic exports}}{\text{Domestic demand}} \quad (\text{Equation 3})$$

$$\text{Domestic exports} = \text{Exports} - \text{re-exports} \quad (\text{Equation 4})$$

Retail distribution was determined by identifying retail store categories selling "Bath and Shower, Beauty, and Personal Care" products in Canada and the breakdown of sales by retailer type, according to an industry report from (Euromonitor international, 2019). From there, we determined the total number of points of sale for each category (supermarkets, grocery, beauty and cosmetics, warehouse and supercenters, pharmacies, drug stores and department stores) in Quebec (IBIS World, 2023b). The estimated coverage of retail stores stands at 86% of sales, with direct selling, e-commerce, and salon sales points excluded due to a lack of available data. Retail selling was the exclusive distribution method considered, and it was expanded to 100% for the purpose of this study. Hence, we made the underlying assumption that the impact of transport from retailer to household and the use of the building structure was the same using for both less conventional salespoints and retail selling. Through on-site observations, we made an assumption on the average surface area dedicated to all hygiene products. This surface was then further divided between each product included in this study, according to its weight of annual use by the average Quebecer in 2019. This allocation determined the proportion of building structure needed over an assumed 50-year lifespan and the corresponding average energy consumption per m² of non-food retailers in Quebec (Natural Resources Canada, 2019).

Transportation from retailers to consumers was predominantly assumed to occur via passenger cars due to the widespread car ownership among Quebecers and is consistent with what is considered in Patouillard, Greffe, et al. (2023) for food consumed in Quebec. The distance per item was calculated based on average shopping trips to different types of retailers and their respective distances from consumers (see details in supporting information). A portion of typical household shopping excursions by passenger car was assigned to hygiene products based on the average number of items purchased by consumers from various retailers (Bieber, 2022; BNN Bloomberg, 2019; Chang, 2022). As no data was available about the average weight of the items (other than hygiene products) purchased, the allocation was done per item transported. To do so, the total annual weight of hygiene products was converted into a corresponding number of items, considering the average packaging size observed in retail establishments. The distance calculations encompassed both the to-and-from journey. Details can be found in supporting information.

Packaging materials were drawn from field observations by visiting local stores (as in Quebec it is mandatory to identify the type of plastic in packaging materials), as literature from European countries didn't match observations in Quebec retailers. Though, the packaging weights were drawn from European literature (Castellani, Hidalgo, et al., 2019). Solid body and hand soaps were assumed to be enveloped in paper (as done by Castellani et al., 2019). The polypropylene (PP) bottle cap (PP) weight was averaged from multiple sources (Bernardo, 2012; L'Oreal & Quantis, 2019; Rathore et al., 2023; Ren et al., 2022). Given product imports, tertiary packaging was included for all products as proposed in the study of L'Oreal & Quantis (2020). Most end-of-life treatment was modeled using cut-off methodology (i.e., giving 100% of the responsibility of the impact of recycling processes to the user of recycled materials). Note that labels on packaging were excluded due to their variety and lack of available data. Also, the label represents less than 1% of the weight of the product and therefore it is acceptable to neglect it. No packaging materials were assumed to include recycled content, considering that, during our field observations by visiting local stores, no packaging with recycled content was observed in Quebec retailers.

The distances from the manufacturing countries to Quebec for products and for packaging were based on the assumption of landing in the Port of Montreal, QC and were determined with a transport calculator (EcoTransIT World, 2020) which also identifies the transport mode.

WATER USE

Instead of using generic quantities of water for rinsing each rinse-off product (as done by most of previous studies) we decided to use statistical data representative of the water quantity used during the average Quebecer's shower and to allocate this quantity between all the rinse-off products used during each shower. The total water quantity for residential use in Quebec was found in (Gouvernement du Quebec, 2021) and this total quantity was distributed between the different household activities (toilet flushing, showering, bathing, laundry, faucet use, leaks and other) using data from (Ministère des Affaires municipales & et de l'Habitation, 2010). The quantity of water used for an average shower was further confirmed using the average flow rate and duration of showers in (Ministère des Affaires municipales & et de l'Habitation, 2010).

The way the total quantity of water of each shower, bath and faucet use has been allocated between the different hygiene products is detailed in the "consumer use frequency" section.

The wastewater is considered using the corresponding ecoinvent process for Quebec for average household wastewater, which is the same no matter the household usage of water (toilet, laundry, hygiene, etc.). Water heating was considered for showering and bathing scenarios, while cold water was assumed for toothbrushing and hand washing activities. The share of energy sources used in residential water heating in Quebec was found in (Natural Resources Canada, 2023).

The energy consumption used for showering and bathing with hot water was determined using the kWh calculator provided by Hydro-Quebec (Hydro-Québec, 2023) considering the volume of warm water of both activities (the calculator is making the underlying assumption that the water heater is set at 60°C and that the bath or shower temperature is at 36°C).

CONSUMER USE FREQUENCY

Product use dosages for shampoo, conditioner, liquid body wash, aerosol and stick deodorant, and toothpaste were sourced from literature (European Commission, 2010; Hall et al., 2011) and further adjusted using a comparative analysis with expenditure data specific to Quebec (Statista, 2019). Due to data limitations regarding both liquid and solid hand soap, dosages were acquired from grey literature sources (Richter Total Office, 2016; Schwarcz, 2020). No reliable data for solid body wash dosages was

available so an assumption was made that body washing would be approximately 10 times that of hand washing. The determination of average yearly product consumption was subsequently achieved by multiplying individual product dosages with corresponding consumer use frequency data (Vividata, 2021).

No details were available in the Trade data online (Government of Canada, 2019b) or any other available source of data we found that would allow us to discriminate between the quantities of products sold that have the same function (i.e., the fraction of liquid versus solid bodywash or solid versus aerosol deodorant). Therefore, we had to make assumptions about these "market shares" based on the proportions of each of these products available on retailer shelves. For example, among the total body wash soaps available on shelves, 80% were liquid and 20% were solid. Additional information provided in (Mintel, 2016) sales trend report suggests "a significant market share" for liquid body wash compared to its solid counterpart, which confirms our assumption goes in the right direction. Here we are assuming that 80% of Quebecers use liquid bodywash and 20% us solid bodywash. The same approach was used for deodorant. As for hand soaps, the distribution between solid and liquid was established according to available data about Quebec consumers found in the Study of the Canadian Consumer (SCC) report (Vividata, 2019). This assumption did not account for performance differences among products serving the same function, merely measuring consumer preferences for products.

Table 2 Reference flows for product use dosages, weekly use frequency and market share of equivalent product uses for Quebec consumers in 2019.

Product primary function	Product	Dosage per usage	Market share (% of users) of equivalent products	Average weekly use frequency
Cleaning hair	Shampoo	10.5 g	100%	3.7
Moisturizing hair	Conditioner	9 g	100%	3
Cleaning body	Liquid Body wash	11 g	80%	6.1
Cleaning body	Solid Bodywash	4 g	20%	
Cleaning hands	Solid hand wash	0.4 g	33%	35
Cleaning hands	Liquid hand wash	1.5 g	67%	
Cleaning teeth	Toothpaste	1 g	100%	11.8
Deodorizing armpits	Aerosol deodorant	0.9 g	5%	5.7
Deodorizing armpits	Stick deodorant	1.2 g	95%	

To assess the use frequency of each hygiene product, we used the data from the SCC (Vividata, 2021). This study captures "consumer use frequency" of hygiene products by Quebecers based on a national survey; hence, unlike other studies that often use generic data or assumptions, the SCC offers detailed insights into Canadian consumer behaviours. The average frequency has been considered, though there is variability among different consumer archetypes. Assessing this variability is beyond the scope of the current study but could be explored in future research. It provides a strong foundation for measuring how often individuals use different personal hygiene products.

As no data was available about the repartition of use of hygiene products between baths and showers, we considered that the repartition between both is proportional (hence we allocated the total quantity of water used for baths and showers between the bodywash and hair care activities). This allocation was based on their respective usage frequencies. We assumed that each instance of product usage involves an equal amount of heated water (i.e., using shampoo takes approximately the same amount of water as using body wash) and divided the total quantity of water by the total number of activities (considered activities being bodywash, shampoo and conditioner use).

For toothbrushing and handwashing, it was not relevant to do the same kind of allocation of the total quantity of faucet water as there are many other non-hygiene-related usages of this water. Hence, we adopted a different approach by considering a generic quantity of water for each activity taken from (caaquebec.com, 2023).

Regarding product quantities, average dosages were directly multiplied by the frequency of use. Product losses have been neglected due to lack of data.

2.2.3 ANALYZING THE ENVIRONMENTAL IMPACTS OF THE PERSONAL HYGIENE OF QUEBECERS

In this section we aimed to analyze the environmental impacts of the personal hygiene of an average Quebecer and identify what really matters in terms of environmental footprint. To do so, we've established the functional unit as the "environmental impacts of personal hygiene of an average Quebec citizen for a whole year in 2019." The system boundaries were those depicted in Figure 5. We used Activity-Browser (Steubing et al., 2020) LCA simulation software and the ecoinvent cut-off V3.9 database (Wernet et al., 2016) as the primary source of background LCA data. Within the ecoinvent database, some modifications were made to adapt the data to Quebec. Such as sewage sludge disposal from wastewater

treatment, to reflect the latest data on allocation to different disposal methods (Gouvernement du Quebec, 2023) and some background processes incorrectly regionalized within the Quebec processes.

The impact assessments method used was IMPACT World+ 2.0 at the damage level (Agez, Patouillard, et al., 2022; Bulle et al., 2019). The value for land use flows of unspecified nature were set equal to the global average of land use flows (consistent with what has since been done in the 2.0.1 version of IW+) (Agez et al., 2023).

We conducted a contribution analysis to determine the relative contributions of different life cycle stages, impact categories, and individual products to the overall environmental impact. Additionally, key contributing processes along the life cycle, including value chains, were identified, and assessed. Furthermore, a sensitivity analysis was performed for products with alternative formats (e.g., liquid vs. solid soap), examining the potential impact of using 100% of each of them instead of the current distribution and identifying potential burden shifting.

For environmental impact analysis purposes, the life cycle stages were reorganized into the five distinct stages that are presented in Figure 5 and detailed in Section 2.2.1 (formula and manufacturing, distribution, transport to home, packaging, and water use), providing a more comprehensive approach. This allows for a detailed examination of stakeholder choices, especially regarding production and end-of-life intersections. These stages, while informative separately, are interconnected, where decisions in one phase impact another. For instance, water consumption during showering activities affects water treatment volume.

2.2.4 IDENTIFYING RELEVANT STRATEGIES TO REDUCE THE ENVIRONMENTAL FOOTPRINT OF PERSONAL HYGIENE IN QUEBEC

This section will utilize the results from Section 2.3.2 on the environmental footprint of personal hygiene in Quebec to inform decision-making for various stakeholders that can influence consumption behaviour in the region, with the goal of reducing the environmental impact of hygiene in Quebec. The exploratory approach aimed to demonstrate how the same environmental performance data can guide decision-making at different levels, guiding different stakeholders aiming at the same common goal. Hence the list of stakeholders is not exhaustive. Key stakeholders considered include Quebec consumers, public policy makers at different levels, and product manufacturers. The identified key contributors from

Section 2.3.2 were examined for each stakeholder in the light of their respective spheres of influence. Tailor-made recommendations were then developed for each stakeholder group based on these findings.

Expanding on commonly held beliefs (mentioned in Section 2.1) surrounding the sustainable consumption of personal hygiene products, we conducted a sensitivity analysis to clarify the environmental impact reduction resulting from these beliefs. The initial analysis focuses on the volume and heating of water used during showers, aiming to reduce the average shower length to 5 minutes (40 liters), incorporate a low-flow shower head of 6.6 liters/min, and transition to all-electric water heating systems across Quebec. The second analysis explores the prevalent belief favoring solid soaps over liquid ones due to perceived natural ingredients (bio-based rather than petroleum-based) and environmentally friendly packaging (paper instead of plastic). This analysis quantifies the impacts of transitioning from using only liquid body wash to solid body wash, considering that liquid body wash requires the use of 11 g versus 4 g of solid body wash for one usage, with equivalent shower lengths and temperatures for both scenarios. The third set of sensitivity analyses focuses on packaging, proposing two idealistic scenarios designed solely to highlight the effects of these idealized solutions. The first scenario assumes 100% of packaging is recycled, aiming to evaluate emission reductions from recycling as a disposal method. The second packaging scenario assumes that all products are purchased through zero-waste shops, eliminating all production and disposal of packaging. However, this scenario necessitates additional travel distances for consumers, as zero-waste retailers are scarce and predominantly situated in larger cities. Scenarios were established at double and triple the distance for all personal care product purchases, considering travel by passenger car.

2.3 RESULTS AND DISCUSSION

2.3.1 CREATION OF A LIFE CYCLE INVENTORY DATABASE DOCUMENTING PERSONAL HYGIENE OF QUEBECERS

Presented in this section is an overview of results from the creation of the life cycle inventory database. Starting with the finished products section, we've included a broader product coverage (10 personal hygiene products and a toothbrush), which is more comprehensive compared to what has been reported in the existing literature. Additional details, including original formula sources can be found in the supplementary materials with the original formula ingredients and the corresponding ecoinvent processes used to represent them in the current study. Table 3 outlines the provenance distribution for both imported and domestically manufactured items, elucidating transportation methods and distances

for packaged products destined for Quebec. For the transportation distance of domestically produced goods, we assumed that the items are manufactured within the region spanning Ontario to Quebec, as over 60% of Canadian cosmetics manufacturers are located in this area (IBIS World, 2023a).

Transportation distances to consumers’ homes from retailers such as grocery stores and pharmacies were determined to be 1 kilometer each way for most Canadians (Government of Canada, 2021b). For other retailers such as department stores, warehouses and specialized beauty and cosmetics stores, 3 kilometers was assumed based on expert judgement and field observation since these store categories are more spread out and not available in every city.

Table 3 Proportions of personal care products imported from different manufacturing countries and domestically according to Canadian Industry Statistics in 2019 (2023) — (Industry code 32562 and 32561)

Products	Manufacturing country	Shampoo, conditioner, deodorant provenance	Toothpaste, hand and body soaps provenance	Toothbrush provenance	Transport distance - Freight train (km)	Transport distance - Container ship (km)
Domestic %	Canada	20%	37%	-	200	-
Import source %	US	18%	25%	-	615	-
	Europe	53%	15%	-	-	6300
	RoW	9%	22%	100%	-	22000

Primary packaging for liquid products such as shampoo, conditioner, hand and body washes are made from either high-density polyethylene (HDPE), polyethylene terephthalate (PET), or polypropylene (PP) bottles or tubes weighing 700 g/kg of product (Castellani, Hidalgo, et al., 2019). Solid hand and body soaps are packaged in wrapping paper weighing 16.1 g/kg of product (Castellani, Hidalgo, et al., 2019). Solid stick deodorant is made of PP weighing 570 g/kg (Bernardo, 2012) and aerosol spray deodorant cans are made of 250 g of aluminum/kg (L’Oreal & Quantis, 2019). Toothpaste tubes are made of HDPE weighing 48.4 g/kg (Ashley et al., 2022). Bottle caps (PP) weigh 22 g per cap, averaged from various sources (Bernardo, 2012; L’Oreal & Quantis, 2020; Rathore et al., 2023; Ren et al., 2022). Secondary packaging was considered for toothpaste and toothbrushes. Toothpaste tubes are packaged in a small, printed cardboard boxes weighing 132 g/kg of paste and toothbrushes are also packaged in 7 g of

cardboard/unit (Ashley et al., 2022). Given product imports, tertiary packaging was assumed for all products: cardboard grouping boxes weighing 167 g/kg of products, 5 g of plastic film/kg, and one 18 kg wood pallet that can hold various amounts, depending on the weights and sizes of the products (L’Oreal & Quantis, 2020).

CONSUMER USE FREQUENCY AND WATER USE

Yearly per capita results for the use of the products, and the water and energy for rinsing are presented in Table 4 as well as the use frequency data. Shower head water flow rates are set at 8 liters per minute.

Table 4 Average yearly per capita use rates for water, products, and energy. Data sources available in supplementary material.

Product	Yearly per capita product use (kg)	Attribution of water for showering instances	Total volume of water used per washing instance (kg)	Yearly per capita water use per product (kg)	Yearly per capita energy use per product (kwh)	Yearly per capita use frequency
Shampoo	2.0	29%	62.4	3482	218	192
Conditioner	1.4	23%		2239	140	156
Liquid bodywash	2.9	48%		9501	594	317
Solid bodywash	0.3					
Solid handwash	0.2	-	0.5	7471	-	1492
Liquid handwash	1.5	-				
Toothpaste	0.6	-	13.5	8312	-	614
Aerosol deodorant	0.0	-	-	0	0	296
Stick deodorant	1.5	-	-	0	0	
Toothbrush		4 units/year				

A frequency-based approach was employed to ascertain annual consumption, addressing a gap in the literature, and offering valuable insights into the use stage. Despite recognizing the limitations of not including product volumes sold in Quebec due to the unavailability of this data and the challenges of comparing frequency-based findings with sales volume data due to pricing variations, our approach enhances the comprehension of the environmental impacts of personal care products in Quebec. Our approach uses a functional unit that considers annual consumption patterns and incorporates various usage behaviours (archetypes). This approach contrasts with what is seen in literature which mostly focused on individual products and analyzed functional units associated with one-time product use.

2.3.2 ANALYZING THE ENVIRONMENTAL IMPACTS OF THE PERSONAL HYGIENE OF QUEBECERS

Our study has determined that the personal hygiene of an average Quebecer produces 79 kg CO₂-eq per year. When considering the broader environmental impacts of personal hygiene across both Areas of Protection (AoP), we have Human Health (HH) impacts amounting to 4.11E-04 DALY (Disability-Adjusted Life Years) and Ecosystem Quality (EQ) impacts of 9.93E+01 PDF.m².yr (PDF standing for Potentially Disappeared Fraction of species).

CONTRIBUTION ANALYSIS OF LIFE CYCLE STAGES

If we delve into contributions by life cycle stages, Figures 6 and 7 offer valuable insights into the relative contributions to each life cycle stage within the two AoPs. Notably, the water use stage emerges as the primary contributors, accounting for 59-63% of total impacts on both AoPs respectively, followed by the formula and manufacturing at 14-19%, while packaging makes up 10% of the impacts. Transport to the home accounts for 10%, and distribution plays a minor role, contributing 2-3% for both AoPs.

If we delve deeper into the significance of the impacts associated with the water use stage, it becomes apparent that water heating plays a pivotal role as the most significant contributor in both AoPs, contributing 49-52%. The use of electricity, which is used in 88% of Quebec households for water heating, contributes 21-27% of environmental impacts. Natural gas, employed in 11% of Quebec households, contributes 15-18% to these impacts, while other fossil fuel technologies like heating oil, coal, or wood—used in less than 2% of households—collectively contribute 2-3% of impacts. Notably, the relatively smaller proportion of fossil fuels, including natural gas, heating oil, coal, and wood (used in 11.5% of households), yields disproportionately higher impacts, together 17-21% of impacts, compared to households using electric water heaters. The electric grid mix in Quebec, being 99% renewable from

hydroelectricity (94%) and wind power (5%), explains the relatively lower impacts of this technology (Government of Canada, 2019a; Wernet et al., 2016).

In accordance with what is observed in the literature, consumer use stages are identified as having the most pronounced environmental impacts in LCAs of personal care products. Among these stages, energy consumption during rinsing emerges as the predominant factor (de Camargo et al., 2019; Golsteijn et al., 2018; Koehler & Wildbolz, 2009; Kröhnert & Stucki, 2021). These impacts are notably heightened in regions with a greater dependence on fossil fuels, as evidenced in all the referenced LCAs of personal care products (from Europe and Brazil). Interestingly, despite Quebec having a substantially higher overall use of renewable energy sources compared to the other studies, the water use stage still stands out as the most impactful. This underlines that reduction strategies cannot rely solely on cleaner technologies but must also include better consumption behaviours.

Our study's comparison with existing literature on climate change impacts from the use stage reveals that it accounts for 47% of the overall life cycle impact. In contrast, Kröhnert and Stucki (2021) reported total use stage impacts at 50% for shampoo, Koehler and Wildbolz (2009) found 42% for hand washing, encompassing additional household items like toilet cleaner and laundry detergent. Additionally, de Camargo et al. (2019) determined that 75% of climate change impacts were associated with the use stage when considering a comprehensive selection of 10 representative personal care and cosmetic products.

Notably, our approach incorporates wastewater within the use stage, diverging from other studies that typically categorize it within end-of-life stages. Regarding variations in the volume of heated water used for rinsing various product types among studies, Table 5 reveals that the referenced studies employ a generic water quantity for rinsing, while our investigation adopts a distinct approach. We integrate statistical data derived from the overall water consumption in Quebec, subsequently allocating this data to individual products. This method accounts for annual water consumption for personal care, deviating from the conventional practice of assigning a generic amount for a one-time use of a product as the functional unit. Our results also represent the annual use across all 10 of our represented products.

Table 5 Comparing water volume and energy consumption applied to product rinsing in the use stages across different literature sources. Results are shown as per a one-time use of products for comparability purposes.

	Liters of water per use instance	Energy (MJ) per use instance	Country where use stage occurs	Reference
Shampoo	18	1.8	Quebec	Current study
	15	1.6	Europe	(Golsteijn et al., 2018)
	15	1.6	Zurich	(Kröhnert & Stucki, 2021)
	20	0.6	Brazil	(de Camargo et al., 2019)
	22	0	European Union	(JRC, 2019)
Conditioner	14	1.44	Quebec	Current study
	22	0	European Union	(JRC, 2019)
Bodywash	30	2.88	Quebec	Current study
	20	0.6	Brazil	(de Camargo et al., 2019)
	22	0	European Union	(JRC, 2019)
Handwash	0.5	0	Quebec	Current study
	0.91	0.01	European Union	(Koehler & Wildbolz, 2009)
	3	0	European Union	(JRC, 2019)
Teeth brushing	13.5 Running tap	0	Quebec	Current study
	7.57 Running tap	0	Thailand	(Suppipat et al., 2022)
	2 Intermittent tap	0	UK	(Ashley et al., 2022)

As indicated in Table 5, our study accounts for a higher volume of heated water per use instance compared to the findings in the literature. To substantiate these results, we conducted a comparison of energy for heating water among Europeans, Canadians, and Quebecers per capita, along with an assessment of their daily water consumption. In 2019, statistics indicated that, on a yearly per capita basis, Europeans used approximately 2.98 GJ (Eurostat, 2023) of energy for heating water, whereas Quebecers and Canadians used 5.5 GJ and 5.8 GJ, respectively (Natural Resources Canada, 2023). Furthermore, the volumes of residential water consumption introduce another dimension. On average, Europeans used a total of 144 liters (European Environment Agency, 2018) of water per day, in contrast to 262 liters in Quebec and 215 liters in Canada (Statistics Canada, 2021). These findings align with statements in the literature emphasizing the influential role of consumer behaviour on the environmental impacts of personal hygiene and underscores the significance of regional and cultural aspects in the use phase (de Camargo et al., 2019; Golsteijn et al., 2018; Koehler & Wildbolz, 2009; Kröhnert & Stucki, 2021). In Quebec, the high intensity of usage in comparison to European regions and other Canadian provinces

can be reasonably attributed to high purchasing power, affordable electricity (Canada Energy Regulator, 2023) and the absence of a direct charge for residential water supply (Environment Canada, 2012; The Conference Board of Canada, 2023).

Electric water heaters (infrastructure) contribute 8% to the water heating stage, distinguished by their predominantly steel composition and relatively short lifespan of 10-15 years (CAA-Québec, 2023). The infrastructure stands out further with electricity due to its mostly renewable characteristic in Quebec. Natural gas boilers, also largely composed of steel, are overshadowed by fuel impacts. In both instances, the infrastructure originates from steelmaking, resulting in slag production, which when landfilled, emits metals contributing to toxicity and ecotoxicity.

Another pivotal component of the water use stage is wastewater treatment, which contributes significantly, ranging from 31-34% for both areas of protection. This contribution is notably associated with the treatment of sewage sludge. In Quebec, the primary disposal methods for sewage sludge include landfarming (the spreading of sludge in crop fields) (42%), incineration (49%), and landfilling (9%) (Recyc-Québec, 2018). HH impacts are primarily caused by the incineration of sewage sludge, while EQ is particularly impacted by landfarming. Environmental impacts from wastewater treatment have consistently raised concerns in current literature, particularly regarding human toxicity and freshwater ecotoxicity (Ashley et al., 2022; Bernardo, 2012; de Camargo et al., 2019; Golsteijn et al., 2018; Koehler & Wildbolz, 2009). However, it is essential to acknowledge that these impacts might be overestimated due to the uniform application of the same water treatment process for all residential wastewaters. The impacts considered in this context are those of treating average residential effluent. Notably, heavy metals are frequently present in wastewater originating from various sources, including food, tap water (e.g., old pipes), feces, and from the use of detergents and cosmetics (Feng et al., 2023). Moreover, the quality of LCI and LCIA is constrained when assessing toxicity and ecotoxicity in water treatment (Diamond et al., 2010), as explored in the subsequent section.

Another significant hotspot becomes evident in the formula and manufacturing stage, contributing 14% and 19% of impacts to HH and EQ AoPs, respectively. The manufacturing of these products requires a substantial amount of heat, primarily sourced from fossil fuels, as is typical in the global manufacturing industry (Tickner et al., 2021). Furthermore, the cultivation of specific ingredients like rapeseed and coconut oil (used in soaps and deodorants), along with maize (used in sorbitol production for toothpaste), involves extensive land occupation and irrigation.

Life cycle stages - Human Health



Figure 6 Contribution by life cycle stages for AoP human health

Life cycle stages - Ecosystem quality



Figure 7 Contribution by life cycle stages for AoP ecosystem quality.

CONTRIBUTION ANALYSIS BY IMPACT CATEGORY TO THE DAMAGES ON THE AREAS OF PROTECTION

HUMAN HEALTH AREA OF PROTECTION

As can be seen in Figure 8, the foremost drivers of damages to Human Health are both shorter-term and long-term climate change impacts contributing, respectively, 16% and 39% of the damages. These climate change impacts are mainly related to the usage of heated water as previously described in Section 2.3.2 (63% and 55% of the total damage to climate change). Aside from use stage, the transportation of products from the retailer to consumers' households contributes 11-15% of the total damage due to climate change categories, shorter-term and long-term impacts, respectively. Finally, formula manufacturing and packaging contribute, respectively, 12-14% and 11-13% of the damage due to climate change categories, which is mainly related to the use of natural gas for energy production in the production processes.

The second key driver of damages to Human Health is human toxicity (totalling 27% when combining the carcinogenic and non-carcinogenic impacts at shorter term and long term). These damages are mainly due to water use, and more specifically to the production and end of life of steel infrastructures (with water heaters contributing 2.5%, and the water supply network 11%) (for the category "human toxicity, cancer"). In addition, it also contributes to the emission of metals to soils when landfarming sewage sludges (7%) (in the case of "human toxicity non-cancer"). Most of these damages are related to metal emissions; hence, this must be taken with care as the toxic impacts of metals in Life Cycle Impact Assessment (LCIA) is quite uncertain. Moreover, the metallic emissions related to landfarming sewage sludges correspond to the composition of generic sludges related to domestic wastewater treatment mentioned in Section 2.3.2. As no metals enter in the formulas of the hygiene products we considered, the damage related to sewage sludge landfarming is probably overestimated.

Finally, the third key driver of the damages to the Human Health area of protection is particulate matter formation (9% of HH impacts), which is mainly related to water heating (26% of particulate matter impacts), wastewater treatment (16%) and transport by passenger car (10%).

ECOSYSTEM QUALITY AREA OF PROTECTION

As can be seen in Figure 9, shorter-term and long-term climate change impacts also dominate the damages to ecosystem quality, contributing, respectively, 14% and 35% of the damage on this Area of protection and are related to the same processes described above.

Marine acidification, contributing to 9% of the damage on the Ecosystem Quality AoP (1% shorter term, 8% long term), is also linked to the same key contributors as climate change as it is mainly due to CO₂ emissions.

Land occupation and land transformation contribute, respectively, 13% and 11% of the damages to the Ecosystem Quality area of protection. For land occupation, is mainly related to the energy needed to heat the water. This is related to the construction of hydro-electric reservoirs (70% of the total impact score) and to the use of wood, which accounts for a mere 0.3% share in the Quebec electric mix (Government of Canada, 2019a), but contributes 6% of the impacts of land occupation.

As for land transformation, it is mainly related to the formula and manufacturing. The production of certain bio-based product ingredients for solid soaps and deodorants, such as rapeseed oil, contributes 57% of the impacts of land transformation. Interestingly, despite the fact that rapeseed oil is not a major ingredient (solid soaps contain less than 6%, and deodorants less than 2% in each formula studied), its impact on land transformation remains noteworthy.

Freshwater ecotoxicity represents 14% of impacts (combining shorter-term and long-term impacts), mainly influenced by the long-term impacts of sewage sludge disposal, notably through landfarming practices, contributing to 56% of impacts in the long term—here again due to metal emissions, which must be taken with care. Additionally, the production of the aluminum chloride used in deodorants has a relatively significant impact (11% of freshwater ecotoxicity).

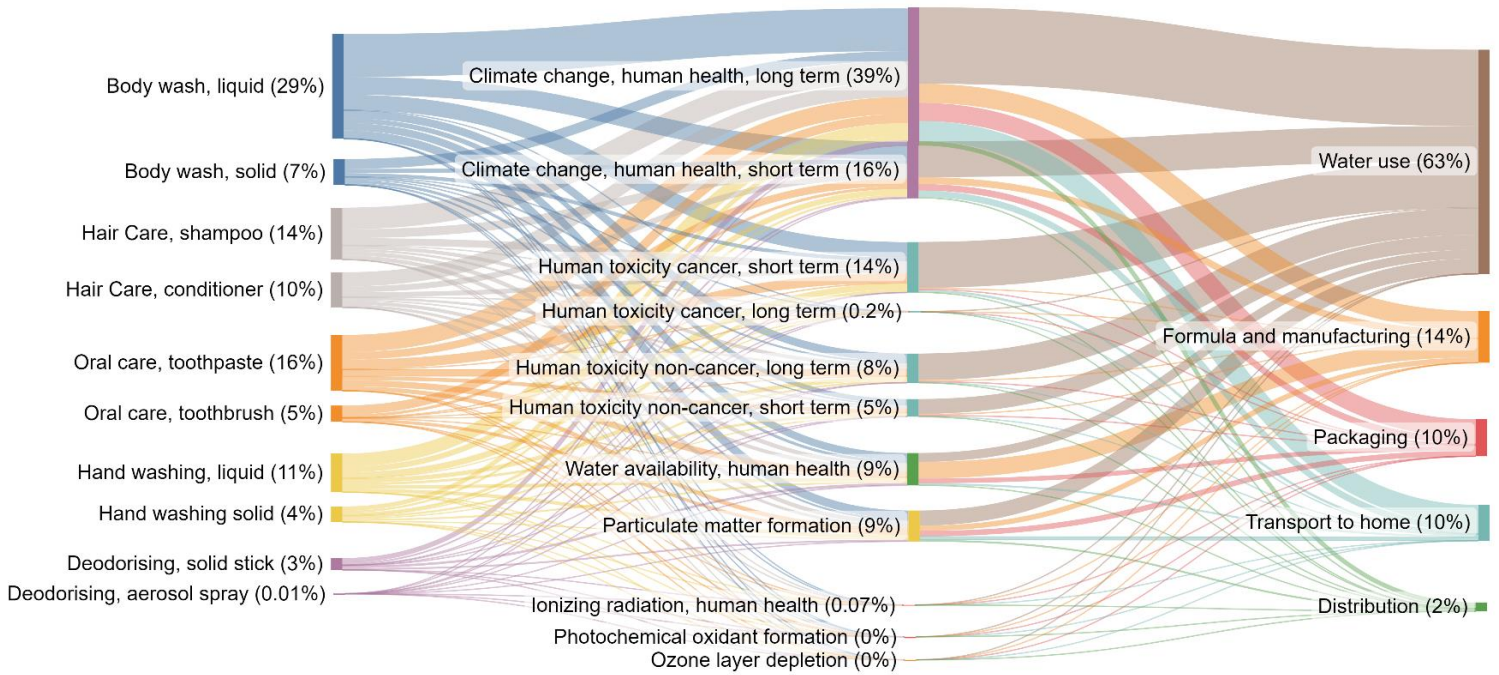


Figure 8 Quebecers' annual personal hygiene contribution for Human Health AoP. Left: contributions per product type. Middle: contribution to impact categories. Right: contributions per life cycle stages. Total: 4.11E-04 DALY.

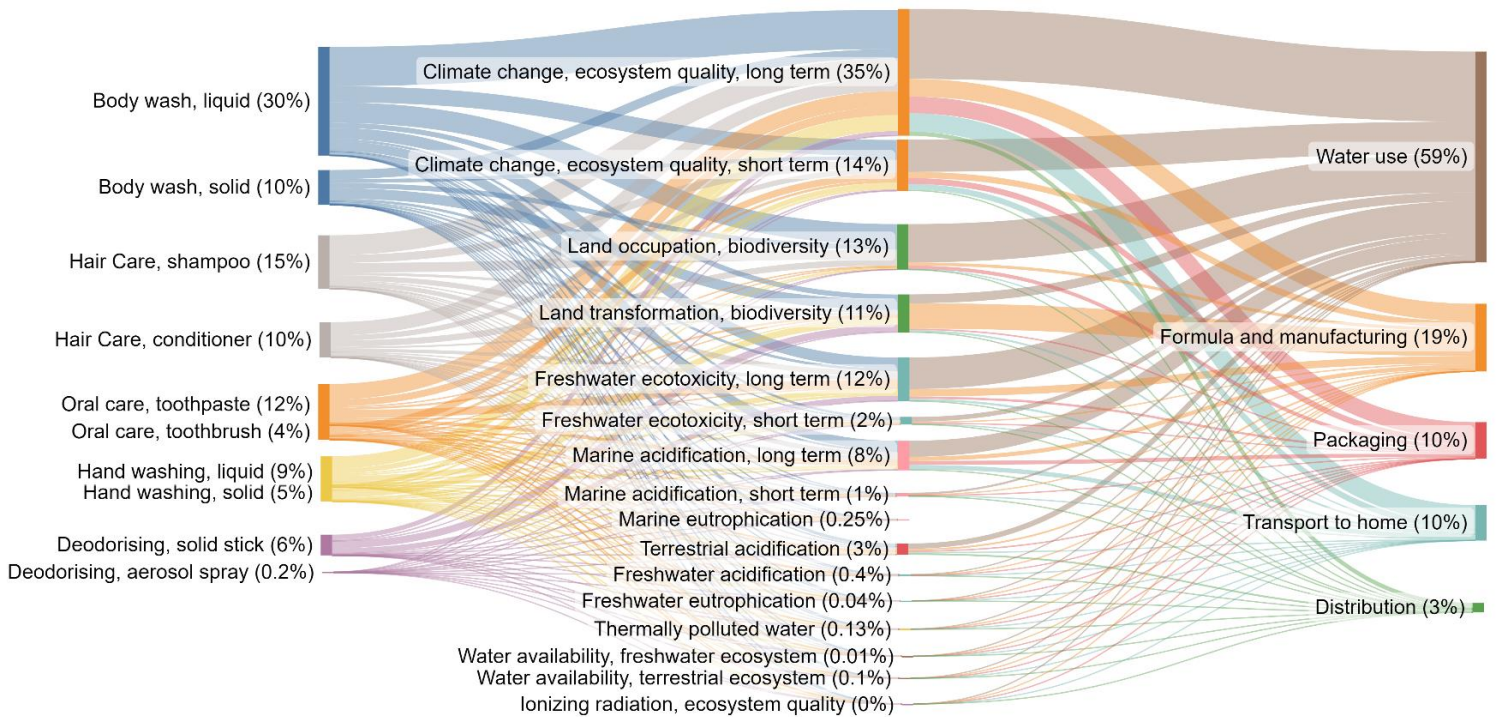


Figure 9 Quebecers' annual personal hygiene contribution for ecosystem quality AoP. Left: contributions per product type. Middle: contribution to impact categories. Right: contributions per life cycle stages. Total 9.93E+1 PDF.m².yr.

2.3.3 IDENTIFYING RELEVANT STRATEGIES TO REDUCE THE ENVIRONMENTAL FOOTPRINT OF PERSONAL HYGIENE IN QUEBEC

SENSITIVITY ANALYSIS OF HEATED WATER CONSUMPTION ON CARBON FOOTPRINT

Reducing the average shower length to 5 minutes (40 liters) led to 17% carbon savings. Shifting to all-electric water heating systems across Quebec reduced carbon emissions by 14% and adopting a low-flow shower head of 6.6 liters/min (Hydro-Quebec, 2023) resulted in an 8% carbon saving. The cumulative impact of these strategies amounts to a 29% reduction, equivalent to 23 kg CO₂-eq. per capita yearly.

SENSITIVITY ANALYSIS COMPARISON OF BIO-BASED (SOLID) RATHER THAN PETROLEUM-BASED (LIQUID) SOAPS

The results revealed a notable increase in impacts during the formula and manufacturing stage, with a 356% rise in ecosystem quality impacts and a 29% increase in impacts on Human Health. The escalated damage to ecosystem quality was directly associated with land occupation and transformation resulting from ingredients such as rapeseed oil and soybean oil being used in the fatty acid production in the solid body wash product. It is critical to recognize that the impact of land transformation depends significantly on the sourcing of the oils, particularly if the producer can guarantee traceability without deforestation. The heightened impacts on the category for water availability for Human Health are attributed to the increased water demand in the processes of treating tallow and producing fatty acids from soybeans, especially in regions with limited water resources where tallow and soybeans are produced. Notably, life cycle stages such as distribution (-68%), transport to home (-12%), and packaging (-36 to -39%) experienced a decrease in impacts, attributed to the more condensed nature of solid soaps, which necessitates less packaging and incurs lower transportation weights. This reduction is further compounded by the overall lower volume associated with solid soaps, as highlighted in Table 2, owing to the smaller dosage required.

SENSITIVITY ANALYSIS FOR RECYCLING PACKAGING AND ZERO-WASTE

Although zero-waste solutions have the potential to alleviate environmental burdens of the packaging stage, their adoption resulted in burden shifting, given the increased distance required to travel to specialized retailers. Doubling the distance to and from retailers to access zero-waste retailers would consequently shift the entire burden to the transport-to-home stage, making this stage's impacts 20% of

the overall life cycle. Tripling the distance would consequently make the transport-to-home stage as important as the energy required to heat the water for product rinsing (the most important life cycle stage).

Concerning recycling, under the assumption that all packaging undergoes recycling in its end-of-life stage, the potential benefits demonstrate a reduction in the overall life cycle impacts by approximately 4-5% for both ecosystem quality (EQ) and human health (HH).

WEIGHING THE EFFECTIVENESS OF SUSTAINABLE SOLUTIONS

Revisiting the commonly held beliefs outlined in Section 2.1, our results substantiate certain perceived benefits. Notably, the reduction in water volume during showering, achieved through shortened product rinsing time and/or decreased water flow, leads to a substantial decrease in impacts owing to the diminished amount of water requiring heating. The use of all-electric heating represents another validated advantage, which is particularly applicable in Quebec due to its predominantly renewable electric grid.

Our findings also confirm the positive environmental impact of recycling all packaging, although this scenario is simplified and warrants further study to account for potential rebound effects that may not have been fully considered. It's crucial to note that our modeling approach for the end-of-life of packaging, utilizing the cut-off method, places the responsibility for the recycling process (extra energy, materials, transportation, etc.) on the purchaser of recycled materials. Further research is required to validate the accuracy of this scenario.

Conversely, our results challenge assumptions about sustainability related to bio-based products and zero-waste packaging. They highlight a substantial case of burden shifting in these solutions. Since these scenarios are simplified and necessitate further research, exploring additional parameters not considered in this analysis (such as the use of different bio-based ingredients with higher yields, lower water requirements, or are grown in different regions) may yield different results.

In considering proven sustainable practices, it is essential to acknowledge that not all practices are equally effective. Priority should be given to those practices offering the most significant environmental

impact reductions, such as those for the water use stage (up to 29%), which result in more substantial reductions in carbon emissions compared to recycling efforts (up to 5%).

2.3.4 IDENTIFYING STAKEHOLDERS' SPHERES OF INFLUENCE AND STRATEGIES DERIVED FROM FINDINGS

Municipalities and government bodies play a pivotal role in shaping legislation, developing infrastructure, and fostering awareness among their constituents. The Quebec government has taken significant steps by implementing legislation to phase out the use of heating oil-powered water heaters in the residential sector (Government of Quebec, 2021). Furthermore, the Quebec building code includes stipulations enforcing a maximum flow rate for all new water supply hardware in residential settings since 2021 (Government of Canada, 2021a) and in 2019, a campaign was initiated by the government of Quebec to help municipalities raise awareness and promote water conservation among residents (Government of Quebec, 2019).

Our study suggests further measures, such as extending legislation to phase out natural gas- and other fossil fuel-powered water heating technologies. Addressing issues related to sewage sludge disposal, particularly concerning ecotoxicity and human toxicity, calls for the implementation of new strategies. Furthermore, investments in recycling infrastructure, support for recycling companies, and legislation regulating packaging norms in Quebec are within the government's sphere of influence, presenting opportunities to expedite the reduction of the environmental footprint. Another suggestion is to integrate a volume-based pricing approach where municipalities charge for water based on actual amounts used rather than the current, flat-rate pricing approach charged as a tax on property owners. This is a strategy that has proved effective in reducing in-home water consumption in other regions in Canada (Environment Canada, 2012; The Conference Board of Canada, 2023).

Manufacturers wield significant influence when it comes to the environmental impact of their products. The responsibility for choosing more sustainable ingredients falls squarely on their shoulders, as consumers often struggle to make informed choices in this regard. Manufacturers also possess the capacity to opt for more environmentally friendly technologies and renewable energy sources in their production processes. When it comes to packaging and its disposal, collaborative efforts among manufacturers to devise strategies for responsible disposal and recycling is recommended. In this context, democratizing research and knowledge-sharing among manufacturers is of utmost importance for a

smoother transition towards greener products. This includes financing publicly available research and active participation in the development of ecodesign tools rooted in scientific principles such as LCA. Such tools can evaluate ingredient choices, manufacturing processes, and packaging selections and distill them into a single, user-friendly score, enhancing usability for all stakeholders involved (L'Haridon et al., 2023).

Consumers themselves play a pivotal role in advancing sustainability, especially concerning certain aspects of the use stage. Raising awareness among citizens about their personal hygiene practices is crucial. Consumer-driven strategies that take precedence include optimizing the frequency of product use, opting for electric water heating and minimizing the volume of water consumed during each use. Consumers also have influence over the end-of-life stage of product packaging, as they choose the disposal methods (when choices are available). Additionally, efforts can be directed towards reducing the frequency of passenger car use for shopping, particularly for citizens residing in rural areas, as well as promoting the use of public transportation in urban settings.

2.4 LIMITS AND PERSPECTIVES

There are several important considerations and limitations in this study:

Wastewater treatment: As mentioned in Section 2.3.2 the estimation of wastewater treatment impacts could be overestimated due to a lack of data on the real contribution of each of the domestic water usages to the impact of wastewater treatment (notably the contribution of hygiene products to the emission of metals when landfarming sewage sludges seems overestimated). The water that is treated is defined as all water exiting a household in Quebec.

Ingredient variability: Impacts stemming from the supply of product ingredients can vary significantly due to the large variety of different product formulas. It is important to acknowledge that we employed generic product formulas available in the literature, which may not fully represent the real variability of impacts for the multitude of formulas in existence. Additionally, the representation of ingredients in inventory databases is often limited, necessitating the use of proxies, which can reduce the reliability of results.

Dosage variation: Dosages used in our study are derived from literature on product exposure, which is a common approach in similar studies. However, dosages can differ based on the rinsing ability of products

and consumer behaviour, making it challenging to account for all variables accurately. Additionally, product loss left over in packaging was not considered.

Water heating temperature: The modeling of water heating did not encompass parameters like temperature variation. In our investigation, a standard showering temperature for warm water was adopted, derived from the energy cost tool provided by Hydro-Quebec (Hydro-Québec, 2023). The assumption is that water is heated at 36 °C. Nonetheless, it is important to note that this is an assumption, and regional variations in climate could exert more or less influence on water heating requirements.

Product coverage: The personal hygiene product category in our study may still be underestimated because of the relatively low coverage of products. While our goal was to encompass products used most frequently in the daily lives of Quebecers, this remains an assumption. Another limitation pertains to assumptions related to the distribution of product use for items fulfilling the same function (e.g., solid versus liquid forms). Additionally, the rationale that assigns economic value to evaluate the masses of products imported from different sources is a limitation in our study.

Distribution channels: Assumptions were made about retailer shelf space, potentially underestimating the parameter by not including warehouses and distribution centers. The study did not consider the transportation of products from Quebec's point of entry to retailers, suggesting the need for further research.

Heavy metals: It is advisable to interpret results regarding heavy metals in wastewater, sewer grid, and water heaters tank production with nuance, considering that heavy metals are weakly modeled in LCIA (Pizzol et al., 2011) for impact categories related to human toxicity and ecotoxicity.

Bottom-up vs top-down results: Upon comparing our bottom-up results with the top-down results obtained from a study on the average Quebecer in 2017 (Patouillard, Greffe, et al., Submitted) a gap becomes apparent. The observed disparity can be attributed to the lack of consistency among the considered sectors of activity (bottom-up including processes such as the use stages and disposal of packaging which is accounted for separately with the top-down method). Additionally, the gap may stem from the incomplete coverage of cosmetics in the list or the formulation of the products under consideration.

Considering these limitations, we suggest further research in three critical areas. Firstly, there is a need to expand ingredient databases to encompass a wider range of ingredients, which would significantly enhance the precision and reliability of future LCA studies. Secondly, obtaining reliable and accessible open-source data on product sales volumes (product masses) is essential for more accurate environmental assessments. Lastly, additional research focusing on wastewater treatment is crucial to gain a better understanding of wastewater composition and improve our knowledge of product removal rates during treatment processes.

2.5 CONCLUSION

To the best of our knowledge, there have been no detailed bottom-up studies specifically focused on personal hygiene practices in Quebec. Previous consumption-focused LCA studies in Quebec and Canada mainly adopted a top-down approach, examining broader consumption patterns. Our study used a consumption-based approach to quantify the per capita yearly environmental impacts of personal hygiene for Quebecers. Parameters were organized into three main categories: finished product, use intensity, and use frequency. Lacking volume data for products sold in Quebec, we chose a frequency-of-use-based approach, enabling a more thorough quantification of the use stage, which has often been limited in existing literature. This approach resulted in the development of an open-source inventory database for assessing the environmental impacts of hygiene.

Our analysis revealed that the use stage is the most impactful, particularly due to water heating and wastewater treatment. Within this stage, the use of natural gas and other fossil fuels—despite being used by only 12% of Quebecers—strongly influences climate change and marine acidification impact categories. Wastewater treatment impacts are dominated by sewage sludge disposal, contributing to human toxicity and freshwater ecotoxicity. The formula and manufacturing stage for products is the second most impactful, contributing to climate change through fossil fuel use in the manufacturing processes. Some ingredients, especially bio-based oils, have notable impacts on land occupation, land transformation, and water availability in agricultural regions outside of Canada.

The transport of purchased goods by consumers from retailers to homes emerged as another impactful stage, particularly in Quebec due to long distances traveled, low population density, and widespread car use. The use of passenger cars for multiple trips annually, though a small part of the life cycle, disproportionately contributes to climate change and particulate matter. However, distribution, including

transport from manufacturers worldwide and retail locations in Quebec, did not significantly impact the overall life cycle.

The product packaging stage has proved to have as much impact as the transport of goods to home by the consumer which is non-negligible. Although it yields much attention in literature, it has proved to be less of a priority compared to other life cycle stages such as the use stage. These findings align with our observations and suggests that reduction efforts should focus on stages with more substantial environmental impacts.

Effective strategies for reducing environmental footprints necessitate a holistic approach from various stakeholders. First and foremost, there's a need to promote life cycle thinking among consumers, encouraging them to prioritize reduction efforts on the life cycle stages with the most significant impacts. This involves a shift in focus from product-centric approaches to considering consumption patterns and behaviours during usage stages. Governments can play a crucial role by implementing public policies that regulate and facilitate a quicker phase-out of fossil fuel-based water heating technologies. Collaborative efforts involving stakeholders from different sectors are vital to developing environmentally viable solutions across life cycle stages and regions. Additionally, the promotion of open-source life cycle and ecodesign tools is essential for informed decision-making, particularly for product manufacturers.

DISCUSSION

3.3 CONTRIBUTION À L'AVANCEMENT DES CONNAISSANCES ET PERSPECTIVES

Le premier sous-objectif de ce mémoire était de mettre en place une base de données d'analyse du cycle de vie de l'hygiène du Québécois moyen. Le développement de celle-ci a ainsi permis non seulement la collecte de données essentielles à l'analyse du cycle de vie mais visait également à combler des lacunes significatives dans la littérature existante. Elle a permis de réduire les incertitudes liées à la phase d'utilisation des produits d'hygiène, en rassemblant des statistiques d'utilisation spécifiques au contexte québécois. En offrant un accès libre à ces données, cette base de données servira de fondement au développement futur de divers outils paramétrables adaptés aux besoins de différentes parties prenantes.

CONSOMMATEURS

En outre, cette base de données a le potentiel d'être intégrée dans des outils accessible au grand public, servant de calculateur permettant aux citoyens de quantifier selon leurs propres habitudes : produits utilisés, sources d'énergie pour le chauffage de l'eau, distances parcourues pour l'achat des produits et plus encore. La base de données pourrait donc jouer un rôle crucial dans l'éducation environnementale, permettant aux utilisateurs de saisir les conséquences directes de leurs choix.

MUNICIPALITÉS ET GOUVERNEMENTS

La base de données pourra par ailleurs être potentiellement intégrée à d'autres outils à l'attention des municipalités, agissant comme un soutien décisionnel dans la gestion et l'amélioration des infrastructures locales. Parmi les nombreuses applications, de tels outils pourraient servir, entre autres, à la gestion des infrastructures de traitement des eaux et des déchets, y compris la gestion des emballages et des boues d'épuration. Il permettra également d'identifier les points critiques durant le cycle de vie de l'hygiène personnelle, permettant aux municipalités d'optimiser les stratégies de sensibilisation environnementale et de développer des initiatives communautaires adaptées au contexte géographique du Québec. Ainsi jouant un rôle clé dans l'éducation environnementale des citoyens et le renforcement des politiques publiques pour une gestion efficace de l'impact environnemental.

ENTREPRISES

La base de données pourrait également à l'avenir être intégrée dans d'éventuels outils futur pour permettre aux entreprises de connaître et de comparer la performance environnementale de leurs produits en ayant accès à un outil d'évaluation environnemental paramétrable. Cela inclurait l'évaluation de différentes formulations, l'effet de l'achat local, les initiatives zéro déchet ainsi que la comparaison de la production locale par rapport à l'importation. En outre, elle pourrait faciliter l'évaluation des ingrédients biosourcés, dont l'impact environnemental des produits d'hygiène peut varier considérablement en fonction des choix de ce type d'ingrédients, surtout en ce qui concerne les pratiques agricoles et la géolocalisation de la production.

ARCHÉTYPES ET PROFILS DE CONSOMMATEURS

Une perspective future à ce projet serait la création et l'analyse d'archétypes et profils de consommateurs, ce qui enrichira l'analyse de sensibilité. Cette dimension additionnelle promet de révéler des stratégies plus nuancées pour ajuster les comportements des consommateurs, offrant ainsi des données robustes et précises pour une prise de décision plus éclairée.

Finalement, la base de données étant la première de ce type pour cette catégorie de produits, pourrait potentiellement servir de modèle pour évaluer les impacts de l'hygiène personnelle dans d'autres régions. En adoptant une méthodologie commune, elle favorise la comparabilité des résultats, permettant une analyse des pratiques d'hygiène dans divers contextes géographiques.

3.4 LIMITES DE L'ÉTUDE

Certaines des données de la base de données présentent des lacunes évidentes et nécessiteront un approfondissement dans le futur. Il est notamment crucial d'explorer davantage la diversité des produits et des formulations : l'utilisation de formules génériques pour les produits d'hygiène (faute d'accès aux formules réelles) est discutable. Les produits d'hygiène génériques utilisés dans l'étude ne ressortent pas comme étant des contributeurs importants à l'empreinte environnementale de l'hygiène du Québécois moyen, mais il existe probablement une très grande variabilité dans l'impact environnemental en fonction de leur formulation (comme l'a mis en lumière l'analyse de sensibilité réalisée sur l'utilisation d'ingrédients

agro-sourcés). Rien ne dit que certaines formulations ne contribueraient pas de manière plus significative à l'impact si on était en mesure de les caractériser.

De plus, le fait de ne pas avoir obtenu de données précises sur la masse/volume des produits utilisés au Québec (seuls les volumes des ventes étant disponibles) et d'avoir dû estimer les quantités utilisées sur la base des doses génériques de produits et des fréquences d'utilisation est une autre des lacunes de la base de données. Cette approche ne permet de tenir compte ni du taux de perte des produits d'hygiène chez les consommateurs, ni de la variabilité des habitudes en matière de dosage des produits. La collecte de ce type de données manquantes demeure un élément essentiel pour renforcer la solidité de la base de données.

Par ailleurs, des lacunes subsistent quant aux hypothèses qui ont été faites en ce qui concerne les déplacements des individus pour faire des achats (distance parcourue, fréquence des achats, modes de transport), à l'allocation de l'impact du trajet pour réaliser tous ces achats aux produits d'hygiène, et aux déplacements des produits manufacturés dans la chaîne logistique, autant d'éléments cruciaux à améliorer pour une évaluation environnementale complète.

3.5 RÉSULTATS DE L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE DE L'HYGIÈNE DES QUÉBÉCOIS

La phase d'utilisation, identifiée comme la plus impactante sur l'environnement dans la littérature existante, ressort également comme importante dans notre étude, mettant particulièrement en lumière l'énorme impact énergétique associé au chauffage de l'eau. Même au Québec, où l'énergie électrique provient principalement de sources renouvelables et où le chauffage de l'eau est majoritairement fait en utilisant de l'électricité, cette phase reste prédominante. Ce résultat inattendu met en lumière que les bénéfices d'une source d'énergie majoritairement renouvelable peuvent être annulés par des comportements de surconsommation. Cela souligne l'impératif d'étendre les solutions de réduction des impacts en sensibilisant le public à l'adoption de comportements et de modes de consommation sans faire reposer la transition énergétique uniquement sur des solutions technologiques et met en évidence la nécessité de la quantification pour mettre en perspective les points cruciaux.

Il est notable que les contributeurs principaux aux impacts de l'hygiène identifiés dans la littérature sont similaires dans notre étude, avec en particulier le rôle prépondérant joué par l'utilisation de l'eau, son chauffage et son traitement en fin de vie. Par ailleurs, comme dans les études de la littérature, on voit l'importance de la contribution du changement climatique et des impacts toxiques et écotoxicologiques aux dommages. Bien que certaines lacunes liées à la phase d'utilisation aient été partiellement atténuées par l'utilisation de données statistiques représentatives des comportements réels au lieu de données d'usages génériques, des lacunes persistent au niveau de la modélisation des processus de traitement des eaux usées, notamment en ce qui concerne les émissions de métaux contribuant à la toxicité et à l'écotoxicité.

Les résultats confrontent certaines croyances courantes en matière de solutions de réduction, soulignant la nécessité impérieuse de développer des études, des initiatives et des outils calculateurs. Ces outils pourraient mettre en lumière les véritables points chauds et les voies réelles vers la réduction des impacts, tout en démocratisant les connaissances. Ils offriraient également la possibilité de tester des scénarios de réduction dans un contexte de cycle de vie, évitant ainsi les déplacements potentiels d'impacts.

Les croyances courantes en matière d'hygiène durable soulevées dans l'introduction et quantifiées dans le chapitre 2 démontrent que certaines d'entre elles sont pertinentes, telles que celles liées à la réduction du volume d'eau utilisé pour se doucher. D'autres croyances se focalisent sur des réductions d'impact marginales, comme le recyclage des emballages. En revanche, certaines s'avèrent contre-productives et augmentent les impacts, notamment celles axées sur le zéro-déchet ou le choix d'ingrédients biosourcés (qu'on n'entend pas naturels dans les discours courants).

Un autre aspect crucial des résultats réside dans l'importance de choisir des méthodes d'impact qui prennent en compte une variété de catégories, essentielles pour identifier les déplacements potentiels d'impacts. Les méthodes intégrant les effets de dommages régionalisés prennent tout leur sens, permettant de mettre en perspective ces effets avec la réalité de la région spécifique. Par exemple, dans notre étude, l'impact sur la disponibilité de l'eau, dans une région avec abondance d'eau comme le Québec, se révèle négligeable par rapport à une région signalant des dommages plus élevés dans l'agriculture d'un ingrédient spécifique.

En abordant la question de la régionalisation, il est crucial de considérer les scénarios de déplacement. Les hypothèses de déplacement des usagers pour faire leurs courses en transport en commun ou à vélo, souvent justifiables dans certaines régions européennes, peuvent ne pas être applicables ou comparables au Québec ou au Canada. Ces régions, caractérisées par une faible densité de population, un système de transport en commun moins développé et des hivers rigoureux, nécessitent souvent l'utilisation de la voiture, augmentant ainsi l'impact du transport. Du même coup, ces plus longues distances ont aussi un effet sur le transport des marchandises par les producteurs.

3.6 L'EMPREINTE CARBONE DU QUÉBÉCOIS

Il est crucial de mettre en perspective les points chauds et les priorités. Bien que les résultats de notre étude ne représentent que 0,55% de l'empreinte du Québécois moyen de 14,4 t CO₂ éq. (Patouillard et al., 2023), il faut garder en tête que notre étude ne représente pas la totalité du secteur des soins personnels et cosmétiques. De plus, en raison des impacts moins importants du mix énergétique au Québec par rapport à d'autres régions, la contribution de l'hygiène personnelle pourrait être plus élevée dans ces régions, atteignant potentiellement plusieurs points de pourcentage. En outre, l'étude sur l'hygiène personnelle illustre également que ce poste de consommation interagit avec d'autres domaines tels que le logement (lié à l'énergie et aux technologies pour le chauffage de l'eau), les infrastructures municipales (liées au traitement de l'eau) et les transports (à la fois des usagers et des marchandises). Ceci renforce le besoin de ce projet d'étude pour la société ainsi que de la continuité de celle-ci, sur les autres postes de consommation soulevés.

CONCLUSION

En conclusion, ce mémoire représente une contribution à l'avancement des connaissances en matière d'analyse du cycle de vie des produits d'hygiène au Québec. La mise en place d'une base de données d'inventaire du cycle de vie, accessible en « open-source », comble des lacunes identifiées dans la littérature en fournissant des données spécifiques sur la phase d'utilisation ainsi d'une première étude de l'impact de l'hygiène en contexte québécois. Cette base de données, au-delà de son rôle dans la quantification des impacts environnementaux, offre des perspectives prometteuses en tant que base potentielle d'une panoplie d'outils éducatifs accessible au grand public. En envisageant son utilisation pour des calculs d'empreinte personnalisés, elle pourrait jouer un rôle crucial dans la sensibilisation environnementale, en prenant en compte le cycle de vie complet. La base de données deviendrait aussi une ressource pour les municipalités, agissant comme un soutien décisionnel dans la gestion et l'amélioration des infrastructures locales. Elle pourrait également permettre aux entreprises de connaître et de comparer la performance environnementale de leurs produits. Le tout, à partir de la base de données en annexe, qui sera plus tard intégré dans une série d'outils paramétrables à l'attention des différentes parties prenantes. L'ajout future d'un volet sur des archétypes et profils consommateurs enrichira d'avantage l'utilisation de la base de données.

Malgré des limites inhérentes à l'étude, notamment des lacunes dans la diversité des formulations et dans la modélisation des processus de traitement des eaux usées. Cette recherche souligne l'importance de la quantification pour orienter les choix vers des solutions réelles de réduction d'impact. Les résultats mettent en lumière l'impact énergétique significatif lié à la phase d'utilisation, soulignant la nécessité d'actions axées sur les comportements en plus des solutions technologiques. Enfin, l'étude souligne l'importance de choisir des méthodes d'impact pertinentes, intégrant des catégories variées et tenant compte des réalités régionales, pour une évaluation environnementale complète. Dans l'ensemble, cette recherche fournit une base solide pour de futures analyses comparatives et des initiatives visant à réduire l'empreinte environnementale liée à l'hygiène personnelle, contribuant ainsi à une compréhension plus approfondie des enjeux environnementaux complexes et interconnectés.

ANNEXE A

Matériel supplémentaire

Dans le cadre de cette recherche, du matériel supplémentaire est fourni en annexe sous la forme d'une base de données d'inventaire du cycle de vie. Cette base de données est liée à l'objectif 1, tel qu'énoncé dans l'introduction. La méthodologie pour décrire ce matériel est présentée dans la section 2.2.1. Elle est disponible de manière permanente via le lien suivant :

<https://zenodo.org/doi/10.5281/zenodo.10524954>

RÉFÉRENCES

ADEME. (nd). *Bilan Carbone Territoire*.

Agez, M., Muller, E., Patouillard, L., Södersten, C.-J. H., Arvesen, A., Margni, M., Samson, R., & Majeau-Bettez, G. (2022). Correcting remaining truncations in hybrid life cycle assessment database compilation. *Journal of Industrial Ecology*, 26(1), 121–133. <https://doi.org/10.1111/jiec.13132>

Agez, M., Patouillard, L., & Muller, E. (2022). *IMPACT World+ / a globally regionalized method for life cycle impact assessment (2.0)* [Dataset]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7348580>

Agez, M., Patouillard, L., & Muller, E. (2023). *IMPACT World+ / a globally regionalized method for life cycle impact assessment (2.0.1)* [Dataset]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.8200703>

Agribalyse. (2020). *Agribalyse*. <https://doc.agribalyse.fr/documentation-en/>

Amin, S., Khan, M. A., & Mehmood, W. (2022). Probing Environmental Sustainability Through the Diversity-Pollution Nexus—A Global Perspective via PM_{2.5} and NO₂. *Water, Air, & Soil Pollution*, 233(2), 58. <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05518-8>

Arshed, N., Hameed, K., Saher, A., & Yazdani, N. (2022). The cultural differences in the effects of carbon emissions—An EKC analysis. *Environmental Science and Pollution Research International*, 29(42), 63605–63621. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-20154-9>

Ashley, P., Duane, B., Johnstone, M., & Lyne, A. (2022). The environmental impact of community caries prevention - part 2: Toothbrushing programmes. *British Dental Journal*, 233(4), Article 4. <https://doi.org/10.1038/s41415-022-4905-3>

Bare, J. (2011). TRACI 2.0: The tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts 2.0. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 13(5), 687–696. <https://doi.org/10.1007/s10098-010-0338-9>

Bernardo, M. (2012). *Evaluation of Ecolabelling Criteria Using Life Cycle Assessment*.
<https://www.semanticscholar.org/paper/Evaluation-of-Ecolabelling-Criteria-Using-Life-Bernardo/e524ee7e7742a94b1005b0cfd936470c06a54977>

Bieber, C. (2022). *The Average Walmart Shopper Spends This Much per Trip*. <https://www.fool.com/the-ascent/personal-finance/articles/the-average-walmart-shopper-spends-this-much-per-trip/>

BNN Bloomberg. (2019). *How fast do you shop? Canadians average 32 minutes at grocery store, study finds - BNN Bloomberg*. BNN. <https://www.bnnbloomberg.ca/how-fast-do-you-shop-canadians-average-32-minutes-at-grocery-store-study-finds-1.1171111>

Brundtland, G. H. (1987). *Our Common Future: Report of the World Commission on Environment and Development*. (UN-Dokument A/42/427). <http://www.un-documents.net/ocf-ov.htm>

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., & Jolliet, O. (2019). IMPACT World+: A globally regionalized life cycle impact assessment method. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(9), 1653–1674. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01583-0>

CAA-Québec. (2023, September 14). *Electric water heaters: Criteria for choosing*. <https://www.caaquebec.com/en/at-home/advice/tips-and-tricks/tip-and-trick/show/sujet/electric-water-heaters-criteria-for-choosing/>

caaquebec.com, C.-Q.-. (2023, September 14). *Household water consumption—Maison Écol'Eau*. Tips and Tricks. <https://www.caaquebec.com/en/at-home/advice/tips-and-tricks/tip-and-trick/show/sujet/household-water-consumption-maison-ecoleau/>

Canada Energy Regulator. (2023, November 28). *Market Snapshot: Why Canada is one of the world's largest electricity consumers*. <https://www.cer-rec.gc.ca/en/data-analysis/energy-markets/market-snapshots/2022/market-snapshot-why-canada-is-one-of-the-worlds-largest-electricity-consumers.html>

Castellani, V., Beylot, A., & Sala, S. (2019). Environmental impacts of household consumption in Europe: Comparing process-based LCA and environmentally extended input-output analysis. *Journal of Cleaner Production*, 240, 117966. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117966>

Castellani, V., Hidalgo, C., Gelabert, L., Riera, M. R., Escamilla, M., Sanye, M. E., & Sala, S. (2019, December 19). *Consumer footprint: Basket of products indicator on household goods*. JRC Publications Repository. <https://doi.org/10.2760/462368>

Chang, D. (2022). *The Average Costco Shopper Spends This Much per Trip*. <https://www.fool.com/the-ascent/personal-finance/articles/the-average-costco-shopper-spends-this-much-per-trip/>

Choisir.com. (2021). *Éco-gestes: Les gestes du quotidien à connaître | Choisir.com*. <https://www.choisir.com/energie/articles/119029/les-eco-gestes-a-appliquer-au-quotidien>

Chu, E. W., & Karr, J. R. (2017). Environmental Impact: Concept, Consequences, Measurement. *Reference Module in Life Sciences*, B978-0-12-809633-8.02380-3. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809633-8.02380-3>

CIRAIG. (2022a). *Chaire sur la consommation durable*. <https://ciraig.org/index.php/sustainable-consumption-chair/>

CIRAIG. (2022b). *Qu'est-ce que l'ACV?* CIRAIG. <https://ciraig.org/index.php/fr/analyse-du-cycle-de-vie/>

Clark, G. (2007). Evolution of the global sustainable consumption and production policy and the United Nations Environment Programme's (UNEP) supporting activities. *Journal of Cleaner Production*, 15(6), 492–498. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.05.017>

de Camargo, A. M., Forin, S., Macedo, K., Finkbeiner, M., & Martínez-Blanco, J. (2019). The implementation of organizational LCA to internally manage the environmental impacts of a broad product portfolio: An example for a cosmetics, fragrances, and toiletry provider. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(1), 104–116. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1502-4>

de Souza, C. V. S., Seabra, L. M. J., Hatjiathanassiadou, M., Vale, D., de Medeiros, G. C. B. S., Marchioni, D. M. L., Lima, S. C. V. C., & Lyra, C. de O. (2022). Environmental footprints of food consumption: Protocol for a systematic literature review. *PLOS ONE*, 17(11), e0277227. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0277227>

Diamond, M. L., Gandhi, N., Adams, W. J., Atherton, J., Bhavsar, S. P., Bulle, C., Campbell, P. G. C., Dubreuil, A., Fairbrother, A., Farley, K., Green, A., Guinee, J., Hauschild, M. Z., Huijbregts, M. A. J., Humbert, S., Jensen, K. S., Jolliet, O., Margni, M., McGeer, J. C., ... Vijver, M. G. (2010). The clearwater consensus: The estimation of metal hazard in fresh water. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(2), 143–147. <https://doi.org/10.1007/s11367-009-0140-2>

Dobson, S., & Fellows, G. K. (2017). Big and Little Feet: A Comparison of Provincial Level Consumption- and Production-Based Emissions Footprints. *The School of Public Policy Publications*, 10. <https://doi.org/10.11575/sppp.v10i0.43037>

Dolter, B., & Victor, P. A. (2016). Casting a long shadow: Demand-based accounting of Canada's greenhouse gas emissions responsibility. *Ecological Economics*, 127, 156–164. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.04.013>

EcoTransIT World. (2020). *Emission Calculator*. EcoTransIT World | . <https://www.ecotransit.org/en/emissioncalculator/>

Environment Canada. (2012). *2011 Municipal Water Pricing Report—Municipal Water Pricing 2009 Statistics* (Cat. No.: En11-3/20011E-PDF ISSN 1927-7652). https://publications.gc.ca/collections/collection_2012/ec/En11-3-2011-eng.pdf

Euromonitor international. (2019). *Beauty and personal care: Euromonitor from trade sources/national statistics*. <https://www-portal-euromonitor-com>

European Commission. (2010). *THE SCCS'S NOTES OF GUIDANCE FOR THE TESTING OF COSMETIC INGREDIENTS AND THEIR SAFETY EVALUATION* (SCCS/1416/11).

https://ec.europa.eu/health/scientific_committees/consumer_safety/docs/sccs_s_004.pdf

European Commission. (2023). *Updated characterisation and normalisation factors for the environmental footprint 3.1 method*. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/798894>

European Commission. Joint Research Centre. (2019). *Suggestions for updating the Organisation Environmental Footprint (OEF) method*. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/424613>

European Environment Agency. (2018). *Water use in Europe—Quantity and quality face big challenges—European Environment Agency*. <https://www.eea.europa.eu/signals-archived/signals-2018-content-list/articles/water-use-in-europe-2014>

Eurostat. (2023). *Statistics | Eurostat Disaggregated final energy consumption in households—Quantities* (online data code: NRG_D_HHQ) [Dataset].

https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/NRG_D_HHQ__custom_7690171/default/table?lang=en

Fellows, G. K., & Dobson, S. (2017). Embodied Emissions in Inputs and Outputs: A Value-Added Approach to National Emissions Accounting. *Canadian Public Policy*, 43(2), 140–164.

Feng, J., Burke, I. T., Chen, X., & Stewart, D. I. (2023). Assessing metal contamination and speciation in sewage sludge: Implications for soil application and environmental risk. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 22(4), 1037–1058. <https://doi.org/10.1007/s11157-023-09675-y>

Frey, S., Bar Am, J., Doshi, V., Malik, A., & Noble, S. (2023, February 6). *Consumers care about sustainability—And back it up with their wallets*. McKinsey & Company.
<https://www.mckinsey.com/industries/consumer-packaged-goods/our-insights/consumers-care-about-sustainability-and-back-it-up-with-their-wallets>

Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Doka, G., Dones, R., Heck, T., Hellweg, S., Hischier, R., Nemecek, T., Rebitzer, G., & Spielmann, M. (2005). The ecoinvent Database: Overview and Methodological Framework. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *10*, 3–9.
<https://doi.org/10.1065/lca2004.10.181.1>

Gardner, T. (2004). Limits to Growth? – A Perspective on the Perpetual Debate. *Environmental Sciences*, *1*, 121–138. <https://doi.org/10.1080/15693430512331342592>

Genta, C., Sanyé-Mengual, E., Sala, S., & Lombardi, P. (2022). The Consumption Footprint as possible indicator for environmental impact evaluation at city level. The case study of Turin (Italy). *Sustainable Cities and Society*, *79*, 103679. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2022.103679>

Goermer, M., Lehmann, A., & Finkbeiner, M. (2020). Life-LCA: Assessing the environmental impacts of a human being—challenges and perspectives. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *25*(1), 141–156. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01645-3>

Golsteijn, L., Lessard, L., Campion, J.-F., Capelli, A., D’Enfert, V., King, H., Kremer, J., Krugman, M., Orliac, H., Furnemont, S. R., Schuh, W., Stalmans, M., O’Hanlon, N. W., & Coroama, M. (2018). Developing Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR) for shampoos: The basis for comparable life cycle assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, *14*(5), 649–659.
<https://doi.org/10.1002/ieam.4064>

Gouvernement du Quebec. (2021). *Rapport annuel de l’usage de l’eau potable 2019* (Stratégie québécoise d’économie d’eau potable horizon 2019-2025).

https://www.mamh.gouv.qc.ca/fileadmin/publications/infrastructures/strategie_quebecoise_eau_potable/rapport_usage_eau_potable_2019.pdf

Gouvernement du Québec. (2023). *Questions et réponses sur le recyclage agricole des boues d'épuration municipales*. Ministère de l'environnement, de la lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/articles/boues-epuration/faq-recyclage-municipales.htm>

Gouvernement of Canada. (2019a). *Report—Trade Data Online—Import, Export and Investment—Innovation, Science and Economic Development Canada. Canadian imports, Naics 32561—Soap and cleaning compound manufacturing, TOP 10 Countries* [Form].
https://www.ic.gc.ca/app/scr/tdst/tdo/crtr.html?grouped=GROUPED&searchType=KS_CS&naArea=P24&countryList=TOP&toFromCountry=CDN&reportType=TI&customYears=2019&timePeriod=%7CCustom+Years¤cy=CDN&productType=NAICS&hSelectedCodes=%7C32561&runReport=true

Gouvernement of Canada. (2019b). *Report—Trade Data Online—Import, Export and Investment—Innovation, Science and Economic Development Canada. Canadian imports, Naics 32562—Toilet preparation manufacturing, TOP 10 Countries* [Form].
https://www.ic.gc.ca/app/scr/tdst/tdo/crtr.html?grouped=GROUPED&searchType=KS_CS&naArea=P24&countryList=TOP&toFromCountry=CDN&reportType=TI&customYears=2019&timePeriod=%7CCustom+Years¤cy=CDN&productType=NAICS&hSelectedCodes=%7C32562&runReport=true

Government of Canada. (2019a). *Provincial and Territorial Energy Profiles – Quebec*. <https://www.cer-rec.gc.ca/en/data-analysis/energy-markets/provincial-territorial-energy-profiles/provincial-territorial-energy-profiles-quebec.html>

Government of Canada. (2019b). *Trade Data Online* [Home page; Home Pages]. Innovation, Science and Economic Development Canada. <https://ised-isde.canada.ca/site/trade-data-online/en/trade-data-online>

Government of Canada. (2021a). *Quebec Construction Code, Chapter III – Plumbing, and National Plumbing Code of Canada 2015 (amended)*. National Research Council of Canada. <https://nrc-publications.canada.ca/eng/view/ft/?id=705a1dff-4310-4d8d-8e94-4ef1a4e11628>

Government of Canada, S. C. (2021b, February 15). *Measuring proximity to services and amenities: An experimental set of indicators for neighbourhoods and localities*. <https://www150.statcan.gc.ca/n1/pub/18-001-x/18-001-x2020001-eng.htm>

Government of Quebec. (2019). *Campagne Mon empreinte bleue*. <https://www.mamh.gouv.qc.ca/infrastructures/campagne-mon-empreinte-bleue/presentation/>

Government of Quebec. (2021). *Québec adopte un règlement afin d'éliminer le recours au mazout pour le chauffage résidentiel*. Gouvernement du Québec. <https://www.quebec.ca/nouvelles/actualites/details/quebec-adopte-un-reglement-afin-delimiter-le-recours-au-mazout-pour-le-chauffage-residentiel-36186>

Hall, B., Steiling, W., Safford, B., Coroama, M., Tozer, S., Firmani, C., McNamara, C., & Gibney, M. (2011). European consumer exposure to cosmetic products, a framework for conducting population exposure assessments Part 2. *Food and Chemical Toxicology: An International Journal Published for the British Industrial Biological Research Association*, 49(2), 408–422. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2010.11.016>

Hauschild, M., Rosenbaum, R., & Olsen, S. (2017). Life Cycle Assessment: Theory and Practice. In *Life Cycle Assessment: Theory and Practice* (p. 1216). <https://doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3>

Hertwich, E. G. (2011). THE LIFE CYCLE ENVIRONMENTAL IMPACTS OF CONSUMPTION. *Economic Systems Research*, 23(1), 27–47. <https://doi.org/10.1080/09535314.2010.536905>

Hertwich, E. G., & Peters, G. P. (2009). Carbon Footprint of Nations: A Global, Trade-Linked Analysis. *Environmental Science & Technology*, 43(16), 6414–6420. <https://doi.org/10.1021/es803496a>

Hickel, J., & Kallis, G. (2020). Is Green Growth Possible? *New Political Economy*, 25(4), 469–486.
<https://doi.org/10.1080/13563467.2019.1598964>

Huijbregts, M. A. J., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A., & van Zelm, R. (2017). ReCiPe2016: A harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(2), 138–147.
<https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>

Hydro-Québec. (2023). *Calculate hot water consumption for showers, baths and faucets*.
<https://www.hydroquebec.com/residential/customer-space/electricity-use/tools/water-consumption-calculator.html>

Hydro-Quebec. (2023). *The WaterSense® Label | Hydro-Québec*.
<https://www.hydroquebec.com/residential/energy-wise/watersense.html>

IBIS World. (2023a). *Geographic Breakdown—44612CA Beauty, Cosmetics & Fragrance Stores in Canada—MyIBISWorld*. <https://my-ibisworld-com.proxy.bibliotheques.uqam.ca/ca/en/industry/44612ca/geographic-breakdown>

IBIS World. (2023b). *Industry report—Retail trade in canada* (p. <https://www.ibisworld.com>).

Institut de la statistique du Québec. (2022). *Empreinte carbone des ménages au Québec—Une première estimation basée sur la consommation*. <https://statistique.quebec.ca/fr/fichier/empreinte-carbone-menages-quebec-estimation-consommation.pdf>.

International Organization for Standardization (ISO). (2020). *ISO 14040:2006, Environmental management—Life cycle assessment—Principles and framework*.
<https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:14040:ed-2:v1:en>

ISO 14040-2006. (2006). *Environmental Management—Life Cycle Assessment—Principle and Framework*. International Organisation for Standardisation (ISO).

Ivanova, D., Stadler, K., Steen-Olsen, K., Wood, R., Vita, G., Tukker, A., & Hertwich, E. G. (2016). Environmental Impact Assessment of Household Consumption. *Journal of Industrial Ecology*, 20(3), 526–536. <https://doi.org/10.1111/jiec.12371>

Jolliet, O., Saadé, M., Crettaz, P., Jolliet-Gavin, N., & Shaked, S. (2017). *Analyse du cycle de vie: Comprendre et réaliser un écobilan*.

Jolliet, O., Saade-Sbeih, M., Shaked, S., Jolliet, A., & Crettaz, P. (2015). *Environmental Life Cycle Assessment*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b19138>

JRC. (2019). *Consumer Footprint. Basket of Products indicator on Household goods*. Publications Office of the European Union.

JRC. (2023). *Ecodesign for Sustainable Products Regulation—Preliminary study on new product priorities* [Technical Report (draft)]. https://susproc.jrc.ec.europa.eu/product-bureau/sites/default/files/2023-01/Preliminary%20ESPR%20WP%20Report_MERGED_CLEAN_.pdf

Koehler, A., & Wildbolz, C. (2009). Comparing the Environmental Footprints of Home-Care and Personal-Hygiene Products: The Relevance of Different Life-Cycle Phases. *Environmental Science & Technology*, 43(22), 8643–8651. <https://doi.org/10.1021/es901236f>

Kröhnert, H., & Stucki, M. (2021). Life Cycle Assessment of a Plant-Based, Regionally Marketed Shampoo and Analysis of Refill Options. *Sustainability*, 13(15), Article 15. <https://doi.org/10.3390/su13158478>

Kronenberg, J. (2007). Making consumption “reasonable.” *Journal of Cleaner Production*, 15(6), 557–566. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.05.012>

L'Haridon, J., Patouillard, L., Pedneault, J., Boulay, A.-M., Witte, F., Vargas-Gonzalez, M., Bonningue, P., Rollat, I., Blanchard, T., Goncalves, G., Hervio, A., & Gilbert, L. (2023). SPOT: A Strategic Life-Cycle-Assessment-Based Methodology and Tool for Cosmetic Product Eco-Design. *Sustainability*, 15(19), Article 19. <https://doi.org/10.3390/su151914321>

L'Oreal, & Quantis. (2019). *SPICE Case Studies Weighting factors 2019041*. https://open-spice.com/wp-content/uploads/2019/05/SPICE_Case-studies_Weighting-factors_20190417.pdf

L'Oreal, & Quantis. (2020). *SPICE Tool Methodological Appendix*. <https://open-spice.com/methodological-appendix/>

Ministère des Affaires municipales & et de l'Habitation. (2010). *Campagne Mon empreinte bleue*. <https://www.mamh.gouv.qc.ca/infrastructures/campagne-mon-empreinte-bleue/trucs-et-astuces/>

Mintel. (2016). *Slippery slope for bar soap as sales decline 2% since 2014 in favor of more premium options*. <https://www.mintel.com/press-centre/slippery-slope-for-bar-soap-as-sales-decline-2-since-2014-in-favor-of-more-premium-options/>

Modames. (n.d.). *Les acteurs de la consommation responsable: Nos coups de coeur*. Modames. Retrieved September 18, 2023, from <https://www.modames.com/consommation-responsable/acteurs-consommation-responsable/>

Moreno, J., Iglesias, J., Blanco, J., Montero, M., Morales, G., & Melero, J. A. (2020). Life-cycle sustainability of biomass-derived sorbitol: Proposing technological alternatives for improving the environmental profile of a bio-refinery platform molecule. *Journal of Cleaner Production*, 250, 119568. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119568>

Naeem, S., Bunker, D., Hector, A., Loreau, M., & Perrings, C. (2009). *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing An Ecological and Economic Perspective*.

Natural Resources Canada. (2019). *Commercial/Institutional Sector Québec¹ Table 7: Retail Trade Secondary Energy Use and GHG Emissions by End Use*. Government of Canada, Natural Resources Canada.

<https://oe.e.rncan.gc.ca/corporate/statistics/neud/dpa/showTable.cfm?type=CP§or=com&juris=qc&rn=6&year=2020&page=3>

Natural Resources Canada. (2023). *Residential Sector Quebec: Water Heating Secondary Energy Use and GHG Emissions by Energy Source*. Government of Canada, Natural Resources Canada.

<https://oe.e.rncan.gc.ca/corporate/statistics/neud/dpa/showTable.cfm?type=CP§or=res&juris=qc&rn=10&page=4>

Nuss, P., Sanyé-Mengual, E., & Sala, S. (2023). Monitoring the consumption footprint of countries to support policy-making: An assessment of data availability in Germany. *Journal of Industrial Ecology*, 27(5), 1354–1369. <https://doi.org/10.1111/jiec.13412>

Patouillard, L., Agez, M., de Bortoli, A., & Bulle, C. (Submitted). *Consumption-based carbon footprint of Canadians: Exploring provinces' variability based on OpenIO-Canada, a regionalized input-output table with capital endogenization*.

Patouillard, L., Greffe, T., Louineau, E., Muller, E., & Bulle, C. (2023). *Life cycle inventory database for consumption in Québec – Food consumption (0.1.6)* [Dataset]. Zenodo.

<https://doi.org/10.5281/zenodo.8208610>

Patouillard, L., Greffe, T., Louineau, E., Muller, E., & Bulle, C. (Soumis). Carbon footprint of individual food consumption in Québec. *Sustainable Production and Consumption*.

Patouillard, L., Greffe, T., Louineau, E., Muller, E., & Bulle, C. (Submitted). Carbon footprint of individual food consumption in Québec. *Sustainable Production and Consumption*.

Pizzol, M., Christensen, P., Schmidt, J., & Thomsen, M. (2011). Impacts of “metals” on human health: A comparison between nine different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA). *Journal of Cleaner Production*, *19*(6–7), 646–656. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.05.007>

Pryshlakivsky, J., & Searcy, C. (2021). Life Cycle Assessment as a decision-making tool: Practitioner and managerial considerations. *Journal of Cleaner Production*, *309*, 127344. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127344>

Rathore, S., Schuler, B., & Park, J. (2023). Life cycle assessment of multiple dispensing systems used for cosmetic product packaging. *Packaging Technology and Science*, *36*(7), 533–547. <https://doi.org/10.1002/pts.2729>

Recyc-Québec. (2018). *Bilan 2018 de la gestion des matières résiduelles au Québec*. <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2018-complet.pdf>

Ren, Z., Zhang, D., & Gao, Z. (2022). Sustainable Design Strategy of Cosmetic Packaging in China Based on Life Cycle Assessment. *Sustainability*, *14*(13), Article 13. <https://doi.org/10.3390/su14138155>

Richter Total Office. (2016). Saving Time (and Money) with GOJO. *Richter Total Office*. <https://www.richteronline.com/blog/saving-time-and-money-with-gojo/>

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., ... Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, *461*(7263), 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>

Sala, S., & Castellani, V. (2019). The consumer footprint: Monitoring sustainable development goal 12 with process-based life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, *240*, 118050. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118050>

Schwarcz, J. (2020). Liquid or Bar? Soapy Tales. *Office for Science and Society*.

<https://www.mcgill.ca/oss/article/health/liquid-or-bar-soapy-tales>

Secchi, M., Castellani, V., Collina, E., Mirabella, N., & Sala, S. (2016). Assessing eco-innovations in green chemistry: Life Cycle Assessment (LCA) of a cosmetic product with a bio-based ingredient. *Journal of Cleaner Production*, 129, 269–281. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.073>

Sheth, J. (2020). Impact of Covid-19 on consumer behavior: Will the old habits return or die? *Journal of Business Research*, 117, 280–283. <https://doi.org/10.1016/j.jbusres.2020.05.059>

Statista. (2019). *Beauty & Personal Care—Canada | Statista Market Forecast*.

<https://www.statista.com/outlook/cmo/beauty-personal-care/canada>

Statistics Canada. (2021). *Potable water use by sector and average daily use- Canada and provinces* [Dataset]. <https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/en/cv.action?pid=3810027101>

Steffen, W., Grinevald, J., Crutzen, P., & McNeill, J. (2011). The Anthropocene: Conceptual and historical perspectives. *Philosophical Transactions. Series A, Mathematical, Physical, and Engineering Sciences*, 369, 842–867. <https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0327>

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>

Steinmann, Z. J. N., Schipper, A. M., Stadler, K., Wood, R., de Koning, A., Tukker, A., & Huijbregts, M. A. J. (2018). Headline Environmental Indicators Revisited with the Global Multi-Regional Input-Output Database EXIOBASE. *Journal of Industrial Ecology*, 22(3), 565–573. <https://doi.org/10.1111/jiec.12694>

Steubing, B., De Koning, D., Haas, A., & Mutel, C. L. (2020). The Activity Browser—An open source LCA software building on top of the brightway framework. *Software Impacts*, 3, 100012.

<https://doi.org/10.1016/j.simpa.2019.100012>

Suppipat, S., Hu, A. H., Trinh, L. T. K., Kuo, C.-H., & Huang, L. H. (2022). A comparative life cycle assessment of toothpaste cream versus toothpaste tablets. *Sustainable Production and Consumption*, 29, 357–369. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.10.021>

The Conference Board of Canada. (2023). Water Withdrawals. *The Conference Board of Canada*.

<https://www.conferenceboard.ca/hcp/water-consumption.aspx>

Tickner, J., Geiser, K., & Baima, S. (2021). Transitioning the Chemical Industry: The Case for Addressing the Climate, Toxics, and Plastics Crises. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 63(6), 4–15. <https://doi.org/10.1080/00139157.2021.1979857>

Tout Lyon. (2022). *Les gestes éco-responsables à adopter pour sauvegarder notre environnement*. mesinfos. <https://mesinfos.fr/auvergne-rhone-alpes/gestes-eco-responsables-adopter-pour-sauvegarder-notre-environnement-115146.html>

Tukker, A., & Dietzenbacher, E. (2013). Global Multiregional Input–Output Frameworks: An Introduction and Outlook. *Economic Systems Research*, 25. <https://doi.org/10.1080/09535314.2012.761179>

United Nations. (2023). *Global Sustainable Development Report 2023: Times of crisis, times of change: Science for accelerating transformations to sustainable development*.

Veronesi, F., Hellweg, S., Antón, A., Azevedo, L. B., Chaudhary, A., Cosme, N., Cucurachi, S., de Baan, L., Dong, Y., Fantke, P., Golsteijn, L., Hauschild, M., Heijungs, R., Jolliet, O., Juraske, R., Larsen, H., Laurent, A., Mutel, C. L., Margni, M., ... Huijbregts, M. A. J. (2020). LC-IMPACT: A regionalized life cycle damage assessment method. *Journal of Industrial Ecology*, 24(6), 1201–1219. <https://doi.org/10.1111/jiec.13018>

Vividata. (2019). *Vividata | SCC | Study of the Canadian Consumer | (Hand Soaps - Personally Used Past 6 Mths 14+)*. <https://vividata.ca/>

Vividata. (2021). *Vividata | SCC | Study of the Canadian Consumer | (Personal Care, Health & Beauty Aids - Shampoo-#Times Personally Used In Past 7 Days 14+)*. <https://vividata.ca/>

Wackernagel, M., Schulz, N., Deumling, D., Linares, A., Jenkins, M., Kapos, V., Monfreda, C., Loh, J., Myers, N., Norgaard, R., & Randers, J. (2002). Tracking the Ecological Overshoot of the Human Economy. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *99*, 9266–9271. <https://doi.org/10.1073/pnas.142033699>

Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3.9: Overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *21*(9), 1218–1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>

Wiedmann, T. (2009). A review of recent multi-region input-output models used for consumption-based emission and resource accounting. *Ecological Economics*, *69*(2), 211–222.

Wiedmann, T., Lenzen, M., Keyßer, L. T., & Steinberger, J. K. (2020). Scientists' warning on affluence. *Nature Communications*, *11*(1), 3107. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-16941-y>

Wiedmann, T., Lenzen, M., Turner, K., & Barrett, J. (2007). Examining the global environmental impact of regional consumption activities -- Part 2: Review of input-output models for the assessment of environmental impacts embodied in trade. *Ecological Economics*, *61*(1), 15–26.

Wood, R., Stadler, K., Bulavskaya, T., Lutter, F. S., Giljum, S., Koning, A., Kuenen, J., Schütz, H., Acosta-Fernández, J., Usubiaga-Liaño, A., Simas, M., Ivanova, O., Weinzettel, J., Schmidt, J., Merciai, S., & Tukker, A. (2015). Global Sustainability Accounting—Developing EXIOBASE for Multi-Regional Footprint Analysis. *Sustainability*, *7*, 138–163. <https://doi.org/10.3390/su7010138>

Yoo, H. J., & Song, E. (2021). Effects of Personal Hygiene Habits on Self-Efficacy for Preventing Infection, Infection-Preventing Hygiene Behaviors, and Product-Purchasing Behaviors. *Sustainability*, 13(17), Article 17. <https://doi.org/10.3390/su13179483>

Zink, T., & Geyer, R. (2016). There Is No Such Thing as a Green Product. *Stanford Social Innovation Review*, 14, 2631. <https://doi.org/10.48558/G401-WQ16>